



**Observatoire de la qualité
des environnements intérieurs**

Campagne Nationale Logements 2

**Impact sanitaire et économique de
la pollution de l'air intérieur dans
les logements en France :
Morbidity attribuable et coûts
économiques associés**

Mars 2026

Auteurs

Thomas Bayeux – Direction Sciences Sociales, Economie et Société (Anses)

Yasmine Célia Benrabah, Marion Keirsbulck et Margaux Sanchez – Direction de l’Evaluation des Risques (Anses)

Contributions scientifiques

Guillaume Boulanger et Candice Roudier – Direction Santé Environnement Travail (Santé publique France)

Rapporteurs

Membres du Conseil Scientifique de l'OQEI

Patrice Blondeau – Maitres de conférences (Université de La Rochelle)

Fabrice de Oliveira – Directeur de la recherche (I-Virtual)

Isabelle Momas – Professeur des universités (Université Paris Cité)

Membre du Comité d'Experts Spécialisés en analyse socioéconomique de l'Anses

Daniel Herrera – Professeur d’économie (Ecole des Mines de Paris)

Remerciements

Corinne Mandin – Service de recherche sur les effets sanitaires des rayonnements ionisants (Autorité de Sûreté Nucléaire et de Radioprotection)

Karine Fiore et Véronique Raimond – Direction Sciences Sociales, Economie et Société (Anses)

Matteo Redaelli – Direction de l’Evaluation des Risques (Anses)

**Validation des travaux par le
conseil scientifique de l’OQEI :
13 mars 2026**

Citation suggérée

Bayeux, T., Y. C. Benrabah, M. Keirsbulck et M. Sanchez. 2026. *Campagne Nationale Logements 2 – Impact sanitaire et économique de la pollution de l’air intérieur dans les logements en France : morbidité attribuable et coûts économiques associés*. Observatoire de la Qualité des Environnements Intérieurs (OQEI). <https://www.oqei.fr/fr/campagnes-et-etudes/cnl2-pollution-air-interieur-impacts-sanitaires-et-economiques>.

Résumé

Introduction

La qualité de l'air intérieur constitue un enjeu de santé publique compte tenu du temps important passé dans les environnements intérieurs (logements, lieux de travail, établissements scolaires, etc.). Les polluants de l'air intérieur sont susceptibles d'avoir des effets sanitaires variés, allant de troubles fonctionnels et de gênes à l'apparition ou l'aggravation de maladies chroniques, voire à des effets plus sévères. Pourtant, les connaissances et travaux scientifiques relatifs à ces environnements demeurent moins nombreux que ceux portant sur l'air extérieur et ce, en raison de la complexité des sources (activités humaines, matériaux, infiltrations depuis l'extérieur), de la multitude d'environnements et de la diversité des comportements individuels.

Dans une perspective d'aide à la décision publique, les évaluations d'impact sanitaire constituent un outil essentiel de quantification des cas attribuables à une exposition environnementale ou des bénéfices sanitaires attendus liés à la réduction de cette exposition. Une première étude française, illustrative compte tenu des hypothèses retenues et des incertitudes, avait déjà évalué le nombre de cas attribuables à la pollution de l'air intérieur, et les coûts associés, pour six polluants : particules fines ($PM_{2,5}$), benzène, radon, monoxyde de carbone, trichloréthylène et tabagisme passif (Anses et CSTB 2014).

Réalisés par l'Observatoire de la qualité des environnements intérieurs (OQEI), les présents travaux constituent une nouvelle évaluation de l'impact, sanitaire et économique, associé à la pollution de l'air intérieur des logements en France, estimant la morbidité attribuable et les coûts économiques associés. Elle est fondée sur les connaissances et données les plus récentes.

Dix types de pollutions de l'air intérieur ont été retenus dans le périmètre analytique, sur la base de trois critères : i) disponibilité de données pour estimer l'exposition, notamment celles de la deuxième campagne nationale logements (CNL2), ii) existence de fonctions concentration-risque quantifiant, de manière pertinente et robuste, le lien entre exposition et effet sanitaire et iii) disponibilité de données fiables permettant de décrire l'état de santé de la population. Les types de pollutions (polluants et sources de pollution) sont présentés dans le tableau ci-dessous, avec les effets sanitaires qui leur sont associés.

Benzène Asthme, leucémie	Formaldéhyde Asthme	Monoxyde de carbone (CO) Intoxications	Radon Cancer du poumon	Dioxyde d'azote (NO₂) Asthme, bronchopneumopathie chronique obstructive (BPCO), cancer du poumon, diabète, infections des voies respiratoires
Toluène Asthme	Tabagisme passif Asthme, cancer du poumon, cancer du sein, diabète infections des voies respiratoires	Humidité ou moisissures Asthme, infections des voies respiratoires, sifflements	Utilisation du gaz pour la cuisson Asthme	Particules fines (PM_{2,5}) Asthme, accident vasculaire cérébral (AVC), BPCO, cancer du poumon, diabète, hypertension artérielle, infarctus du myocarde

Méthodes

La source de données principale pour estimer l'exposition est la CNL2, menée entre 2020 et 2023 sur un échantillon représentatif de 571 logements, redressé pour refléter les expositions chroniques¹ ayant lieu dans le parc de résidences principales en France continentale (Ramalho *et al.* 2025). Le baromètre Santé publique France (2017-2018) et les données de surveillance des intoxications au monoxyde de carbone (2010-2016) constituent des sources complémentaires. L'estimation de l'exposition repose sur les concentrations mesurées, pondérées par le temps passé au domicile. Pour les indicateurs d'exposition décrivant la présence d'une source de pollution, cette pondération n'est pas appliquée.

Les fonctions concentration-risque pour chacun des polluants sont sélectionnées selon quatre critères relatifs à leur nature (études épidémiologiques humaines), leur robustesse méthodologique (priorité aux méta-analyses), leur source (organismes de référence) et leur validité externe (localisations géographiques).

Les données décrivant l'état de santé de la population pour les effets sanitaires retenus sont issues de la littérature, de registres ou de bases ouvertes. La période 2015-2019 a été privilégiée afin d'éviter les perturbations liées à la crise sanitaire de la Covid-19.

Deux scénarios d'exposition ont été définis pour estimer les impacts :

Scénario prospectif

• **Permet d'estimer le fardeau sanitaire évitable, ou le bénéfice attendu, si un objectif prédéfini de réduction des expositions était atteint** • Correspond à une situation contrefactuelle visant à réduire les expositions dans les logements par le respect de valeur de référence ou, en l'absence de telle valeur, par l'élimination des sources de pollution.

Scénario rétrospectif

• **Permet d'estimer le fardeau sanitaire évité, ou le bénéfice obtenu, grâce à l'amélioration de la qualité de l'air intérieur dans les logements depuis 20 ans** • Reflète l'évolution entre une situation d'exposition passée et actuelle.

Les coûts associés aux impacts sanitaires intègrent trois dimensions : les coûts directs médicaux, les coûts indirects liés aux pertes de production et les coûts intangibles reflétant la perte de qualité de vie.

Les nombres de cas attribuables aux scénarios d'exposition, les années vécues avec incapacité correspondantes et les coûts économiques associés constituent l'expression principale des résultats d'impact sanitaire. Les valeurs médianes sont considérées comme les estimations les plus probables.

Résultats

L'amélioration de la qualité de l'air intérieur dans les logements depuis 20 ans s'explique par les évolutions réglementaires, les changements de comportements et la transformation du parc de logements depuis les années 2000. Ces progrès ont généré des bénéfices sanitaires importants. Par exemple, entre 16 000 et 43 300 cas d'asthme chez l'enfant auraient été évités grâce la forte baisse des concentrations de toluène, benzène, formaldéhyde et PM_{2,5} dans les logements.

¹ A l'exception du CO pour lequel une situation d'exposition aiguë a été retenue, en lien avec des intoxications.

La poursuite des **efforts de réduction des expositions dans les logements reste nécessaire, notamment pour les PM_{2,5}** qui représentent le fardeau sanitaire évitable le plus important. Le respect de la valeur guide de qualité de l'air intérieur des PM_{2,5} permettrait d'éviter environ 24 000 nouveaux cas d'asthme chez l'enfant pour une année donnée. Des bénéfices annuels comparables seraient attendus avec l'élimination de l'humidité et des moisissures et près de 10 000 cas pourraient être évités en supprimant l'exposition des enfants au tabagisme passif dans le logement.

Le respect de la valeur guide de qualité de l'air intérieur des PM_{2,5} amènerait également des gains économiques majeurs, de plus de 80 %. Par exemple, le coût des nouveaux cas d'asthme chez l'enfant est particulièrement élevé du fait de la prise en charge des soins (858 M€) et des pertes de production (780 M€). Pour l'ensemble des polluants et sources étudiés, les coûts intangibles dépassent largement les coûts directs et indirects.

Pour le radon, le benzène, le formaldéhyde et le dioxyde d'azote, des niveaux d'expositions élevés, parfois extrêmes, persistent dans certains logements et justifient la poursuite d'actions ciblées pour améliorer la qualité de l'air intérieur, ainsi que la construction et la mise à jour des valeurs de référence pour des polluants de l'air intérieur.

Toute évaluation d'impact sanitaire et économique présente des incertitudes et des limites liées à i) la définition du périmètre, ii) l'estimation des expositions et la définition des effets, iii) la transposabilité des fonctions concentration-risque, iv) la prise en compte des incertitudes et de la variabilité et v) l'approche par couple polluant-effet, qui ne reflète pas la complexité des expositions et de leurs conséquences sanitaires.

Conclusions

La pollution de l'air intérieur dans les logements pèse lourdement sur la santé des populations, avec des coûts économiques majeurs. L'évolution positive de la qualité de l'air intérieur dans les 20 dernières années a réduit les expositions et les impacts sanitaires qui leurs sont attribuables, mais des efforts restent nécessaires, notamment pour réduire les niveaux de concentrations en PM_{2,5} et les sources de pollution telles que l'humidité, les moisissures et le tabagisme passif.

Toute action visant à réduire les expositions des populations dans les logements, et plus largement dans l'ensemble des environnements intérieurs, peut ainsi générer des bénéfices sanitaires et économiques non négligeables. La réduction d'un polluant entraînerait très probablement une diminution concomitante d'autres polluants qui lui sont corrélés, ce qui souligne l'intérêt d'une approche intégrée de l'amélioration de la qualité de l'air, tenant compte des environnements intérieurs et extérieurs (en raison des phénomènes de transferts) ainsi que des différentes échelles d'actions, de l'individu aux politiques publiques.

Cette estimation de l'impact sanitaire et économique identifie les particules fines (PM_{2,5}) comme une priorité d'action de santé publique. Des stratégies d'amélioration de la qualité de l'air intégrant l'ensemble des environnements, intérieurs et extérieurs, sont néanmoins nécessaires en raison de la diversité des sources et de l'hétérogénéité des situations d'exposition.

Table des matières

1. INTRODUCTION	9
1.1. CONTEXTE	9
1.2. OBJECTIFS.....	11
2. ÉTAT DES LIEUX DE LA LITTÉRATURE SUR LES IMPACTS SANITAIRES DE LA POLLUTION DE L'AIR INTERIEUR	14
2.1. DEMARCHE	14
2.2. SELECTION	15
2.3. DESCRIPTION DE LA LITTÉRATURE D'INTERET	16
2.4. CONCLUSIONS	27
3. PERIMETRE ANALYTIQUE DE L'ÉVALUATION D'IMPACT SANITAIRE DE LA POLLUTION DE L'AIR INTERIEUR	28
3.1. ESTIMATION DES EXPOSITIONS	28
3.2. FONCTIONS CONCENTRATION-RISQUE.....	31
3.3. DONNEES DE L'ÉTAT DE SANTE DE LA POPULATION	39
3.4. CONCLUSIONS	44
4. METHODE D'ÉVALUATION DE L'IMPACT SANITAIRE	46
4.1. ESTIMATION DES EXPOSITIONS	46
4.2. ESTIMATION DU NOMBRE DE CAS ATTRIBUABLES.....	51
4.3. ESTIMATION DU NOMBRE D'ANNEES VECUES AVEC INCAPACITE.....	56
4.4. APPROCHE PROBABILISTE	57
4.5. EXPRESSION DES RESULTATS	60
5. METHODE D'ÉVALUATION ECONOMIQUE DE L'IMPACT SANITAIRE	61
5.1. APPROCHE GENERALE.....	61
5.2. MATERIEL MOBILISE.....	64
5.3. ARTICULATION ENTRE DONNEES ECONOMIQUES ET SCENARIOS D'EXPOSITION.....	67
6. RESULTATS D'ESTIMATION DES IMPACTS SANITAIRES DE LA POLLUTION DE L'AIR INTERIEUR	68
6.1. MONOXYDE DE CARBONE (CO).....	68
6.2. RADON	69
6.3. FUMEE DE TABAC ENVIRONNEMENTALE (TABAGISME PASSIF)	71
6.4. UTILISATION DU GAZ POUR LA CUISINE.....	72
6.5. HUMIDITE OU MOISSURES.....	74
6.6. FORMALDEHYDE.....	75
6.7. BENZENE	77
6.8. TOLUENE	78
6.9. DIOXYDE D'AZOTE (NO ₂).....	79
6.10. PARTICULES FINES (PM _{2,5}).....	80
6.11. SYNTHÈSE DES RESULTATS	86
6.12. CONCLUSIONS	89
7. RESULTATS DE L'ÉVALUATION ECONOMIQUE DE L'IMPACT SANITAIRE DE LA POLLUTION DE L'AIR INTERIEUR.....	91
7.1. RADON	91
7.2. FUMEE DE TABAC ENVIRONNEMENTALE (TABAGISME PASSIF)	92
7.3. HUMIDITE OU MOISSURES.....	93
7.4. BENZENE	93
7.5. DIOXYDE D'AZOTE (NO ₂).....	94

7.6.	PARTICULES FINES (PM _{2,5}).....	95
7.7.	SYNTHESE	96
8.	CONCLUSION ET DISCUSSION	98
8.1.	CONCLUSION.....	98
8.2.	DISCUSSION	100
8.3.	PERSPECTIVES.....	119
9.	BIBLIOGRAPHIE.....	122
10.	ANNEXES	144
10.1.	LISTE DES TEXTES INTEGRAUX RELUS ET RAISONS DE LEUR EXCLUSION LE CAS ECHEANT	144
10.2.	DESCRIPTION DES 139 PUBLICATIONS D'INTERET IDENTIFIEES DANS LA LITTERATURE	158
10.3.	POLLUANTS ET INDICATEURS D'EXPOSITION NON ELIGIBLES AU PERIMETRE ANALYTIQUE.....	197
10.4.	ANALYSES ET COTATIONS DES FONCTIONS CONCENTRATION-RISQUE	201
10.5.	LIMITES RENCONTREES DANS LA COLLECTE DES DONNEES DE L'ETAT DE SANTE DE LA POPULATION.....	253
10.6.	PROCESSUS DE DEFINITION DU PERIMETRE ANALYTIQUE	255
10.7.	CHOIX DES VALEURS DE REFERENCE POUR LE SCENARIO D'EXPOSITION	257
10.8.	ESTIMATION DES CHARGES DE MORBIDITE MOYENNES PAR CAS ATTRIBUABLE.....	260
10.9.	PARAMETRAGE DES DISTRIBUTIONS DE PROBABILITE UTILISEES DANS L'ANALYSE PROBABILISTE	270
10.10.	VALEUR ECONOMIQUE POUR LA PRISE EN CHARGE DES COUTS DIRECTS MEDICAUX ET PERTES DE PRODUCTION DES CANCERS DU SEIN ET DES LEUCEMIES	274
10.11.	DONNEES CALCULATOIRES DU COUT DE LA PERTE DE QUALITE DE VIE	276
10.12.	RESULTATS DETAILLES D'ESTIMATION DES IMPACTS SANITAIRES DE LA POLLUTION DE L'AIR INTERIEUR.....	277
10.13.	ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE	299
10.14.	RESULTATS DETAILLES DE L'EVALUATION ECONOMIQUE DES IMPACTS SANITAIRES DE LA POLLUTION DE L'AIR INTERIEUR	303

Abréviations

Anses	Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail, France
AVC	Accident vasculaire cérébral
BPCO	Bronchopneumopathie chronique obstructive
CNL1	Campagne Nationale Logements 1 (2003-2005), France
CNL2	Campagne Nationale Logements 2 (2020-2023), France
CO	Monoxyde de carbone
COV	Composés organiques volatils
COMEAP	Comité britannique sur les effets sur la santé des polluants de l'air (<i>Committee on the Medical Effects of Air Pollutants</i>), Royaume-Uni
CSTB	Centre Scientifique et Technique du Bâtiment, France
DALY	Année de vie ajustée sur l'incapacité (<i>Disability-Adjusted Life Years</i>) (en français : AVCI)
EMAPEC	Estimation de la morbidité due à la pollution atmosphérique et de ses impacts économiques (<i>Estimation of Morbidity from Air Pollution and its Economic Costs</i>), projet de l'OMS
GBD	Projet de recherche sur le fardeau global des maladies (<i>Global Burden of Disease study</i>), Université de Washington, Etats-Unis
IHME	Institut de statistiques sur la santé (<i>Institute for Health Metrics and Evaluation</i>), Université de Washington, Etats-Unis
NO ₂	Dioxyde d'azote
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
PM _{2,5}	Particules de diamètre aérodynamique médian inférieur ou égal à 2,5 µm (<i>Particulate Matter</i>)
PRCC	Coefficients de corrélation partielle sur les rangs (<i>Partial Rank Correlation Coefficient</i>)
US EPA	Agence de protection de l'environnement (<i>U.S. Environmental Protection Agency</i>), Etats-Unis
VGAI	Valeur Guide de qualité d'Air Intérieur, élaborée par l'Anses
YLD	Année vécue avec une incapacité (<i>Years Lived with Disability</i>)

1. Introduction

1.1. Contexte

L'étude de la qualité de l'air, tant à l'extérieur qu'à l'intérieur, constitue un enjeu majeur de santé publique. A cet égard, les expositions ayant lieu dans les environnements intérieurs ont un poids déterminant dans l'exposition globale individuelle aux polluants de l'air. En effet, dans les pays industrialisés, les populations passent la majorité de leur temps dans des environnements clos : logements, lieux de travail, établissements scolaires, moyens de transports, etc.

Les connaissances et travaux scientifiques relatifs aux effets sanitaires de la pollution de l'air intérieur demeurent néanmoins moins nombreux que ceux portant sur la pollution de l'air extérieur et ce, probablement en raison de contraintes méthodologiques et métrologiques spécifiques. La caractérisation des expositions intérieures est en effet complexe, en raison de la diversité des environnements et des sources de pollution (transfert de l'air extérieur, émissions des matériaux, des équipements et des activités domestiques) ainsi que l'influence des comportements individuels sur les niveaux de pollution (aération, usages, etc.). L'étude d'événements de santé peu fréquents ou à long terme, comme les cancers, reste relativement limitée dans les environnements intérieurs non professionnels.

Pourtant, la qualité de l'air intérieur est susceptible d'avoir des effets sanitaires variés, allant de troubles fonctionnels et de gênes (irritations des voies respiratoires, inconfort, fatigue, symptômes sensoriels) à l'apparition ou l'aggravation de maladies respiratoires chroniques, allergiques ou cardiovasculaires, voire à des effets plus sévères tels que certains cancers ou des intoxications aiguës².

À l'échelle internationale, une part importante des travaux sur la pollution de l'air intérieur s'est concentrée sur l'utilisation domestique de combustibles solides (charbon, biomasse, kérosène), principalement dans les pays à revenu faible ou intermédiaire (OMS 2014). Le projet *Global Burden of Disease* (GBD) estime que cette pollution de l'air domestique serait responsable d'environ trois millions de décès annuels dans le monde, notamment pour cardiopathies ischémiques, accidents vasculaires cérébraux (AVC) et bronchopneumopathies chroniques obstructives (BPCO) (GBD HAP Collaborators 2025). Si les situations d'exposition dépendent fortement des contextes résidentiels et des niveaux de développement³, les résultats illustrent néanmoins l'impact sanitaire majeur que peuvent avoir les expositions intérieures. Dans les pays européens, les enjeux se concentrent

² Voir <https://sante.gouv.fr/sante-et-environnement/batiments/article/effets-sanitaires-et-valeurs-guides-pour-l-air-interieur> et <https://www.niehs.nih.gov/health/topics/agents/indoor-air>.

³ Selon les estimations du GBD HAP Collaborators (2025) pour l'année 2021, l'utilisation domestique de combustibles solides pour la cuisson ne concernait que 0,40 % (intervalle d'incertitude à 95 % : 0,34-0,46) des populations dans les pays à hauts revenus tandis qu'elle concernait 53,2 % (51,9-54,5) de la population en Asie du Sud et 78,8 % (77,6-80,1) en Afrique subsaharienne.

d'avantage sur des polluants tels que les particules fines ($PM_{2,5}$), le radon, le formaldéhyde, les composés organiques volatils (COV) et le monoxyde de carbone (CO).

Dans une perspective d'aide à la décision publique, les évaluations d'impact sur la santé constituent un outil essentiel de quantification des cas attribuables à une exposition environnementale ou des bénéfices sanitaires attendus liés à la réduction de cette exposition. Ces approches reposent sur l'estimation d'exposition et la disponibilité de données sanitaires propres au territoire étudié, ainsi que sur des relations concentration-risque issues de la littérature épidémiologique. En France, Santé publique France mobilise ce cadre méthodologique depuis plus de vingt ans pour la pollution atmosphérique extérieure, afin d'appuyer les politiques publiques et de sensibiliser les acteurs aux enjeux sanitaires. Par exemple, le fardeau attribuable à la pollution atmosphérique anthropique en $PM_{2,5}$ en France hexagonale a été estimé à près de 20 % de l'ensemble des nouveaux cas annuels d'asthme chez l'enfant et à 11 % des nouveaux cas de BPCO chez l'adulte pour la période 2016-2019 (Medina *et al.* 2025a).

Ce cadre méthodologique s'est étendu au champ des environnements intérieurs. Concernant l'exposition dans les logements, les travaux de Catelinois *et al.* (2006) puis d'Ajrouché *et al.* (2018) ont estimé que l'exposition résidentielle en France au radon serait responsable d'environ 3 000 décès par cancer du poumon chaque année, soit près de 10 % de la mortalité associée à cette pathologie. Une étude exploratoire publiée en 2014, s'appuyant sur les données de la première Campagne Nationale Logements (CNLI), visait à estimer l'impact sanitaire, et le coût associé, de la pollution de l'air intérieur dans les logements (Anses et CSTB 2014; Kirchner *et al.* 2007). Il a été estimé que près de 20 000 décès étaient attribuables à six polluants de l'air intérieur : $PM_{2,5}$, benzène, radon⁴, monoxyde de carbone, trichloréthylène et fumée de tabac environnementale⁴ (i.e. tabagisme passif). Santé publique France a estimé l'impact sanitaire de la pollution de l'air dans les établissements scolaires en France, en s'appuyant sur les données de la Campagne Nationale Ecoles (Hulin *et al.* 2024). Près de 30 000 cas d'asthme seraient évitables chaque année chez les enfants de 6 à 11 ans en réduisant l'exposition au formaldéhyde dans les salles de classe. Ces travaux illustrent la faisabilité d'évaluer le fardeau sanitaire lié à des polluants ciblés dans des environnements collectifs. En Europe, le projet HEALTHVENT a montré que des stratégies combinant maîtrise des sources de pollution intérieure, optimisation de la ventilation et filtration de l'air pourraient réduire efficacement les expositions en environnement intérieur et les impacts sanitaires associés (Asikainen *et al.* 2016).

Tout exercice d'évaluation d'impact sanitaire et économique présente des incertitudes et des limites. Elles tiennent à : i) la définition du périmètre ; ii) la diversité des méthodes d'estimation des expositions et de définition des effets ou événements sanitaires, iii) la transposabilité des fonctions concentration-risque établies pour d'autres environnements ou localisations, iv) la prise en compte des incertitudes et de la variabilité dans le processus calculatoire et v) l'application d'une approche par couple polluant-effet ne reflétant pas la complexité des expositions réelles et de leurs conséquences sanitaires.

⁴ Pour le radon et le tabagisme passif, des estimations d'impacts existantes étaient reprises directement.

1.2. Objectifs

L'objectif de ces travaux est de proposer une évaluation actualisée de l'impact sanitaire, et économique associé, à la pollution de l'air à l'intérieur des logements en France.

L'analyse porte sur une sélection de polluants et d'effets sanitaires, choisis sur la base d'un examen de la littérature scientifique et de la disponibilité des données nécessaires à la réalisation de l'estimation du fardeau sanitaire et des coûts associés.

Les travaux visent à estimer le fardeau sanitaire attribuable à une exposition se déroulant dans un environnement intérieur spécifique, à savoir le logement. Cette exposition résulte à la fois de sources de pollution intérieures (matériaux de construction et d'ameublement, chauffage, activités domestiques ou autres activités) et de polluants d'origine extérieure transférée à l'intérieur des logements par l'aération, la ventilation et les infiltrations d'air à travers l'enveloppe des bâtiments. Les contributions relatives de ces différentes sources au fardeau sanitaire ne peuvent toutefois pas être quantifiées de manière fiable. L'évaluation proposée considère donc l'exposition intérieure et ne permet pas d'attribuer les impacts sanitaires à l'origine, intérieure ou extérieure, des polluants.

Il est important de souligner que les fardeaux sanitaires et économiques proposés dans les présents travaux **représentent des ordres de grandeur, les plus plausibles possibles, des fardeaux réels**. Ils ne doivent pas se résumer en l'expression d'un « chiffre unique ». Les résultats ont été entourés d'une indication d'incertitude et de variabilité, reflet des incertitudes et de la variabilité des paramètres d'entrée mobilisés dans les calculs. Cette indication invite à la précaution dans l'interprétation de certains résultats.

Les travaux visent à estimer le fardeau sanitaire de la pollution de l'air intérieur en termes de morbidité, c'est-à-dire des indicateurs de prévalence ou d'incidence d'évènements ou de maladies. Cette approche diffère de celle retenue dans la première étude du même type, qui considérait également la mortalité (Anses et CSTB 2014). Le choix de privilégier la morbidité permet de rendre compte des premières conséquences sanitaires de l'exposition à la pollution de l'air intérieur, en amont du décès. Il vise également à exprimer le fardeau sanitaire associé à un ensemble de pathologies ne conduisant pas nécessairement au décès mais altérant l'état de santé et la qualité de vie des populations. Enfin, ce choix est cohérent avec la littérature épidémiologique examinant les effets sanitaires de la pollution des environnements intérieurs, qui repose majoritairement sur des indicateurs de morbidité.

Les travaux antérieurs sur cette thématique remontent à une étude exploratoire publiée en 2014 et fondée sur des données d'exposition issues de la CNLI (Anses et CSTB 2014; Kirchner *et al.* 2007). **La comparaison des résultats des présents travaux avec ceux de l'étude exploratoire n'est néanmoins pas possible.** En effet, les présents travaux ne constituent pas une simple actualisation exploitant les données de la deuxième Campagne Nationale Logements (CNL2) conduite entre 2020 et 2023, mais une évolution substantielle. D'abord, de nouveaux référentiels méthodologiques ont été mobilisés, tant sur le volet de l'impact sanitaire qu'en matière d'analyse économique de ces impacts. Ensuite, le périmètre des polluants et des effets sanitaires a été modifié.

Les travaux visent à estimer les impacts sanitaires attribuables à une exposition chronique ou à long terme pour l'ensemble des polluants étudiés, hormis pour le monoxyde de carbone. En effet, les données disponibles à l'heure actuelle ne permettent pas d'estimer de manière fiable les impacts attribuables à une exposition à court terme aux polluants de l'air intérieur, hormis dans le cas des intoxications au monoxyde de carbone. De plus, les expositions environnementales au long cours sont reconnues comme les principales contributrices au fardeau sanitaire global, comme cela a été montré pour la pollution de l'air extérieur (Chanel *et al.* 2016; Künzli *et al.* 2008). Il apparaît raisonnable de considérer que cette observation s'applique également aux expositions à la pollution de l'air intérieur.

Pour atteindre ces objectifs, une organisation reprenant les étapes suivantes a été mise en œuvre (Figure 1). Pour une meilleure lisibilité, les chapitres du présent rapport correspondent à ces étapes, qui sont décrites brièvement ci-dessous.

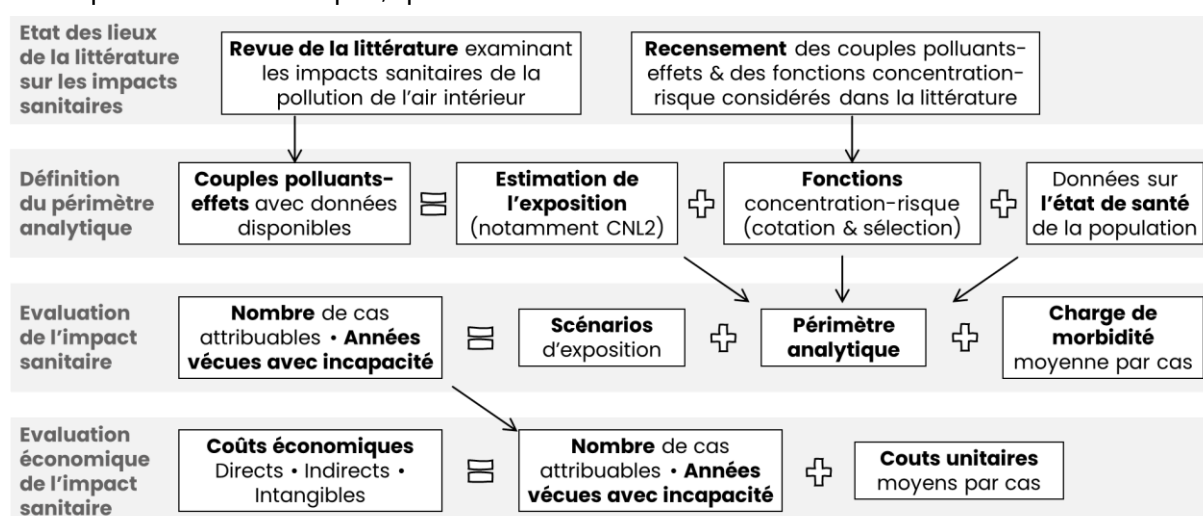


Figure 1. Étapes de l'estimation de l'impact sanitaire et économique de la pollution de l'air intérieur dans les logements en France

Etat des lieux de la littérature sur les impacts sanitaires de la pollution de l'air intérieur – Chapitre 2

Cette première étape vise à dresser un état des lieux des estimations existantes sur les impacts sanitaires attribuables à la pollution de l'air intérieur, en s'appuyant sur une revue de la littérature nationale et internationale. L'objectif est double :

- recenser les expositions et les effets sanitaires étudiés dans la littérature, pour lesquels un niveau de causalité est jugé suffisant pour estimer un impact ou un fardeau sanitaire ;
- recenser les fonctions mathématiques mobilisées dans la littérature pour quantifier le risque sanitaire associé à une exposition ou à une concentration (appelées fonction concentration-risque dans le reste du document).

La synthèse issue de cet état des lieux constitue le socle scientifique de l'étape suivante.

Périmètre analytique de l'estimation de l'impact sanitaire de la pollution de l'air intérieur – Chapitre 3

Le périmètre analytique de l'évaluation d'impact sanitaire de la pollution de l'air intérieur dans les logements en France est défini, à partir des recensements précédents, selon les critères suivants :

- la disponibilité de données permettant *l'estimation des expositions* dans la population française, notamment issues de la Campagne Nationale Logements 2 (CNL2) ;
- la disponibilité de *fonctions concentration-risque* pertinentes et robustes permettant de quantifier le risque sanitaire associé à une exposition ;
- la disponibilité de *données de l'état de santé* de la population française.

Cette étape aboutit à la sélection des couples polluant-effet pour lesquels une estimation du fardeau sanitaire est réalisable.

Méthode d'évaluation de l'impact sanitaire – Chapitre 4

La méthodologie retenue pour la réalisation de l'évaluation d'impact sanitaire de la pollution de l'air intérieur dans les logements est ensuite décrite. Elle est structurée autour des étapes suivantes :

- le traitement des données pour *l'estimation des expositions* et la construction de scénario d'exposition ;
- l'estimation du fardeau sanitaire attribuable aux scénarios d'expositions considérés, en termes de nombre de cas attribuables ;
- la valorisation de ces cas en années vécues avec incapacité (*YLD, years lived with disability*), l'une des composantes des années de vie ajustées sur l'incapacité (*DALY, Disability-Adjusted Life Year*).

L'évaluation s'inscrit dans un cadre probabiliste permettant de quantifier la variabilité et l'incertitude associées aux données tout au long des étapes calculatoires. Des analyses exploratoires, destinées à réduire certaines incertitudes, sont également conduites.

Méthodes d'évaluation économique de l'impact sanitaire – Chapitre 5

La méthodologie retenue pour la valorisation économique du fardeau sanitaire estimé précédemment est présentée, en particulier :

- les définitions de la nature des coûts, de la population et des horizons temporels considérés ;
- la présentation des données mobilisées et leur intégration calculatoire.

Résultats d'estimation des impacts sanitaires de la pollution de l'air intérieur et de son évaluation économique – Chapitre 6 et 7

Les résultats sont présentés de manière détaillée par polluant, par scénario et par effet. Une lecture transversale des principaux résultats et leur interprétation est proposée.

Conclusion et discussion – Chapitre 8

Une synthèse des résultats et une comparaison avec la littérature sont réalisées. Les limites et les forces des travaux réalisés sont présentées et discutées. Quelques perspectives de travail sont identifiées.

2. État des lieux de la littérature sur les impacts sanitaires de la pollution de l’air intérieur

Ce chapitre dresse un état des lieux des estimations existantes sur les impacts sanitaires attribuables à la pollution de l’air intérieur. Il repose sur une revue de la littérature visant à identifier les publications ou études ayant quantifié des impacts sanitaires pour des polluants présents dans l’air des environnements intérieurs. L’objectif est double :

- Recenser les couples polluant-effet sanitaire pour lesquels un niveau de causalité est jugé suffisant dans la littérature pour estimer un impact ou un fardeau sanitaire ;
- Identifier les fonctions concentration-risque existantes mobilisables pour estimer un impact sanitaire, sans préjuger de leur qualité à ce stade.

La synthèse issue de cet état des lieux constitue le socle scientifique nécessaire pour définir le périmètre analytique des travaux (Chapitre 3). Elle permet d’orienter la sélection des polluants, sources de pollutions et effets sanitaires à considérer, de justifier les choix méthodologiques éventuels et d’assurer la cohérence des travaux avec les connaissances scientifiques et la littérature.

2.1. Démarche

Une recherche bibliographique internationale a été menée au sein des bases de données PubMed® et Scopus®, sans restriction temporelle. Les requêtes combinaient des termes MeSH et des mots clés relatifs à la pollution de l’air intérieur et aux indicateurs d’impact existants (Tableau 1). Les requêtes ont été lancées pour la dernière fois le 21 janvier 2025.

Tableau 1. Requêtes PubMed et Scopus de la recherche bibliographique ciblant les études d’impact sanitaire de la pollution de l’air intérieur

	Requêtes	Nombre de résultats (21 janvier 2025)
PubMed	("air pollution, indoor"[MeSH Terms] OR "indoor"[Title/Abstract]) AND ("health impact assessment"[Title/Abstract] OR "burden of disease"[Title/Abstract] OR "daly*" [Title/Abstract] OR "PAF"[Title/Abstract] OR "population attributable fraction"[Title/Abstract] OR "HIA"[Title/Abstract] OR "comparative risk assessment"[Title/Abstract] OR "disability-adjusted life years"[Title/Abstract])	317
Scopus	(INDEXTERMS ("indoor air pollution") OR TITLE-ABS (indoor)) AND (TITLE-ABS ("health impact assessment") OR TITLE-ABS ("burden of disease") OR TITLE-ABS (daly*) OR TITLE-ABS (paf) OR TITLE-ABS ("population attributable fraction") OR TITLE-ABS (hia) OR TITLE-ABS ("comparative risk assessment") OR TITLE-ABS ("disability-adjusted life years"))	525

Une première étape de sélection de ces publications a été effectuée à partir des titres et des résumés, en suivant des critères d’inclusion et d’exclusion définis *a priori* pour répondre aux objectifs de la présente analyse (Tableau 2). Cette première sélection a été réalisée en

double lecture par deux agents de l'Anses ; les conflits ont été résolus après discussion et atteinte du consensus. Les résumés de conférence, ne disposant pas de texte intégral détaillant les méthodes et résultats, ont été exclus à cette étape.

La deuxième étape de sélection examinait le texte intégral selon les mêmes critères d'inclusion et d'exclusion. Cette deuxième sélection a été réalisée en simple lecture par deux agents de l'Anses. Par défaut, les références pour lesquelles le texte intégral n'était pas accessible ou n'a pas pu être récupéré ont été exclues.

Tableau 2. Critères d'inclusion et d'exclusion définis dans le cadre de la recherche et sélection bibliographique

	Critères d'inclusion	Critères d'exclusion
<u>Population</u>	Étude produisant un indicateur d'impacts sanitaires (tels que DALY, QALY, nombre de cas ou part attribuable) attribuables aux expositions d'intérêt et ce, pour la population générale, incluant les sous-populations vulnérables et sensibles	Étude ne produisant pas d'indicateur d'impact sanitaire / Étude examinant l'exposition professionnelle à une pollution spécifique / Étude d'intervention / Étude chez l'animal
<u>Exposition</u>	Exposition à des polluants gazeux ou particulaires retrouvés dans l'air intérieur (quelque soient leur source) ou indicateurs d'exposition à des pollutions de l'air intérieur + Exposition par inhalation + Exposition mesurée ou modélisée dans des locaux résidentiels, professionnels (bureaux, commerces...) ou publics (écoles, crèche...)	Exposition professionnelle à une pollution spécifique / Locaux à pollution spécifique / Exposition faisant suite à une intervention / Exposition à des agents physiques (température, bruit...) et virus / Pollution extérieure exclusivement / Exposition par voie cutanée ou par ingestion
<u>Comparateur</u>	Absence d'exposition ou scénario de réduction des concentrations ou de baisse d'exposition	Comparaison pré- et post-intervention
<u>Évènements de santé</u>	Tout effet ou évènement néfaste pour la santé humaine	Aucun
<u>Langue</u>	Anglais ou français	Autre langue qu'anglais ou français

DALY : années de vie ajustées sur l'incapacité (Disability-Adjusted Life Years) ; QALY : années de vie pondérées par la qualité (Quality-Adjusted Life Years).

2.2. Sélection

Les requêtes ont permis d'identifier 842 références. Après suppression des doublons, 558 références uniques ont été retenues (Figure 2). Parmi elles, 153 références ont été considérées comme d'intérêt sur la base des titres et résumés selon les critères définis *a priori* (Tableau 2). Les revues bibliographiques ne recensant que les résultats déjà publiés par ailleurs⁵ (i.e. ne fournissant pas de résultats nouveaux ou spécifiques) ont été exclues du corpus. Leurs listes de références ont néanmoins été passées en revue pour identifier des publications non recensées par les requêtes et répondant aux critères d'inclusion.

⁵ Vingt références citées par cinq revues, examinant majoritairement le radon.

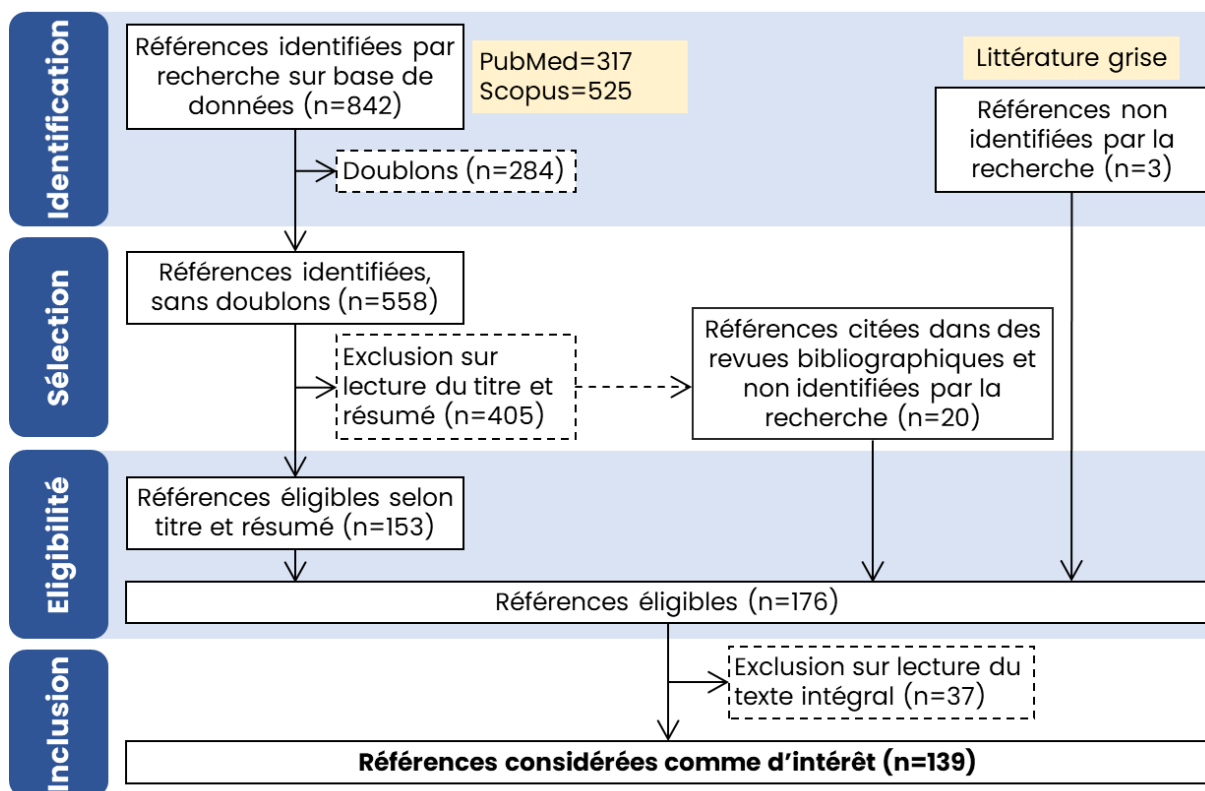


Figure 2. Processus d'identification et de sélection des études d'impact sanitaire identifiées dans la revue de la littérature

Ainsi, à ces 153 références, 20 références citées par les revues bibliographiques et non recensées par les requêtes ont été ajoutées. Trois autres références non identifiées par les requêtes mais connues des auteurs des présents travaux⁶ ont également été ajoutées à ce stade. La liste complète des 176 publications éligibles est disponible en Annexe 10.1.

Après examen du texte intégral, **139 publications ont été considérées dans le périmètre d'intérêt** tel que défini par les critères figurant dans le Tableau 2. Les raisons des exclusions sont détaillées en Annexe 10.1.

Il est à noter qu'un des rapports institutionnels connus des auteurs porte uniquement sur la pollution atmosphérique (Medina *et al.* 2025a). Il a toutefois été jugé utile de l'inclure dans le corpus car il constitue une référence en France en matière d'évaluations quantitatives d'impact sanitaire et présente des méthodes similaires et utiles aux présents travaux. L'intégrer permet d'assurer une cohérence entre travaux de différentes institutions et contribue à l'harmonisation des pratiques.

2.3. Description de la littérature d'intérêt

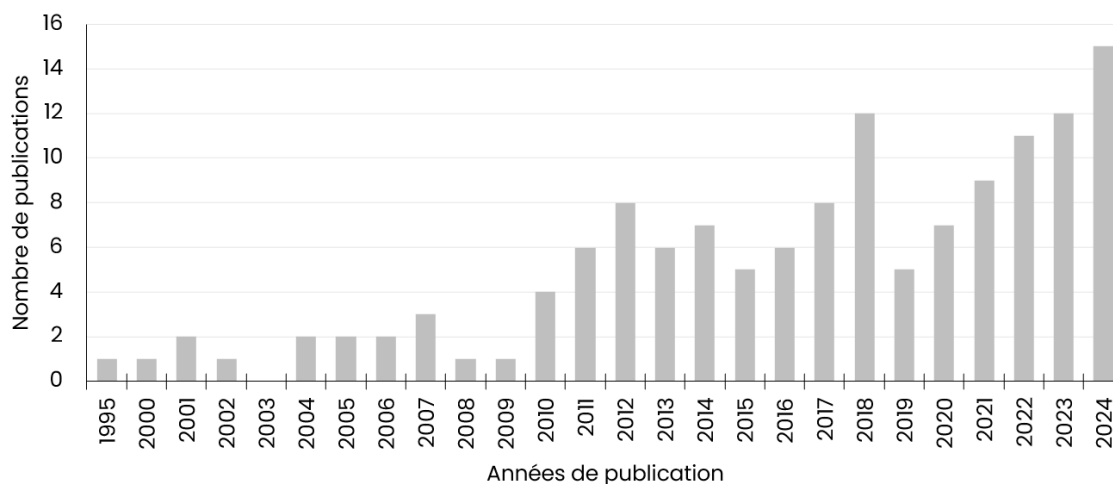
Les 139 publications d'intérêt couvrent des approches, des polluants et des contextes d'exposition variés. Un tableau descriptif est disponible en Annexe 10.2.

⁶ Deux rapports institutionnels de Santé Publique France (Hulin *et al.* 2024; Medina *et al.* 2025a) + la publication socle d'une itération récente du projet *Global Burden of Disease* (GBD Risk Factors Collaborators 2020).

2.3.1. Généralités

Années de publication

Les années de publication de ces 139 références témoignent de l'intérêt croissant de la communauté scientifique pour la thématique de la qualité de l'air intérieur et de la généralisation des méthodes d'estimation de l'impact sanitaire (Figure 3).



La recherche bibliographique a été arrêtée au 31 janvier 2025. Deux références publiées en janvier 2025 ne sont pas représentées sur la figure.

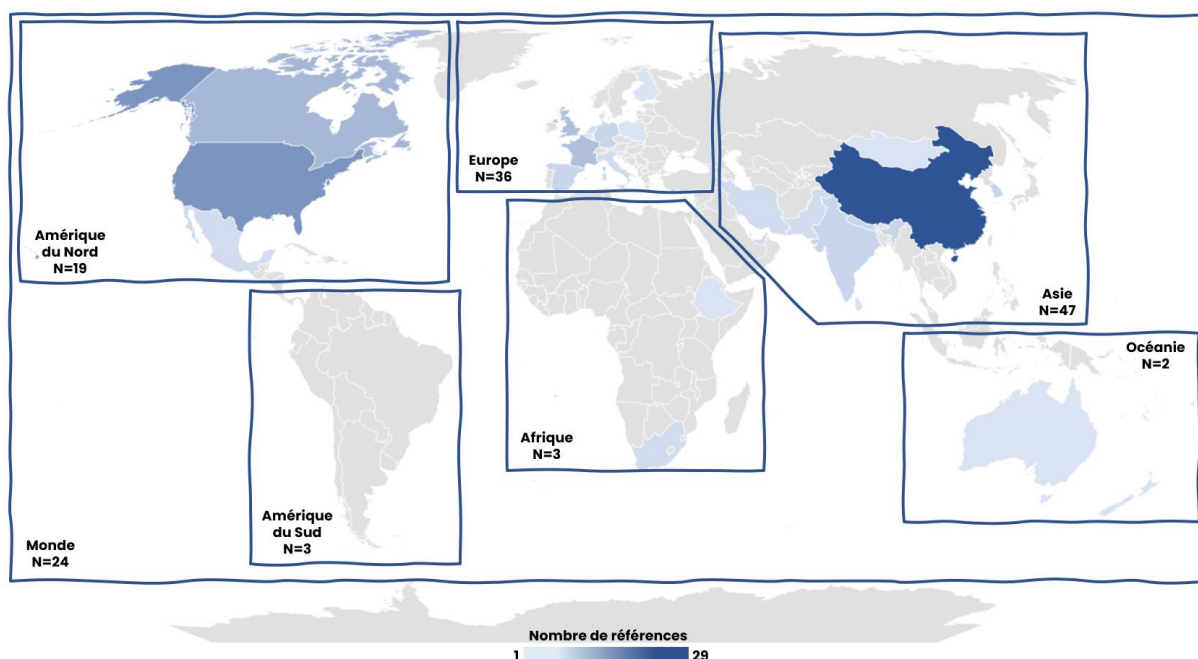
Figure 3. Répartition des 139 références identifiées par la recherche bibliographique par année de publication

Localisations

Les références couvrent une large diversité de contextes géographiques (Figure 4). La plus grande part (n=47, 34 %) examine les impacts sanitaires de la pollution de l'air intérieur dans les pays d'Asie, avec une forte représentation de la Chine (n=29). De nombreux travaux ont également été menés au sein de pays européens ou à l'échelle de l'Europe (n=36, 26 %). Une proportion notable examine enfin plusieurs continents simultanément, en particulier avec l'exploitation des données du projet *Global Burden of Disease* (GBD) (n=24, 17 %).

Champs de recherche

Les 139 références s'inscrivent dans des champs de recherche variés, qui diffèrent par leurs objectifs, leurs unités d'analyse et les méthodes d'estimation des expositions. Les indicateurs d'impact sanitaire mobilisés sont quant à eux relativement homogènes : nombre de cas attribuables, nombre d'année de vie perdues (YLL, *Years Life Lost*) et années de vie ajustées sur l'incapacité (DALY, *Disability-Adjusted Life Years*). Rarement, des ratios coût-efficacité sont proposés dans le cadre d'évaluations économiques de scénarios d'amélioration de la qualité de l'air intérieur.



« Monde » correspond à des publications examinant plusieurs continents simultanément. Cinq publications ne donnaient pas d'information quant à la localisation géographique.

Figure 4. Répartition géographique des populations d'études dans les 139 références identifiées par la recherche bibliographique

Les références ont ainsi été regroupées en trois grandes catégories non exclusives, reflétant la diversité des champs de recherche identifiés. Une même publication peut relever de plusieurs catégories. Cette catégorisation vise à clarifier les contributions de la littérature et à situer leur niveau de proximité avec les présents travaux.

A) Evaluations d'impact issues de modélisations de type analyse du cycle de vie (ACV)

Ce groupe regroupe 19 publications présentant des méthodes et des résultats d'évaluations quantitatives d'impacts sanitaires intégrées à la démarche d'ACV⁷ appliquée aux bâtiments ou aux matériaux. Depuis quelques années, les ACV incluent des estimations d'expositions et d'impacts associés aux émissions et concentrations modélisées, dans l'objectif de comparer les performances de différents scénarios de conception, de construction ou de rénovation du point de vue sanitaire. Les effets étudiés portent autant sur l'environnement que sur la santé humaine. Dans ce cadre, l'unité d'analyse n'est pas forcément l'individu ou la population mais souvent le bâtiment, le matériau ou l'équipement. Les expositions aux polluants intérieurs y sont modélisées en combinant des données d'émission des matériaux, des facteurs d'exposition et d'autres paramètres influençant la qualité de l'air intérieur (température, ventilation et éventuellement, activités ou comportements des occupants). L'un des outils mobilisés dans la littérature est le modèle Usetox (Fantke *et al.* 2021).

Ces publications ont été considérées dans l'état des lieux recensant les polluants, les effets et les fonctions concentration-risque. Néanmoins, cette littérature ne présente qu'une pertinence indirecte au regard des objectifs et des méthodes de la présente analyse. En

⁷ En anglais, LCA – *life cycle assessment*.

particulier, les fonctions concentration-risque exploitées par cette littérature expriment directement des impacts ou dommages par quantités inhalées ou par doses exposition (par ex, nombre de cas par $\mu\text{g.m}^{-3}$ ou DALY par $\mu\text{g.m}^{-3}$)⁸ et sont indifféremment basées sur des données d'expérimentation animale ou des données épidémiologiques. Les événements sanitaires considérés sont par ailleurs classés selon qu'ils relèvent d'effets cancérogènes ou non cancérogènes, sans description fine.

B) Évaluations d'impacts sanitaires liés à la combustion domestique pour la cuisine ou le chauffage

Ce groupe rassemble 43 publications examinant spécifiquement les impacts sanitaires associés à la pollution particulaire issue de la combustion domestique de combustibles tels que le bois/la biomasse, le charbon, ou le kérosène, pour la cuisson ou le chauffage en environnements intérieurs. Ces expositions touchent encore une grande partie des populations dans les pays à faible ou moyen revenu, notamment les femmes et les jeunes enfants, et constituent donc un enjeu majeur de santé publique au niveau global. Cette pollution intérieure est intégrée comme facteur de risque dans le projet GBD sous l'intitulé pollution domestique issue de combustibles solides pour la cuisine⁹ (charbon, bois, charbon de bois, excréments et résidus agricoles) (GBD Risk Factors Collaborators 2020). Notons qu'une publication identifiée dans la recherche bibliographique retrace de manière approfondie l'évolution dans le temps des impacts attribuables à cette pollution domestique, confirmant sa pertinence encore actuellement dans certaines parties du monde (Zhou *et al.* 2024).

Ces publications ont été considérées dans cet état des lieux recensant les polluants, les effets et les fonctions concentration-risque, afin que cette large portion de la littérature ne soit pas invisibilisée. Elles restent toutefois en marge de la présente analyse, compte tenu du type d'exposition considérée, aujourd'hui minoritaire dans les pays à haut revenu comme la France (prévalence inférieure à 1% selon les estimations du GBD HAP Collaborators (2025)).

C) Évaluations d'impacts sanitaires de la qualité de l'air intérieur

Cette catégorie regroupe 91 publications fournissant des estimations d'impact sanitaire de la pollution de l'air intérieur, hors ACV et hors combustibles solides. Ces travaux s'appuient majoritairement sur des données de concentrations mesurées ou modélisées dans les environnements intérieurs et l'utilisation de fonctions concentration-risque issues de la littérature épidémiologique. Comme pour la catégorie B, l'unité d'analyse est l'individu ou la population ; les indicateurs d'impact ou de fardeau (N cas ou DALY) y sont souvent standardisés pour 100 000 personnes pour permettre les comparaisons.

Les publications de cette catégorie se rapprochent le plus des objectifs et méthodes des présents travaux et présentent donc la meilleure transférabilité et comparabilité.

⁸ Facteurs d'effet, de dommages ou de caractérisation.

⁹ En anglais, *household air pollution from solid cookfuels*. Dans les premières itérations du GBD, la formulation *indoor air pollution from household use of solid fuel* était utilisée.

2.3.2. Polluants et effets sanitaires

Les 139 publications examinent une grande variété de polluants présents dans l'air intérieur ainsi que plusieurs indicateurs d'exposition. Sont appelés « indicateurs d'exposition », toute variable binaire ou catégorielle décrivant la présence (ou l'absence) d'une source ou d'une situation d'exposition en environnements intérieurs. Ils incluent notamment : l'utilisation de combustibles solides, la fumée de tabac environnementale, la présence de moisissures, la présence de signes d'humidité ainsi que l'utilisation du gaz pour la cuisson.

En raison du nombre important de couples polluant-effet et indicateur-effet étudiés dans la littérature, seules les expositions examinées dans plus de six références (>4 % du corpus) sont décrites en détails ci-dessous, par nombre décroissant de références. A des fins de contextualisation, des éléments généraux portant sur les connaissances du lien causal entre expositions et effets sanitaires ont été ajoutés. La liste complète des polluants, indicateurs d'exposition et effets sanitaires associés est visible en Annexe 10.2.

Radon - n=46 références

Principalement étudié dans des travaux en Europe et en Amérique du Nord, le radon est reconnu cancérigène, en particulier au niveau pulmonaire, tant pour les expositions environnementales telles que celle des environnements intérieurs que professionnelles (ICRP 2010). Dès 1988, le radon et ses produits de dégradation ont été reconnus cancérigènes pour l'humain (groupe 1) par le CIRC sur la base de données suffisantes chez l'humain et au niveau expérimental chez l'animal (CIRC 2001).

Le seul effet sanitaire considéré dans les analyses d'impacts attribuables à l'exposition au radon en environnements intérieurs est d'ailleurs le cancer du poumon, en incidence ou mortalité, ces deux types d'événements étant fortement corrélés.

Il faut noter que le nombre élevé de références examinant le radon (n=46) est probablement influencé par l'inclusion des références citées dans les revues bibliographiques identifiées (paragraphe 2.2), qui portaient presque toutes sur le radon.

Combustion domestique (biomasse, charbon, kérosène...) pour la cuisine ou le chauffage - n=43 références

Cet indicateur d'exposition est particulièrement étudié dans les pays à revenu faible ou intermédiaire. Il est important de noter que le projet GBD considère cette exposition sous l'appellation pollution domestique (*household air pollution due to solid cookfuel*). La majorité des 43 références identifiées exploitent les données et résultats du GBD.

Les effets sanitaires les plus étudiés dans les estimations d'impacts en lien avec la combustion domestique sont les infections des voies respiratoires inférieures (souvent chez l'enfant), la BPCO, le cancer du poumon, les AVC (ischémiques ou hémorragiques), les cardiopathies ischémiques et la déficience visuelle (dont cataracte). Un intérêt existe également pour un éventuel rôle de cette exposition comme facteur de susceptibilité dans la tuberculose.

En 2010, la combustion domestique de charbon a été reconnue cancérigène pour l'humain (groupe 1) par le CIRC, tandis que la combustion de biomasse était considérée

probablement cancérigène (groupe 2A) (CIRC 2010a). La littérature scientifique met en évidence des associations robustes entre l'exposition chronique aux émissions de combustibles polluants et différents effets ou événements de santé cardiovasculaires, respiratoires et périnataux (GBD Risk Factors Collaborators 2024; Lee *et al.* 2020; Simkovich *et al.* 2019). La transition vers des modes de cuisson ou chauffage plus propres (gaz ou électricité) est quant à elle associée à une amélioration de l'état de santé des populations (OMS 2014; Puzzolo *et al.* 2024), soutenant le lien causal entre utilisation domestique de combustibles solides et effets sanitaires.

Deux approches d'estimation de l'exposition sont décrites dans la littérature : i) la mesure ou l'estimation (modélisation) des concentrations en particules fines ($PM_{2,5}$) issues de ce type de combustion et ii) la définition d'indicateur d'exposition, souvent binaire, de l'utilisation de combustibles solides. Le GBD Risk Factors Collaborators (2020)¹⁰ utilisent les deux méthodes et différencient leur application selon la documentation des effets sanitaires associés, c'est à dire la disponibilité de fonctions exposition-risque ou concentration-risque. Pour les infections respiratoires, la BPCO, le cancer du poumon, les AVC et les cardiopathies ischémiques, l'exposition aux $PM_{2,5}$ issues de la combustion domestique est modélisée puis, une fonction concentration-risque construite à partir de données épidémiologiques examinant tout un ensemble de combustions (pollution atmosphérique, tabac actif, tabac passif et combustion de biomasse) est appliquée. Pour la cataracte, l'indicateur d'exposition est binaire, décrivant l'utilisation (vs. non utilisation) de combustibles solides pour la cuisine. Ainsi, tous les effets et événements de santé à l'exception de la cataracte partagent la même fonction concentration-risque basée sur les $PM_{2,5}$ émis, qui est également utilisée pour d'autres facteurs de risque étudiés par le GBD : pollution atmosphérique et tabagisme passif.

Particules fines ($PM_{2,5}$) - n=34 références

Les $PM_{2,5}$ issues de sources intérieures (notamment les processus de combustion) ou de transferts de l'air extérieur vers les environnements intérieurs ont également été étudiées. Les méthodes d'estimation de l'exposition sont variées, de la mesure à la modélisation, limitant les comparaisons directes des niveaux d'exposition et donc des résultats d'impacts. Les effets sanitaires étudiés en lien avec les $PM_{2,5}$ couvrent un large spectre : mortalité prématurée, cancer du poumon, événements cardiovasculaires tels que l'AVC et maladies chroniques respiratoires (asthme et BPCO). Les fonctions concentration-risque utilisées sont toutes dérivées d'études portant sur la pollution atmosphérique voire, dans le cas du GBD, portant sur toutes sortes de combustion émettrices de particules fines. Leur transposabilité à l'air intérieur est donc admise dans ces publications, bien qu'elle ne soit pas clairement étayée ni discutée de manière spécifique par les auteurs.

Le lien causal entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ de l'air extérieur, ainsi que certains de ses composés, et la détérioration de la santé est aujourd'hui avéré (Anses 2019b; CIRC 2015; Colzin *et al.* 2024; HEI 2022; OMS Europe 2013a; US EPA 2019). L'Académie des sciences nord-

¹⁰ L'itération la plus récente, publiée en 2024, ajoute une différenciation par type de combustible dans l'estimation de l'exposition et les fonctions concentration-risque.

américaine a publié en 2024 une revue de la littérature non systématique sur les effets sanitaires des particules de l'air intérieur (NASEM 2024). Elle souligne que les connaissances actuelles sur les particules de l'air intérieur sont principalement fondées sur des études examinant l'exposition aux particules de l'air extérieur mais qu'un nombre croissant de publications traite également des effets sur la santé des particules de l'air intérieur issues à la fois de sources extérieures et intérieures. Cette littérature plus récente rapporte en particulier des associations robustes avec les symptômes respiratoires et des indicateurs infracliniques cardiovasculaires (Anses 2026; NASEM 2024; Nie *et al.* 2025). Sur la base des connaissances sur les effets sanitaires et les niveaux de concentrations mesurés, les PM_{2,5} font partie des polluants identifiés par l'OMS Europe comme d'intérêt pour l'évaluation des risques sanitaires dans l'air intérieur des lieux publics accueillant des enfants (OMS Europe 2021).

Il faut noter qu'une des trois références, non identifiées par la recherche mais connues des coordinateurs des travaux, a évalué l'impact sanitaire en France attribuable à l'exposition chronique aux PM_{2,5} et au NO₂ dans l'air extérieur¹¹ (Medina *et al.* 2025a).

Fumée de tabac environnementale (tabagisme passif) – n=28 références

Cette exposition est généralement définie par un indicateur d'exposition décrivant la présence d'au moins un fumeur dans l'environnement (logements, lieux de travail et/ou établissements recevant du public). Ainsi, typiquement, le statut tabagique des parents est utilisé pour estimer l'exposition des enfants. La fréquence et l'intensité sont rarement prises en compte dans la littérature identifiée.

Comme pour la combustion domestique, l'estimation ou modélisation des concentrations en particules fines (PM_{2,5}) issues de la combustion du tabac est réalisée dans le GBD pour définir l'exposition à la fumée de tabac environnementale. Comme déjà mentionné, dans ce cas, la fonction concentration-risque exploitée est la même que pour la pollution domestique par des combustibles solides et la pollution atmosphérique.

Les effets et événements de santé les plus fréquemment considérés dans les estimations d'impacts en lien avec l'exposition à la fumée de tabac environnementale concernent le système respiratoire : asthme, cancer du poumon et infections respiratoires. Pour ce dernier, le tabagisme passif jouerait plutôt un rôle de susceptibilité, ainsi que pour la survenue d'otites chez l'enfant. Des effets cardiovasculaires chez l'adulte sont également considérés, tels que l'AVC et les cardiopathies ischémiques.

Le tabagisme passif est classé cancérigène pour l'humain par le CIRC (groupe 1) (CIRC 2004) et des preuves robustes relient cette exposition à d'autres effets ou événements sanitaires : respiratoires (surtout chez les enfants), cardiovasculaires et périnataux (Agache *et al.* 2024; National Cancer Institute 1999).

Formaldéhyde – n=21 références

Polluant emblématique de l'air intérieur, le formaldéhyde est désormais inclus dans beaucoup d'outils de modélisation des niveaux de polluants dans l'air intérieur. Les

¹¹ Medina *et al.* utilisent le terme « air ambiant » employé pour désigner l'air extérieur en référence à la réglementation relative à la surveillance de la qualité de l'air (code de l'environnement – Articles R221-1 à R221-3).

méthodes d'estimation des expositions restent néanmoins variées (mesures et modélisations).

L'effet sanitaire le plus fréquemment examiné est l'asthme de l'enfant, sur la base de fonctions concentration-risque issues d'études épidémiologiques. L'existence de valeurs de référence pour ce polluant conduit la littérature recensée à examiner également des effets plus globaux, notamment cancérogènes.

Le formaldéhyde est classé cancérogène pour l'humain par le CIRC (groupe 1) depuis 2006 (CIRC 2006). Par ailleurs, l'OMS l'avait identifié comme l'un des polluants prioritaires pour l'élaboration de valeurs guides de qualité de l'air intérieur en raison de ces effets sanitaires respiratoires (non cancérogènes : allergie, l'asthme, l'irritation et la bronchoconstriction) ainsi que des niveaux de concentrations observés dans les environnements intérieurs (OMS 2010). Plus récemment, l'OMS Europe a de nouveau identifié le formaldéhyde comme d'intérêt dans l'évaluation des risques sanitaires dans l'air intérieur des lieux publics accueillant des enfants (OMS Europe 2021).

Benzène - n=18 références

Le benzène est classé cancérogène pour l'humain par le CIRC (groupe 1) depuis 1979, confirmé par une analyse des données les plus récentes, en particulier en lien avec les leucémies aiguës myéloïdes et leucémies aiguës non lymphoïdes (CIRC 2018). Les valeurs de référence existantes peuvent être dérivées à partir des données issues d'études animales ou d'études épidémiologiques de cohortes professionnelles (Anses 2024b). La littérature et la disponibilité de valeurs de référence pour ce polluant explique la fréquente considération des leucémies comme effet d'intérêt dans les estimations d'impact sanitaire. Une seule fonction concentration-risque en environnement général a été identifiée dans la littérature (Liu *et al.* (2022a) exploitée dans l'estimation d'impact de Liu *et al.* (2023a)), pour l'asthme et la leucémie. Elle est dérivée à partir des données d'études épidémiologiques examinant la pollution atmosphérique ; sa transposabilité à l'air intérieur est donc admise dans la littérature, bien qu'elle ne soit pas clairement étayée ni discutée par les auteurs.

Sur la base des connaissances sur les effets sanitaires et les niveaux de concentrations mesurés, le benzène fait partie des polluants identifiés par l'OMS Europe comme d'intérêt pour l'évaluation des risques sanitaires dans l'air intérieur des lieux publics accueillant des enfants (OMS Europe 2021).

Humidité ou moisissures - n=12 références

L'estimation de l'exposition à l'humidité ou aux moisissures est généralement basée sur des observations de présence de signes d'humidité ou de moisissures visibles dans les environnements intérieurs. La quantité et l'intensité ne sont jamais prises en compte. Les références les considèrent généralement ensemble comme indicateur d'exposition (i.e. présence d'humidité ou de moisissures), bien que cinq références examinent spécifiquement les moisissures seules. Une référence a également étudié les signes de condensation, qui peuvent être rapprochés de l'indication d'humidité.

L'asthme chez l'enfant, en incidence ou prévalence, constitue l'effet sanitaire le plus fréquemment étudié en lien avec la présence d'humidité ou de moisissures. D'autres effets,

tous respiratoires, sont étudiés de manière plus marginale : bronchite, infections des voies respiratoires supérieures ou inférieures, rhinite et sifflements.

Plusieurs organismes ont conclu à des preuves suffisantes pour l'association entre ces indicateurs d'exposition et les effets respiratoires sur la base de l'analyse des données épidémiologiques (Anses 2016; Institute of Medicine 2004; OMS 2009a). Pour l'exposition aux moisissures seules, il ressortait des arguments forts suggérant la causalité de la relation avec le développement et l'exacerbation de l'asthme chez l'enfant.

Dioxyde d'azote (NO₂) – n=11 références

Le NO₂ issu de sources intérieures ou de l'infiltration de l'air extérieur fait l'objet de quelques travaux. Les méthodes d'estimation de l'exposition sont variées, de la mesure à la modélisation, limitant les comparaisons directes des niveaux d'exposition et des résultats d'impact.

Comme pour les particules fines, les fonctions concentration-risque utilisées dans les 11 références estimant un impact sanitaire du NO₂ dans les environnements intérieurs sont toutes dérivées d'études portant sur la pollution atmosphérique. Leur transposabilité à l'air intérieur est donc admise dans ces publications, bien qu'elle ne soit pas clairement étayée ni discutée de manière spécifique par les auteurs.

Les effets les plus fréquemment étudiés dans les estimations d'impact sanitaire en lien avec le NO₂ sont les admissions hospitalières ou les hospitalisations (les terminologies changent selon les références) pour causes cardiovasculaires ou respiratoires. Cette surreprésentation découle des nombreuses fonctions concentration-risque issues d'études épidémiologiques et en particulier, des études de séries temporelles. Pour ces événements, l'estimation de l'exposition est toujours journalière, souvent issue de modélisations des concentrations dans les environnements intérieurs à partir du transfert des concentrations extérieures. Quand l'exposition est estimée sur le long terme, l'asthme chez l'enfant est l'effet sanitaire le plus fréquemment considéré, tant en prévalence qu'en incidence, dans la littérature estimant des impacts sanitaires.

Le lien causal entre l'exposition au NO₂ dans l'air extérieur et la détérioration de la santé est aujourd'hui avéré, en particulier pour la mortalité et les effets respiratoires (à court et long terme) (Colzin *et al.* 2024; HEI 2022; OMS Europe 2013a). De nombreuses études épidémiologiques en environnements intérieurs mettent par ailleurs en évidence des associations entre le NO₂ et des symptômes respiratoires, des hyperréactivités bronchiques et des inflammations des voies aériennes ; elles ont notamment servi de base aux valeurs de référence proposées pour ce polluant (Anses 2013). Ce corpus de données est hétérogène à la fois sur la population étudiée, la mesure de l'exposition et l'indicateur sanitaire étudié. En particulier, l'exposition au NO₂ peut parfois reposer sur des estimations indirectes, comme l'utilisation du gaz pour la cuisson – source de NO₂ mais aussi de particules en air intérieur (OMS 2010).

L'OMS avait identifié le NO₂ comme l'un des polluants prioritaires pour l'élaboration de valeurs guides de qualité de l'air intérieur en raison de ces effets sanitaires et des niveaux de concentrations observés dans les environnements intérieurs (OMS 2010). Plus récemment, l'OMS Europe a de nouveau identifié le NO₂ comme d'intérêt dans l'évaluation

des risques sanitaires dans l'air intérieur des lieux publics accueillant des enfants (OMS Europe 2021).

Il faut noter qu'une référence, non identifiée par la recherche mais connue des coordinateurs des présents travaux, a évalué l'impact sanitaire en France attribuable à l'exposition chronique aux PM_{2,5} et au NO₂ dans l'air ambiant (Medina *et al.* 2025a).

Toluène - n=10 références

Au sein de ces dix références, l'estimation des expositions est toujours basée sur des modélisations des concentrations en environnements intérieurs. On peut noter que le toluène est inclus dans le module de calcul d'impact sanitaire du modèle Usetox (Fantke *et al.* 2021).

En 1999, le CIRC concluait qu'on ne pouvait pas se prononcer sur la cancérogénicité pour l'humain (groupe 3) du toluène, sur la base d'un niveau de preuves insuffisant chez l'humain et en l'absence de cancérogénicité chez l'animal. Les preuves épidémiologiques mettent néanmoins en évidence des effets neurologiques du toluène, qui ont été retenus pour la construction des valeurs de référence de l'Anses (2018b). Dans ce cadre, les événements sanitaires considérés dans les estimations d'impact sanitaire couvrent des effets cancérogènes (respiratoires) et non cancérogènes (respiratoire et neurologique), parfois combinés. Une seule fonction concentration-risque d'origine épidémiologique a été identifiée par la revue de la littérature (Liu *et al.* 2022), exploitée dans l'évaluation d'impact de Liu *et al.* (2023a)) et examinant l'asthme.

Sur la base des connaissances sur les effets sanitaires et les niveaux de concentrations mesurés, le toluène fait partie des polluants identifiés par l'OMS Europe comme d'intérêt pour l'évaluation des risques sanitaires dans l'air intérieur des lieux publics accueillant des enfants (OMS Europe 2021).

Acétaldéhyde - n=8 références

Comme pour le toluène, la majorité des huit références relève de modélisations des concentrations en environnements intérieurs. Les effets sanitaires étudiés, tous respiratoires, sont classés selon leur type (cancérogènes ou non cancérogènes), en lien avec la disponibilité de valeurs de référence pour ce polluant et son implémentation dans des modules de calcul d'impact sanitaire. L'acétaldéhyde est notamment classé comme cancérogène possible pour l'humain (groupe 2B) par le CIRC depuis 1999 (CIRC 2012).

Sur la base des connaissances sur les effets sanitaires et les niveaux de concentrations mesurés, l'acétaldéhyde fait partie des polluants identifiés par l'OMS Europe comme d'intérêt pour l'évaluation des risques sanitaires dans l'air intérieur des lieux publics accueillant des enfants (OMS Europe 2021).

Monoxyde de carbone (CO) - n=7 références

Quatre des sept références portent sur les intoxications aiguës au CO, entraînant des hospitalisations ou pouvant conduire au décès. Les autres références se sont intéressées aux effets cardiovasculaires, respiratoires ou neurologiques (maladie de Parkinson). Dans ce cas, les fonctions concentration-risque sont toutes dérivées d'études portant sur la pollution atmosphérique et reposent sur des concentrations modélisées ou mesurées. Leur

transposabilité à l'air intérieur est donc admise dans ces publications, bien qu'elle ne soit pas clairement étayée ni discutée de manière spécifique par les auteurs.

L'OMS avait identifié le CO comme l'un des polluants prioritaires pour l'élaboration de normes ou valeurs guides de qualité de l'air intérieur considérant les effets systémiques, essentiellement liés à sa fixation sur l'hémoglobine qui induit une diminution du transport et de l'utilisation de l'oxygène dans l'organisme, et les niveaux de concentrations observés dans les environnements intérieurs (OMS 2010). Plus récemment, l'OMS Europe a de nouveau identifié le CO comme d'intérêt dans l'évaluation des risques sanitaires dans l'air intérieur des lieux publics accueillant des enfants (OMS Europe 2021).

Xylènes (o-, p-, m-) – n=7 références

La famille des xylènes a été examinée dans sept publications, toutes exploitant des outils de modélisations des concentrations en environnements intérieurs. Les xylènes sont en particulier inclus dans le module d'impact de Usetox (Fantke *et al.* 2021). Les fonctions concentration-risque exploitées sont toutes dérivées de données animales et seule la catégorie des effets non cancérogènes est considérée.

Sur la base des connaissances sur les effets sanitaires et les niveaux de concentrations mesurés, les xylènes font partie des polluants identifiés par l'OMS Europe comme d'intérêt pour l'évaluation des risques sanitaires dans l'air intérieur des lieux publics accueillant des enfants (OMS Europe 2021).

Ozone (O₃) – n=7 références

L'ozone fait l'objet de quelques travaux. L'estimation de l'exposition est basée sur la modélisation des transferts de l'extérieur vers les environnements intérieurs. Les effets sanitaires étudiés sont majoritairement respiratoires (admissions à l'hôpital, symptômes, BPCO et infections) et, plus rarement, cardiovasculaires (dysrythmie). La mortalité, comme événement globalisant, est également examinée. Comme pour les PM_{2,5}, le NO₂ et le benzène, les fonctions concentration-risque utilisées sont toutes dérivées d'études portant sur la pollution atmosphérique. Leur transposabilité à l'air intérieur est donc admise dans ces publications, bien qu'elle ne soit pas clairement étayée ni discutée de manière spécifique par les auteurs.

Sur la base des connaissances sur les effets sanitaires et les niveaux de concentrations mesurés, l'ozone fait partie des polluants identifiés par l'OMS Europe comme d'intérêt pour l'évaluation des risques sanitaires dans l'air intérieur des lieux publics accueillant des enfants (OMS Europe 2021).

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) – n=6 références

La famille des HAP a été examinée dans six publications, fournissant des estimations d'impact sanitaire attribuable à cette famille dans son ensemble, incluant *a minima* les 16¹² considérés prioritaires par l'US EPA (Keith 2015). Pour se faire, des facteurs d'équivalence toxique ont été exploités ; ce sont des coefficients de pondération qui expriment la toxicité

¹² Acénaphthène, acénaphthylène, anthracène, fluoranthène, fluorène, phénanthrène, pyrène, benz[a]anthracène, benzo[b]fluoranthène, benzo[k]fluoranthène, benzo[ghi]perylène, benzo[a]pyrène, chrysène, dibenz[a,h]anthracène, indeno[1,2,3-cd]pyrène et naphthalène.

relative de chaque congénère (individuellement) par rapport à un congénère de référence – le benzo(a)pyrène. Les facteurs d'équivalence toxique sont appliqués à l'estimation de l'exposition de chaque congénère et les estimations ainsi pondérées sont additionnées pour obtenir une exposition globale, exprimée en « équivalent benzo(a)pyrène » (eq BaP).

Les estimations des expositions sont basées sur les concentrations extérieures et intérieures (modélisées ou mesurées), ainsi que sur le temps passé à l'intérieur. Une publication a été jusqu'à la mesure personnelle directe de 28 HAP (Chen *et al.* 2016).

Le seul évènement de santé considéré en lien avec la famille des HAP est le cancer du poumon. Le benzo(a)pyrène est en effet classé cancérogène pour l'humain (groupe 1) (CIRC 2010b). Les autres hydrocarbures sont classés comme cancérogènes probables (groupe 2A) (dibenz[a,h]anthracène) ou cancérogènes possibles (groupe 2B) (benz[a]anthracène, benzo[b]fluoranthène, benzo[k]fluoranthène, chrysène, indeno[1,2,3-cd]pyrène et naphthalène) voire inclassables quant à leur cancérogénicité pour l'humain (groupe 3) (acénaphène, anthracène, fluoranthène, fluorène, phénanthrène, benzo[ghi]perylène et pyrène) (CIRC 2002; 2010b).

2.4. Conclusions

Cette revue systématique de la littérature dresse un panorama des connaissances et résultats disponibles sur les impacts sanitaires associés à la pollution de l'air intérieur. A partir de plus de 800 références initialement identifiées dans les bases de données interrogées, 139 études ont été retenues comme d'intérêt selon les critères d'inclusion définis *a priori* pour répondre aux objectifs.

La majorité des études se concentre sur un nombre limité de polluants ou sources de pollution (14 étudiés dans plus de cinq références), ce qui est cohérent avec la nécessité de disposer de données robustes pour estimer quantitativement des impacts sanitaires : estimation de l'exposition, caractérisation des relations entre exposition et risque et description de l'état de santé de la population. Les méthodes, les données et les champs de recherche sont variés, ce qui limite la comparabilité directe, mais les indicateurs d'impact sanitaire utilisés restent relativement homogènes ce qui facilite la synthèse et l'interprétation des résultats.

Les références sélectionnées constituent un corpus pertinent pour identifier les polluants, indicateurs et effets sanitaires pour lesquels une estimation de l'impact sanitaire de la pollution de l'air intérieur est possible. Cet état des lieux a ainsi servi de base à la définition du périmètre analytique des présents travaux.

3. Périmètre analytique de l'évaluation d'impact sanitaire de la pollution de l'air intérieur

Ce chapitre définit le périmètre analytique retenu pour la présente évaluation d'impact sanitaire de la pollution de l'air intérieur dans les logements en France. Les couples polluant-effet et indicateur¹³-effet identifiés dans la revue de la littérature (Chapitre 2) sont inclus dans ce périmètre dès lors que les critères suivants sont simultanément vérifiés et reposent sur des données de qualité :

- disponibilité de données permettant *l'estimation des expositions* dans la population française, issues de la Campagne Nationale Logements 2 (CNL2) et complétées par des données de Santé publique France ;
- disponibilité de *fonctions concentration-risque* suffisamment pertinentes et robustes, permettant de quantifier le risque sanitaire associé à une exposition ;
- disponibilité de *données de l'état de santé* de la population française.

La disponibilité simultanée de ces données conditionne l'inclusion dans le périmètre analytique et la faisabilité de l'évaluation de l'impact sanitaire telle que présentée au Chapitre 4.

3.1. Estimation des expositions

3.1.1. Sources de données

Campagne Nationale Logements 2 (OQAI)

Présentation - L'estimation des niveaux d'exposition repose principalement sur les données de la Campagne Nationale Logement 2 (CNL2), conduite entre 2020 et 2023 sur plusieurs saisons par l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQAI) (Ramalho *et al.* 2025), devenu l'OQEI depuis le 1^{er} janvier 2024. Cette campagne documente la qualité de l'air intérieur des logements à partir d'un échantillon de 571 logements enquêtés. Pour garantir la représentativité des mesures et données, des poids de redressement ont été construits à partir de variables sociodémographiques (âge, sexe, taux de réponse, région, taille d'unité urbaine, zone climatique et caractéristiques du logement) permettant d'ajuster l'échantillon des 571 logements au parc de résidences principales de France continentale. La CNL2 constitue donc une base solide pour l'estimation des expositions en population générale dans le cadre d'évaluations quantitatives des risques et des impacts sanitaires.

Mesures des concentrations - Les mesures, réalisées sur sept jours consécutifs entre novembre 2020 et février 2023, portent sur un large éventail de substances et s'appuient sur des méthodes normalisées assurant la comparabilité des résultats. Les substances à mesurer ont été sélectionnées à partir d'un travail de hiérarchisation incluant des critères de faisabilité, de danger et de risque sanitaire. Elles appartiennent à différentes familles

¹³ Sont appelés « indicateurs d'exposition », toute variable binaire ou catégorielle décrivant la présence (ou l'absence) d'une source de pollution ou d'une situation d'exposition.

chimiques (hydrocarbures, aldéhydes, polychlorobiphényles, phtalates, terpènes, etc.). Le radon a été mesuré en partenariat avec l'Institut de Radioprotection et Sûreté Nucléaire devenu l'Agence de Sûreté Nucléaire et Radiologique. Les mesures de 81 pesticides dans l'air et 92 pesticides dans les poussières intérieures ont été réalisées en partenariat avec l'Anses. Après redressement de l'échantillon, les concentrations mesurées sont considérées comme représentatives du parc de résidences principales en France continentale entre 2020 et 2023. Ces concentrations, une fois pondérées par le temps passé dans le logement, conduisent à une estimation des situations d'exposition, supposées chroniques, de la population générale sur cette même période (paragraphe 4.1).

*Indicateurs d'exposition*¹⁴ – Des informations relatives à l'environnement du bâtiment, aux caractéristiques du logement ainsi qu'aux équipements et aux usages des occupants ont également été collectées. Certaines de ces données permettent de documenter l'exposition des occupants à des sources de pollutions de l'air intérieur. Il a ainsi été possible de construire des indicateurs d'exposition pour i) la présence de moisissures visibles ou de signes d'humidité à l'échelle du logement (c'est-à-dire, dans au moins une pièce inspectée) et ii) l'utilisation du gaz pour cuisiner.

L'application des poids de redressement de la CNL2 permet d'assurer une représentativité du parc de résidences principales. Bien que cette représentativité puisse, dans une certaine mesure, refléter celle des occupants et des comportements, cette hypothèse n'a pas été faite dans les présents travaux. Les informations majoritairement liées à des comportements ponctuels, individuels ou sociaux, collectées dans la CNL2 n'ont donc pas été redressées ni utilisées pour construire des indicateurs d'exposition. Les données décrivant des caractéristiques du logement au sein du parc, tels que l'humidité, les moisissures et la cuisson au gaz, ont quant à elles bénéficié du redressement au même titre que les concentrations mesurées et ont été exploitées pour construire des indicateurs d'exposition.

Total – Quatre-vingt-dix-huit (98) substances et indicateurs d'exposition ont été mesurés ou collectés dans la CNL2. Les deux tiers figuraient déjà dans la première Campagne Nationale Logements 1 (CNL1) menée entre 2003 et 2005 (Kirchner *et al.* 2007), ce qui permet d'apprécier l'évolution temporelle des concentrations et des expositions sur presque 20 ans.

Baromètre et surveillance (Santé Publique France)

Fumée de tabac environnementale (i.e. tabagisme passif)

L'indicateur d'exposition à la fumée de tabac environnementale (tabagisme passif) dans le logement est repris du baromètre de Santé publique France réalisé en 2017 et 2018 (Quatremère *et al.* 2020). Il est défini, parmi les non-fumeurs, par une réponse positive à la question « quelqu'un fume-t-il à l'intérieur du domicile ? »¹⁵. Le baromètre de 2005, correspondant partiellement à la période la CNL1, permet quant à lui d'apprécier l'évolution

¹⁴ Sont appelés « indicateurs d'exposition », toute variable binaire ou catégorielle décrivant la présence (ou l'absence) d'une source ou d'une situation d'exposition.

¹⁵ Hors vapotage. Les baromètres les plus récents (2020, 2021 et 2023), correspondant à la même période de temps que la CNL2, n'incluaient pas de question sur le tabagisme passif.

temporelle de la prévalence de l'exposition au tabagisme passif à l'intérieur des logements (Guignard *et al.* 2014).

Les données relatives à la présence de fumeurs dans le logement collectées à l'occasion de la CNL2 ne permettent pas une estimation fiable de la prévalence d'exposition au tabagisme passif. En effet, la question « des personnes du ménage ou extérieur au ménage ont-elles fumées pendant la semaine d'enquête ? » est spécifique du contexte de la campagne et ne désigne pas une situation d'exposition chronique. De plus, elle a été posée à l'ensemble des occupants, sans distinction de leur statut tabagique individuel. Enfin, bien que la représentativité de la CNL2 pour le parc de résidences principales puisse, dans une certaine mesure, refléter celle des populations et des comportements, la construction d'indicateurs d'exposition liés à des comportements individuels ou sociaux, comme le tabagisme passif, ne semble pas pertinente. Ces éléments soutiennent l'utilisation du dispositif explicitement conçu pour décrire cette exposition, de manière représentative en population générale i.e. le baromètre Santé publique France décrit ci-dessus.

Monoxyde de carbone (CO)

La centralisation nationale des données du système de surveillance des intoxications au CO a été assurée par Santé Publique France jusqu'en 2016. Ainsi, sur la période 2010-2016, des informations mensuelles sur le nombre d'intoxications au CO sont disponibles, telles que communiquées par Santé publique France. Ces données constituent la source la plus récente et permettant une exploitation sur plusieurs années consécutives à l'échelle nationale. Afin de disposer d'indicateurs homogènes et indépendants des variations interannuelles, le nombre total de cas d'intoxication au CO toutes régions confondues a été calculé sur chaque année entre 2010 et 2016 afin d'obtenir une moyenne.

Il convient de rappeler que l'étude du CO renvoie à des situations d'exposition aiguë, se traduisant par des intoxications, alors que les données relatives aux polluants et indicateurs d'exposition décrits précédemment relèvent d'expositions chroniques.

3.1.2. Polluants et indicateurs éligibles au périmètre analytique

Au total, 115 substances ou indicateurs d'exposition ont été recensés dans les 139 références identifiées au Chapitre 2. Sont éligibles au périmètre analytique :

- ceux pour lesquels une estimation de l'exposition est possible selon les sources décrites ci-dessus (paragraphe 3.1.1) ;
- **et** ceux pour lesquels un impact sanitaire a été estimé dans au moins deux références recensées dans l'état des lieux de la littérature (Chapitre 2).

La première condition est indispensable à la réalisation d'une estimation quantitative de l'impact sanitaire. Concernant les polluants mesurés dans le cadre de la CNL2, seuls ceux présentant des concentrations détectables dans au moins 75 % des échantillons ont été retenus dans le périmètre, des fréquences de détection trop faibles ne permettant pas une exploitation robuste.

La seconde vise à garantir un niveau suffisant de disponibilité de données pour soutenir la réalisation de l'estimation d'impact sanitaire. En effet, il est supposé qu'un couple polluant-

effet ou indicateur-effet documenté dans une unique référence traduit une incertitude ou limitation trop importante sur les données nécessaires à l'exercice d'estimation d'impact sanitaire, notamment en ce qui concerne les fonctions concentration-risque, voire pourrait traduire un niveau de preuve insuffisant sur le lien de causalité entre l'exposition et l'effet.

Ainsi, **19 polluants ou indicateurs d'exposition sont considérés comme éligibles au périmètre analytique des présents travaux et sont retenus pour la suite de la démarche de définition du périmètre analytique (Tableau 3)**. Au total, 105 références uniques examinaient ces substances et indicateurs d'exposition parmi les 139 identifiées par la revue de la littérature (Chapitre 2). La liste complète des polluants ou indicateurs d'exposition non retenus ainsi que les raisons de leur exclusion est visible en Annexe 10.3.

Tableau 3. Polluants et indicateurs d'exposition recensés dans la littérature et retenus pour la suite de la démarche de définition du périmètre analytique

Polluants ou indicateurs* d'exposition	Disponibilité de données pour estimer l'exposition (paragraphe 3.1.1)	N références examinant ce polluant ou indicateur (Chapitre 2)
Radon	OUI	46
Particules fines (PM _{2,5})	OUI	34
Fumée de tabac environnementale (i.e. tabagisme passif) *	OUI	28
Formaldéhyde	OUI	21
Benzène	OUI	18
Humidité ou moisissures *	OUI	12
Dioxyde d'azote (NO ₂)	OUI	11
Toluène	OUI	10
Acétaldéhyde	OUI	8
Monoxyde de carbone (CO)	OUI	7
Xylènes	OUI	7
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	OUI	6
Styrène	OUI	5
(Somme de) Composés Organiques Volatils (COV)	OUI	4
Limonène	OUI	4
Naphtalène	OUI	4
Ethylbenzène	OUI	3
2-Butoxyéthanol	OUI †	2
Utilisation du gaz pour la cuisson *	OUI	2

*N : nombre. * Indicateurs décrivant la présence ou l'absence de cette source de pollution dans le logement. † 25 % des échantillons sont inférieurs à la limite de détection.*

3.2. Fonctions concentration-risque

Les fonctions concentration-risque recensées dans la littérature pour les polluants et indicateurs d'exposition retenus (Tableau 3) ont fait l'objet d'une analyse critique afin d'évaluer leur robustesse et leur applicabilité aux présents travaux. Seuls les couples

polluant-effet ou indicateur-effet disposant de fonctions concentration-risque jugées suffisamment fiables sont finalement retenus dans le périmètre analytique.

3.2.1. Cotation et sélection des fonctions concentrations-risque

Les fonctions concentration-risque ont été regroupées par couple polluant-effet et indicateur-effet. Pour chacune, un niveau d'intérêt de 0 à 4 a été attribué selon plusieurs critères relatifs à leur nature, leur robustesse méthodologique et leur validité externe (Tableau 4). Un niveau d'intérêt maximal (4) correspond à la satisfaction de l'ensemble des critères.

Le premier critère concerne la nature et le format de la fonction concentration-risque. Pour être d'intérêt, une fonction doit i) être dérivée de données humaines et ii) exprimer la relation mathématique entre une exposition et la prévalence ou l'incidence d'une maladie ou d'un évènement (par exemple : risque relatif (RR), *odds ratio* (OR), *hazard ratio* (HR), coefficient (β) ou valeur toxicologique de référence (VTR) sans seuil).

De manière pragmatique, seules les fonctions dont les valeurs quantitatives étaient explicitement rapportées dans les références recensées sont considérées. Certains auteurs ont pu en effet citer une source sans indiquer la valeur utilisée ; dans ce cas, aucune hypothèse n'a été formulée, sauf lorsque la source était exploitée par une autre référence.

Les fonctions ou valeurs issues de données animales ne répondent pas à ce premier critère. De plus, les facteurs d'effet ou de dommages, ainsi que les VTR à seuil, ne sont pas retenus car ils n'expriment pas la relation entre une exposition ou concentration et un risque pour la santé (paragraphe 4.2.1).

Le deuxième critère valorise les fonctions construites ou exploitées par des organismes de référence : Anses, *California Environmental Protection Agency* (Cal-EPA), *Centers for Disease Control and Prevention* (CDC), projet *Global Burden of Disease* (GBD), Organisation Mondiale de la Santé (OMS), Santé publique France et US *Environmental Protection Agency* (US EPA). Il est supposé que ces fonctions ont déjà fait l'objet d'un processus de sélection robuste et pertinent pour leur application dans le cadre d'une estimation d'impact sanitaire, incluant une éventuelle transposabilité selon les environnements ou milieux. Ce critère permet également d'assurer une cohérence entre les travaux institutionnels nationaux et internationaux.

Tableau 4. Critères de cotation du niveau d'intérêt des fonctions concentration-risque identifiées dans la littérature

1/ Son format est-il exploitable ?	2/ Est-elle construite ou exploitée par un organisme de référence ?	3/ Est-ce une méta-analyse ? Est-ce une étude multicentrique ?	4/ Des localisations française ou européenne sont-elles considérées ?	Niveau d'intérêt de la fonction
Oui ou non	Oui ou non	Oui ou non. Si oui, combien d'études sont incluses dans la méta-analyse ? ou combien de centres sont inclus dans l'étude ?	Oui ou non	= Nombre de « oui » (de 0 à 4)
• Seules les fonctions dérivées à partir de données humaines sont considérées car l'extrapolation à partir de données animales augmente trop largement les incertitudes autour de la relation. • Relation mathématique, linéaire ou non, entre une exposition (niveau de concentration ou indicateur de présence/absence d'une exposition) et le risque de survenue d'un effet ou d'un événement • Formats exploitables : risque relatif (RR), <i>odds ratio</i> (OR), <i>hazard ratio</i> (HR), coefficient de régression (β), valeur toxicologique de référence (VTR) sans seuil. • Formats non exploitables : facteur d'effet, facteur de dommage, VTR à seuil.	• Ce critère garantit que la fonction repose sur un corpus scientifique rigoureux et suffisamment validé. Ce choix repose sur la rigueur méthodologique, la transparence des processus d'élaboration et sur le haut niveau d'expertise généralement mobilisés dans les travaux institutionnels. • Organismes de référence considérés : Anses, <i>California Environmental Protection Agency (Cal-EPA)*</i>, <i>Centers for Disease Control and Prevention (CDC)</i>, Organisation Mondiale de la Santé (OMS), projet <i>Global Burden of Disease (GBD)</i>, Santé publique France et <i>U.S. Environmental Protection Agency</i>.	• Ces approches épidémiologiques présentent des garanties supplémentaires en termes de solidité statistique, de reproductibilité et de transférabilité des résultats, du fait de la diversité des populations étudiées et de la standardisation ou harmonisation des méthodes. • Les fonctions concentration-risque issues d'études multicentriques bénéficient également d'une robustesse plus importante liée à l'hétérogénéité des populations et des expositions.	Les fonctions incluant des données ou populations françaises et/ou européennes garantissent une meilleure représentativité et applicabilité à la population cible des présents travaux.	

* Le California Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA) est une direction du Cal-EPA

Le troisième critère porte sur la méthode de dérivation des fonctions concentration-risque. Les méta-analyses, les études de cohortes multicentriques et les analyses *poolées*¹⁶ sont privilégiées en raison de leur intérêt méthodologique (puissance statistique souvent augmentée, diversité des populations et localisations, standardisation ou harmonisation des données). Ces approches permettent de synthétiser quantitativement les résultats de plusieurs études indépendantes répondant à une même question, en agrégeant un volume important d'informations issues de contextes variés (populations, localisations, méthodologies). Elles renforcent ainsi la fiabilité et la transférabilité des estimations de risque.

Le quatrième critère concerne la localisation géographique des populations étudiées. Les fonctions incluant des données françaises ou européennes sont privilégiées car jugées plus représentatives de la population cible des présents travaux.

3.2.2. Fonctions concentration-risque retenues dans le périmètre analytique

Pour chaque couple polluant-effet, les fonctions concentration-risque retenues dans le périmètre sont sélectionnées sur la base de leur niveau d'intérêt, en privilégiant les scores les plus élevés. En accord avec les objectifs, seules les fonctions concentration-risque examinant une exposition chronique ou à long terme sont retenues. Lorsque plusieurs fonctions présentent un niveau d'intérêt identique, celles construites ou exploitées par des organismes de référence sont privilégiées afin d'assurer la cohérence avec la littérature institutionnelle. Si aucune des fonctions ne remplit ce critère, une analyse qualitative complémentaire est réalisée pour évaluer la qualité, la pertinence et la validité des fonctions et, le cas échéant, argumenter leur sélection ou exclusion. Dans tous les cas, seules les fonctions présentant un niveau d'intérêt supérieur ou égal à 2 sont retenues.

Au total, 40 fonctions pour 9 polluants ou indicateurs d'exposition (benzène, cuisson au gaz, dioxyde d'azote, formaldéhyde, humidité ou moisissures, PM_{2,5}, radon, tabagisme passif et toluène) sont retenues comme d'intérêt dans le périmètre analytique de la présente estimation d'impact sanitaire de la pollution de l'air intérieur (Tableau 5). Les cotations des niveaux d'intérêt pour l'ensemble des fonctions, retenues ou non, sont détaillées en Annexe 10.4.

Dans le cas du monoxyde de carbone, les données du système de surveillance des intoxications sont directement exploitées (paragraphe 3.1.1), ce qui ne nécessite pas l'application d'une fonction concentration-risque et explique l'absence de ce polluant dans le Tableau 5.

¹⁶ L'analyse *poolée* consiste à regrouper et analyser conjointement les données individuelles de plusieurs études comme s'il s'agissait d'une seule, ce qui permet d'appliquer une méthodologie homogène

Tableau 5. Tableau récapitulatif des fonctions concentration–risque retenues dans le périmètre analytique

Evènement de santé	Population	Fonction concentration risque				
		Source	Niveau d'intérêt	Valeur (intervalle de confiance à 95 %)	Incrément ou unité	Note
Benzène						
Asthme vie, prévalence	Enfants et adultes	Liu <i>et al.</i> (2022a)	3	RR = 1,08 (1,02 ; 1,14)	1 µg.m ⁻³	Fonction examinant le benzène de l'air extérieur.
Leucémie, incidence	Enfants	Liu <i>et al.</i> (2022a)	3	RR = 1,10 (1,05 ; 1,15)	1 µg.m ⁻³	Le mélange leucémie aiguë myéloïde et leucémies et lymphomes lymphoblastiques est le plus fréquent dans la méta-analyse de Liu <i>et al.</i> Fonction examinant le benzène de l'air extérieur.
Leucémie aiguë myéloïde, incidence	Enfants et adultes	Anses (2024b), basée sur Scholten <i>et al.</i> (2022)	4	VTR : recalcul d'une valeur centrale et d'un intervalle de confiance : 8,77.10 ⁻⁷ (3,45.10 ⁻⁷ ; 1,16.10 ⁻⁶)	1 µg.m ⁻³	La VTR la plus récente a été privilégiée à celle, datant de 2008, identifiée dans la littérature. La dernière VTR (Anses 2024b ; VTR sans seuil=1,6.10 ⁻⁶) est basée sur Scholten <i>et al.</i> (2022), une combinaison d'études en environnement professionnel (incidence et mortalité) et d'études chez l'animal. Les estimations de la survie observée sont très proches de celles de la survie nette, ce qui reflète le caractère agressif de la maladie et la corrélation forte entre incidence et mortalité ; ainsi, et en cohérence avec les objectifs des travaux, l'incidence est retenue comme type d'évènement.
Dioxyde d'azote (NO ₂)						
Asthme, incidence	Adultes	HEI (2022)	4	RR = 1,10 (1,01 ; 1,21)	10 µg.m ⁻³	Fonction examinant le NO ₂ de l'air extérieur.
Asthme, incidence	Enfants <18	Khreis <i>et al.</i> (2017)	4	RR = 1,10 (1,05 ; 1,18)	10 µg.m ⁻³	Valeur révisée dans le cadre du projet EMAPEC (Forastiere <i>et al.</i> 2024). Fonction examinant le NO ₂ de l'air extérieur.
BPCO, prévalence	Adultes	Chen <i>et al.</i> (2022)	3	RR = 1,016 (1,012 ; 1,020)	10 µg.m ⁻³	Hypothèse qu'il s'agit de prévalence au regard des études incluses dans la méta-analyse de Chen <i>et al.</i> Fonction examinant le NO ₂ de l'air extérieur.
Cancer du poumon, incidence	Adultes	Chen <i>et al.</i> (2022)	3	RR = 1,055 (1,010 ; 1,101)	10 µg.m ⁻³	Fonction examinant le NO ₂ de l'air extérieur.
Diabète, incidence	Adultes	Chen <i>et al.</i> (2022)	3	RR = 1,019 (1,009 ; 1,029)	10 µg.m ⁻³	Fonction examinant le NO ₂ de l'air extérieur.

Evènement de santé	Population	Fonction concentration risque				
		Source	Niveau d'intérêt	Valeur (intervalle de confiance à 95 %)	Incrément ou unité	Note
Infections aiguës des voies respiratoires inférieures, incidence	Enfants	HEI (2022)	4	RR = 1,09 (1,03 ; 1,16)	10 µg.m ⁻³	Fonction examinant le NO ₂ de l'air extérieur.
Formaldéhyde						
Asthme vie, prévalence	Enfants	Lam <i>et al.</i> (2021)	4	OR = 1,20 (1,02 ; 1,41)	10 µg.m ⁻³	
Asthme vie, prévalence	Adultes	Liu <i>et al.</i> (2023b)	3	RR = 1,09 (1,03 ; 1,15)	10 µg.m ⁻³	Hypothèse qu'il s'agit de prévalence au regard des études incluses dans la méta-analyse de Liu <i>et al.</i>
Humidité ou moisissures						
Asthme vie, prévalence	Enfants	Antova <i>et al.</i> (2008)	4	OR = 1,23 (1,07 ; 1,41)	Présence vs. absence	Evènement examiné en relation avec un indicateur de présence de moisissures visibles dans le logement
Asthme, incidence	Enfants <14	Quansah <i>et al.</i> (2012)	3	OR = 1,50 (1,25 ; 1,80)	Présence vs. absence	
Asthme, incidence	Adultes 15-49	Wang <i>et al.</i> (2019)	3	OR = 1,43 (1,13 ; 1,83)	Présence vs. absence	
Bronchite, incidence	Enfants et adultes	Fisk <i>et al.</i> (2010)	3	OR = 1,45 (1,32 ; 1,59)	Présence vs. absence	
Infections des voies respiratoires inférieures, incidence	Enfants et adultes	Fisk <i>et al.</i> (2010)	3	OR = 1,50 (1,32 ; 1,70)	Présence vs. absence	
Rhinite allergique, incidence	Adultes 15-49	Wang <i>et al.</i> (2019)	3	OR = 1,28 (1,08 ; 1,52)	Présence vs. absence	
Sifflements actuels, prévalence	Enfants	Antova <i>et al.</i> (2008)	4	OR = 1,46 (1,31 ; 1,61)	Présence vs. absence	Evènement examiné en relation avec un indicateur de présence de moisissures visibles dans le logement
Particules fines (PM_{2,5})						
Asthme, incidence	Enfants < 18	Khreis <i>et al.</i> (2017)	4	RR = 1,34 (1,10 ; 1,63)	10 µg.m ⁻³	Fonction examinant les PM _{2,5} de l'air extérieur.
AVC, incidence	Adultes	Yuan <i>et al.</i> (2019)	4	RR = 1,16 (1,12 ; 1,20)	10 µg.m ⁻³	Valeur révisée dans le cadre du projet EMAPEC (Forastiere <i>et al.</i> 2024). Fonction examinant les PM _{2,5} de l'air extérieur.
BPCO, incidence	Adultes	Park <i>et al.</i> (2021)	4	RR = 1,18 (1,13 ; 1,23)	10 µg.m ⁻³	Fonction examinant les PM _{2,5} de l'air extérieur.
Cancer du poumon, incidence	Adultes	Yu <i>et al.</i> (2021)	4	RR = 1,16 (1,10 ; 1,23)	10 µg.m ⁻³	Fonction examinant les PM _{2,5} de l'air extérieur.

Evènement de santé	Population	Fonction concentration risque				
		Source	Niveau d'intérêt	Valeur (intervalle de confiance à 95 %)	Incrément ou unité	Note
Démence, incidence	Adultes	Cheng <i>et al.</i> (2022)	4	RR = 1,46 (1,20 ; 1,78)	10 µg.m ⁻³	Valeur révisée dans le cadre du projet EMAPEC (Forastiere <i>et al.</i> 2024). Fonction examinant les PM _{2,5} de l'air extérieur.
Diabète, incidence	Adultes	Yang <i>et al.</i> (2020)	4	RR = 1,10 (1,03 ; 1,18)	10 µg.m ⁻³	Valeur révisée dans le cadre du projet EMAPEC (Forastiere <i>et al.</i> 2024). Fonction examinant les PM _{2,5} de l'air extérieur.
Hypertension artérielle, incidence	Adultes	Qin <i>et al.</i> (2021)	4	RR = 1,17 (1,05 ; 1,30)	10 µg.m ⁻³	Valeur révisée dans le cadre du projet EMAPEC (Forastiere <i>et al.</i> 2024). Fonction examinant les PM _{2,5} de l'air extérieur.
Infarctus du myocarde, incidence	Adultes	Zhu <i>et al.</i> (2021)	4	RR = 1,13 (1,05 ; 1,22)	10 µg.m ⁻³	Valeur révisée dans le cadre du projet EMAPEC (Forastiere <i>et al.</i> 2024). Fonction examinant les PM _{2,5} de l'air extérieur.
Troubles du spectre autistique, incidence	Enfants	Lin <i>et al.</i> (2022)	4	RR = 1,66 (1,23 ; 2,25)	10 µg.m ⁻³	Valeur révisée dans le cadre du projet EMAPEC (Forastiere <i>et al.</i> 2024). Fonction examinant les PM _{2,5} de l'air extérieur.
Radon						
Cancer du poumon, incidence	Adultes	Darby <i>et al.</i> (2005)	4	RR = 1,16 (1,05 ; 1,31)	100 Bq.m ⁻³	Valeur de risque la plus fréquemment utilisée dans la littérature recensée
	Adultes fumeurs	Darby <i>et al.</i> (2006)	4	RR = 1,11 (0,97 ; 1,46)	100 Bq.m ⁻³	Conservé pour analyse stratifiée sur le statut tabagique
	Adultes jamais fumeurs	Darby <i>et al.</i> (2006)	4	RR = 1,22 (1,02 ; 1,68)	100 Bq.m ⁻³	Conservé pour analyse stratifiée sur le statut tabagique
Tabagisme passif						
Asthme, incidence	Enfants	California EPA (2005)	4	OR = 1,32 (1,24 ; 1,41)	Exposé vs. non exposé	
Asthme, incidence	Adultes*	Jaakkola <i>et al.</i> (2003)	3	OR = 1,97 (1,19 ; 3,25)	Exposé vs. non exposé	
Cancer du poumon, incidence	Adultes*	U.S. Department of Health and Human Services (2006)	4	RR = 1,21 (1,13 ; 1,30)	Exposé vs. non exposé	
Cancer du sein, incidence	Femmes adultes*	GBD Risk Factors Collaborators (2020)	4	RR = 1,072 (1,017 ; 1,126)	Exposé vs. non exposé	Valeur reprise de Macacu <i>et al.</i> (2015) par le GBD, qui l'utilise pour l'incidence ou la mortalité sans distinction
Cardiopathie ischémique, incidence	Adultes*	U.S. Department of Health and Human Services (2006)	4	RR = 1,27 (1,19 ; 1,36)	Exposé vs. non exposé	
Diabète, incidence	Adultes*	GBD Risk Factors Collaborators (2020)	4	RR = 1,34 (1,15 ; 1,56)	Exposé vs. non exposé	Valeur reprise de Zhu <i>et al.</i> (2014) par le GBD, qui l'utilise pour l'incidence ou la mortalité sans distinction

Evènement de santé	Population	Fonction concentration risque				
		Source	Niveau d'intérêt	Valeur (intervalle de confiance à 95 %)	Incrément ou unité	Note
Infections aiguës des voies respiratoires inférieures, incidence	Enfants <2	U.S. Department of Health and Human Services (2006)	4	OR = 1,55 (1,42 ; 1,69)	Exposé vs. non exposé	
Otite, incidence	Enfants <14	GBD Risk Factors Collaborators (2020)	4	RR = 1,37 (1,25 ; 1,50)	Exposé vs. non exposé	Valeur reprise de Jones <i>et al.</i> (2012) par le GBD
Toluène						
Asthme vie, prévalence	Enfants et adultes	Liu <i>et al.</i> (2022a)	3	RR = 1,02 (1,00 ; 1,04)	1 µg.m ⁻³	
Utilisation du gaz pour la cuisson						
Asthme actuel, prévalence	Enfants <14	Lin <i>et al.</i> (2013)	3	OR = 1,34 (1,12 ; 1,57)	Présence vs. absence	

AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive ; EMAPEC : Estimation of Morbidity from Air Pollution and its Economic Costs ; GBD : Global Burden of Disease ; HEI : Health Effects Institute ; OR : odds ratio ; RR : risque relatif. * Les fonctions concentration-risque ont été dérivées chez des adultes non-fumeurs.

Pour le NO₂ et les PM_{2,5}, les fonctions recensées reposent exclusivement sur des études épidémiologiques examinant l'air extérieur. Pour le benzène, elles proviennent à la fois d'études épidémiologiques en air extérieur (Liu *et al.* 2022a) et de travaux intégrant plusieurs types de données, humaines et animales (Anses 2024b). L'application de ces fonctions dans un exercice d'estimation d'impact sanitaire de la pollution de l'air intérieur nécessite donc l'acceptation de la transposabilité, *a minima* partielle, des risques observés pour ces différents environnements (COMEAP 2025). La transposabilité des fonctions concentration-risque issues de l'air extérieur vers l'air intérieur repose sur un ensemble d'hypothèses parfois fortes et dont la validité est difficile à établir empiriquement. En l'absence de fonction spécifiquement dérivée pour l'air intérieur suffisamment robuste et pertinente, les présents travaux acceptent cette transposabilité, tout en explorant plusieurs approches destinées à diminuer les incertitudes liées aux hypothèses associées, particulièrement marquées pour les PM_{2,5} (paragraphes 4.1.2 et 4.1.3). La transposabilité est discutée de manière détaillée dans le Chapitre 8 (paragraphe 8.2.4).

Certaines fonctions concentration-risque ne distinguent pas le type d'évènement de santé (entre incidence et prévalence ; entre incidence et mortalité). Dans ce cas, des hypothèses ont été formulées de manière pragmatique à partir des types d'études sources : les analyses transversales ont été interprétées comme examinant la prévalence tandis que les études de cohorte ont été associées à l'incidence. Dans les méta-analyses, lorsque les deux types étaient recensés (incidence et prévalence), c'est l'évènement le plus fréquemment représenté qui a été retenu.

Les fonctions examinant des événements de santé de courte durée, ne décrivant pas explicitement une pathologie chronique sous-jacente (typiquement : les infections respiratoires et les otites), sont systématiquement considérées comme examinant l'incidence.

3.3. Données de l'état de santé de la population

Pour les effets sanitaires examinés par les fonctions concentration-risque retenues (Tableau 5), **il est nécessaire de disposer d'informations descriptives sur l'état de santé de la population** afin de calculer un impact sanitaire (Tableau 6Tableau 6). Ces données ont été collectées à partir de sources existantes (littérature, registres et bases ouvertes). La période 2015–2019 a été privilégiée afin d'éviter les perturbations liées à la crise sanitaire de la Covid-19. Les indicateurs de l'état de santé ont été rapprochés des données de recensement 2015 le cas échéant (Insee)¹⁷.

Les données mobilisées doivent être cohérentes, autant que possible, avec les effets et événements de santé examinés dans les études épidémiologiques ayant permis d'établir les fonctions concentration-risque. Pour atteindre cette cohérence, des adaptations ou généralisations ont parfois été appliquées (Tableau 6). En particulier pour l'exposition au tabagisme passif, des adaptations ont été réalisées afin d'obtenir des estimations de l'état

¹⁷ <https://www.insee.fr/fr/statistiques/3561090?sommaire=3561107>

de santé dans le sous-groupe des adultes jamais fumeurs¹⁸ i.e. qui n'ont jamais fumé de manière active. La proportion d'adultes jamais fumeurs dans la population générale a été reprise du Baromètre Santé 2016 de Santé publique France (Pasquereau *et al.* 2017) tandis que les proportions de jamais fumeurs parmi les cas de cancer du poumon, diabète et cancer du sein ont été reprises de la littérature (Couraud *et al.* 2012; Dossus *et al.* 2014; Malinovská *et al.* 2025; Samet *et al.* 2009). Ces approximations introduisent une incertitude non quantifiable dans la qualité des données de l'état de santé en population. Les enfants sont quant à eux considérés comme jamais fumeurs.

Aucune donnée exploitable et suffisamment fiable de l'état de santé de la population n'a été identifiée pour plusieurs effets et événements de santé disposant de fonctions concentration-risque précédemment retenues. Les limites rencontrées sont décrites en Annexe 10.5.

¹⁸ Le groupe « jamais fumeurs » est préféré à celui des « non-fumeurs » car ce dernier peut inclure des individus ayant déjà fumé activement au cours de leur vie.

Tableau 6. Définitions et sources des données sur l'état de santé de la population

Effet ou évènement	Population et âge	N population selon l'Insee	Définition de l'indicateur de l'état de santé de la population	Période	Valeur de l'indicateur	Source de l'indicateur de l'état de santé de la population
Asthme vie, prévalence	Enfants 6-11	4 213 700	Asthme diagnostiqué par un médecin (questionnaire standardisé ISAAC)	2014-2015	N cas prévalents : 560 422 (13,3 %)	Enquête nationale de santé en milieu scolaire pour le CM2 (Guignon <i>et al.</i> 2017) Données reprises de Hulin <i>et al.</i> (2024)
Asthme actuel, prévalence	Enfants 6-11	4 213 700	Chez les enfants avec un asthme vie : survenue de symptômes ou prise de médicaments pour l'asthme dans les 12 derniers mois (questionnaire standardisé ISAAC)	2014-2015	N cas prévalents : 417 156 (9,9 %)	
Asthme vie, prévalence	Adultes 18-69	41 772 793	Asthme diagnostiqué par un médecin (auto-questionnaire)	2013-2014	N cas prévalents : 5 221 599 (12,5 %)	Cohorte Constances (Delmas <i>et al.</i> 2021)
Asthme, incidence	Adultes 18-39	17 053 191	Base médico administrative (délivrance de médicaments pour asthme)	2016-2019	N cas incidents moyens par an : 92 323	Données reprises de Medina <i>et al.</i> (2025a)
Asthme, incidence	Enfants <17	14 060 424	Base médico administrative (délivrance de médicaments pour asthme)	2016-2019	N cas incidents moyens par an : 201 992	
AVC, incidence	Adultes 35+	37 175 294	Base médico administrative (hospitalisation codée CIM10 I60-I64)	2016-2019	N cas incidents moyens par an : 96 961	
BPCO, incidence	Adultes 40+	33 187 207	Base médico administrative (délivrance de médicaments anticholinergiques et/ou hospitalisation codée CIM10 J43-J44)	2016-2019	N cas incidents moyens par an : 194 491	
BPCO, prévalence	Adultes 45+	28 845 735	Modélisations de l'évolution de la prévalence entre 2005 et 2025	2015	N cas prévalents : 2 653 807	Modélisations issues de Burgel <i>et al.</i> (2018) - incertitudes possibles sur le chiffre produit, qui reste néanmoins cohérent avec plusieurs sources déclarant que 5 à 10 % de la population serait atteinte.
Cancer du poumon, incidence	Adultes 35+	37 175 294	Combinaison base médico administrative et registre des cancers - CIM10 C34	2016-2019	N cas incidents moyens par an : 39 635	Données reprises de Medina <i>et al.</i> (2025a)

Effet ou évènement	Population et âge	N population selon l'Insee	Définition de l'indicateur de l'état de santé de la population	Période	Valeur de l'indicateur	Source de l'indicateur de l'état de santé de la population
Cancer du poumon, incidence	Adultes 35+, jamais fumeurs	13 345 931		2016-2019	N cas incidents moyens par an : 4 954	Estimations faites : 12,5 % des cas de cancer du poumon sont observés chez des jamais fumeurs + 35,9 % des adultes n'ont jamais fumé (Couraud <i>et al.</i> 2012; Medina <i>et al.</i> 2025a; Pasquereau <i>et al.</i> 2017; Samet <i>et al.</i> 2009)
Cancer du poumon, incidence	Adultes 35+, fumeurs vie	23 829 363		2016-2019	N cas incidents moyens par an : 34 681	
Cancer du sein, incidence	Femmes 35+, jamais fumeuses	8 212 833	Registre de cancers du réseau Francim	2018	N cas incidents estimés : 31 534	Estimations faites : 41,6 % des femmes adultes n'ont jamais fumé + 55 % des cas de cancer du sein sont observés chez des jamais fumeuses (Defossez <i>et al.</i> 2019; Dossus <i>et al.</i> 2014; Pasquereau <i>et al.</i> 2017)
Diabète de type 2, incidence	Adultes 45+	28 845 735	Base médico administrative (délivrance de médicaments anti diabétiques)	2016-2019	N cas incidents moyens par an : 210 579	Données reprises de Medina <i>et al.</i> (2025a). La définition inclut les diabètes T1 et T2 mais la tranche d'âge choisie permet de cibler l'incidence de diabète de T2
Diabète de type 2, incidence	Adultes 45+ jamais fumeurs	10 355 619		2016-2019	N cas incidents moyens par an : 100 236	Estimations faites : 35,9 % des adultes n'ont jamais fumé + 47,6 % des cas de diabète sont observés chez des jamais fumeurs (Malinovská <i>et al.</i> 2025; Medina <i>et al.</i> 2025a; Pasquereau <i>et al.</i> 2017)
Hypertension artérielle, incidence	Adultes 18+	50 240 397	Base médico administrative (délivrance de médicaments anti hypertenseurs)	2016-2019	N cas incidents moyens par an : 712 417	Données reprises de Medina <i>et al.</i> (2025a)
Infarctus aigu du myocarde, incidence	Adultes 30+	41 166 711	Base médico administrative (hospitalisation codée CIM10 I21-I23 + I20.0 jusqu'en 2016)	2016-2019	N cas incidents moyens par an : 95 538	
Infections aiguës des voies respiratoires, incidence	Enfants <12	10 128 073	Base médico administrative (hospitalisation codée CIM10 J12-J18 ou J20-J22 i.e. pneumopathies et infections aiguës respiratoires)	2016-2019	N cas incidents moyens par an : 57 526	

Effet ou évènement	Population et âge	N population selon l'Insee	Définition de l'indicateur de l'état de santé de la population	Période	Valeur de l'indicateur	Source de l'indicateur de l'état de santé de la population
Leucémie, incidence	Enfants 0-19	15 601 243	Registre de cancers du réseau Francim	2018	N cas incidents moyens par an : 594	Le mélange leucémie aiguë myéloïde et leucémies et lymphomes lymphoblastiques est le plus fréquent dans la méta-analyse de Liu <i>et al.</i> (2022a). Les données en populations reprises ici correspondent donc à ces types de leucémies (Le Guyader-Peyrou <i>et al.</i> 2019).
Leucémie aiguë myéloïde, incidence	Enfants et adultes	64 300 821	Registre de cancers du réseau Francim	2018	N cas incidents moyens par an : 3 428	Données descriptives issues de Le Guyader-Peyrou <i>et al.</i> (2019)
Sifflements récents, prévalence	Enfants 6-11	4 213 700	Survenue de sifflements dans les 12 derniers mois (questionnaire standardisé ISAAC)	2014-2015	N cas prévalents : 480 362 (11,4 %)	Enquête nationale de santé en milieu scolaire pour le CM2 (Guignon <i>et al.</i> 2017). Données reprises de Hulin <i>et al.</i> (2024).

AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive ; CIM10 : 10^{ème} révision de la classification internationale des maladies ; ISAAC : the International Study of Asthma and Allergies in Childhood.

3.4. Conclusions

Le périmètre analytique des présents travaux a été défini par la faisabilité de réalisation de l'estimation des fardeaux sanitaires attribuables à l'exposition à la pollution de l'air intérieur dans les logements. Ainsi, seuls ont été retenus les couples polluant-effet et indicateur-effet pour lesquels les éléments nécessaires au calcul des fardeaux sanitaires étaient simultanément disponibles :

- estimations d'exposition représentatives de la population vivant en France (paragraphe 3.1) ;
- fonctions concentration-risque jugées suffisamment robustes et pertinentes selon un niveau d'intérêt (paragraphe 3.2) ;
- données décrivant l'état de santé de la population, cohérentes avec les effets et événements sanitaires considérés dans les fonctions concentration-risque (paragraphe 3.3).

L'analyse de la disponibilité et de la qualité de ces différents éléments permet de conclure **qu'il est possible d'estimer des impacts sanitaires de la pollution de l'air intérieur dans les logements en France pour 9 polluants ou indicateurs d'exposition, correspondant à un ensemble de 29 couples polluant-effet ou indicateur-effet et ce, dans différentes populations**. Ces couples, synthétisés dans le Tableau 7, constituent le socle analytique de l'évaluation de l'impact sanitaire présentée au Chapitre 4. A ces couples s'ajoute le monoxyde de carbone pour lequel les données du système de surveillance des intoxications sont directement exploitées. Le cheminement détaillé du processus de définition du périmètre analytique est présenté en Annexe 10.6.

Pour le NO₂, les PM_{2,5} et le benzène, les fonctions recensées reposent majoritairement sur des études épidémiologiques examinant l'air extérieur. La transposabilité des fonctions concentration-risque issues de l'air extérieur vers l'air intérieur repose sur un ensemble d'hypothèses parfois fortes et dont la validité est difficile à établir empiriquement (COMEAP 2025). En l'absence de fonction spécifiquement dérivée pour l'air intérieur, les présents travaux acceptent la transposabilité, tout en explorant plusieurs approches destinées à diminuer les incertitudes liées à cette hypothèse, particulièrement marquées pour les PM_{2,5}. Les méthodes et approches sont justifiées et présentées dans le Chapitre 4. Le Chapitre 8 inclut une discussion spécifique sur ce point.

Tableau 7. Couples retenus dans le périmètre analytique de l'estimation des impacts sanitaires de la pollution de l'air intérieur

Polluant ou indicateur d'exposition	Effet ou évènement de santé	Population	Source de la fonction concentration-risque [niveau d'intérêt]
Benzène	Asthme vie, prévalence	Enfants et adultes	Liu <i>et al.</i> (2022a) [3]
	Leucémie aiguë myéloïde, incidence	Enfants et adultes	Anses (2024b) [4]
	Leucémies**, incidence	Enfants	Liu <i>et al.</i> (2022a) [3]
Cuisson au gaz	Asthme actuel, prévalence	Enfants	Lin <i>et al.</i> (2013) [3]
Dioxyde d'azote (NO₂)	Asthme, incidence	Adultes	HEI (2022) [4]
	Asthme, incidence	Enfants	Khreis <i>et al.</i> (2017) [4]
	BPCO, prévalence	Adultes	Chen <i>et al.</i> (2022) [3]
	Cancer du poumon, incidence	Adultes	Chen <i>et al.</i> (2022) [3]
	Diabète, incidence	Adultes	Chen <i>et al.</i> (2022) [3]
	Infections aiguës des voies respiratoires inférieures, incidence	Enfants	HEI (2022) [4]
Formaldéhyde	Asthme vie, prévalence	Enfants	Lam <i>et al.</i> (2021) [4]
	Asthme vie, prévalence	Adultes	Liu <i>et al.</i> (2023b) [3]
Humidité ou moisissures	Asthme vie, prévalence†	Enfants	Antova <i>et al.</i> (2008) [4]
	Asthme, incidence	Enfants	Quansah <i>et al.</i> (2012) [3]
	Asthme, incidence	Adultes	Wang <i>et al.</i> (2019) [3]
	Infections des voies respiratoires inférieures, incidence	Enfants et adultes	Fisk <i>et al.</i> (2010) [3]
	Sifflements actuels, prévalence†	Enfants	Antova <i>et al.</i> (2008) [4]
Particules fines (PM_{2,5})	Asthme, incidence	Enfants	Khreis <i>et al.</i> (2017) [4]
	AVC, incidence	Adultes	Yuan <i>et al.</i> (2019) [4]
	BPCO, incidence	Adultes	Park <i>et al.</i> (2021) [4]
	Cancer du poumon, incidence	Adultes	Yu <i>et al.</i> (2021) [4]
	Diabète, incidence	Adultes	Yang <i>et al.</i> (2020) [4]
	Hypertension artérielle, incidence	Adultes	Qin <i>et al.</i> (2021) [4]
	Infarctus du myocarde, incidence	Adultes	Zhu <i>et al.</i> (2021) [4]
Radon	Cancer du poumon, incidence	Adultes	Darby <i>et al.</i> (2005) [4]
		Adultes fumeurs	Darby <i>et al.</i> (2006) [4]
		Adultes jamais fumeurs	Darby <i>et al.</i> (2006) [4]
Tabagisme passif	Asthme, incidence	Enfants	California EPA (2005) [4]
	Cancer du poumon, incidence	Adultes*	U.S. Department of Health and Human Services (2006) [4]
	Cancer du sein, incidence	Femmes adultes*	GBD Risk Factors Collaborators (2020) [4]
	Diabète, incidence	Adultes*	GBD Risk Factors Collaborators (2020) [4]
	Infections aiguës des voies respiratoires inférieures, incidence	Enfants	U.S. Department of Health and Human Services (2006) [4]
Toluène	Asthme vie, prévalence	Enfants et adultes	Liu <i>et al.</i> (2022a) [3]

AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive. * L'exposition au tabagisme passif ne concerne que les jamais fumeurs ; les enfants sont considérés jamais fumeurs par défaut. ** Le mélange leucémie aiguë myéloïde et leucémies et lymphomes lymphoblastiques est le plus fréquent dans la méta-analyse de Liu *et al.* † Ces évènements de santé ont été examinés en relation avec un indicateur de présence de moisissures visibles.

4. Méthode d'évaluation de l'impact sanitaire

Ce chapitre décrit la méthodologie retenue pour la réalisation de l'estimation de l'impact sanitaire de la pollution de l'air intérieur dans les logements en France.

La méthode est structurée autour de plusieurs étapes successives, décrites dans ce chapitre : le traitement des données pour l'estimation des expositions, l'application des fonctions concentration–risque afin d'estimer le nombre de cas attribuables aux expositions considérées et la valorisation de ces cas en années vécues avec une incapacité (*YLD, years lived with disability*) comme indicateur global de santé. Une approche probabiliste est appliquée tout au long des calculs afin de tenir compte de la variabilité et des incertitudes associées aux données d'entrée et aux paramètres. Des analyses exploratoires sont également conduites pour les PM_{2,5}, dans une optique de réduction des incertitudes liées à la transposabilité des fonctions concentration–risque dérivées pour l'air extérieur au contexte de l'air intérieur.

L'estimation des impacts est conduite polluant par polluant et événement de santé par événement de santé, sans agrégation ni cumul possible des nombres de cas attribuables. Les résultats doivent être interprétés comme des estimations non additives du fardeau sanitaire associé à chacun des couples considérés dans le périmètre.

4.1. Estimation des expositions

4.1.1. Estimation de l'exposition totale à l'intérieur des logements (tous polluants)

Approche

L'approche retenue repose sur une estimation de l'exposition de la population fondée sur les concentrations mesurées dans les logements, pondérées par le temps passé au domicile. Ce choix vise à fournir une estimation aussi représentative que possible de l'exposition réelle des individus aux polluants de l'air intérieur, en cohérence avec l'objectif des travaux. Cette même approche a par ailleurs déjà été mobilisée dans des travaux antérieurs (Anses et CSTB 2014; Hulin *et al.* 2024).

On notera X le niveau d'exposition estimé pour la population :

$$X = C_{\text{logement}} \times t_{\text{logement}}$$

Où :

- C_{logement} représente la concentration intérieure au logement, basée sur la CNL2 ;
- t_{logement} représente la proportion de temps passé à l'intérieur du logement issue de la CNL2.

Pour les indicateurs d'exposition décrivant la présence ou l'absence d'une source de pollution (tabagisme passif, humidité ou moisissures, cuisson au gaz), la pondération sur t_{logement} ne s'applique pas car la notion de proportion de temps n'est pas pertinente dans le

cas d'une indication binaire. Dans ce cas, $X = P_i$ où P_i représente la prévalence de présence de la source de pollution i à l'intérieur des logements en France.

Traitement des données

Certaines données issues de la CNL2 (paragraphe 3.1.1) ont été préalablement traitées afin d'assurer leur représentativité et leur adéquation au cadre méthodologique retenu.

D'abord, pour l'ensemble des polluants, les concentrations mesurées inférieures aux limites de détection (LD) ont été imputées à la moitié de la valeur correspondante ($= LD/2$). Ce traitement, couramment utilisé dans les études environnementales, permet de conserver l'information associée à ces mesures censurées tout en réduisant le biais sur les estimations globales.

Ensuite, compte tenu de la forte asymétrie des distributions de concentrations, celles-ci ont été modélisées selon une loi log-normale, en cohérence avec les observations empiriques et les données de la littérature.

Enfin, les poids de redressement ont été appliquées afin d'assurer la représentativité des données de la CNL2 (concentrations et indicateurs d'exposition) à l'échelle du parc de résidences principales en France continentale.

Temps passé dans le logement

Seule une fraction du temps est passée à l'intérieur du logement. Sur la base de ce constat et en s'appuyant sur les données d'occupation issues de la CNL2, une pondération des concentrations mesurées est appliquée afin d'estimer au plus juste l'exposition ayant lieu dans le logement. Cette pondération n'est pas applicable aux indicateurs d'exposition.

Une différenciation des temps selon les classes d'âge aurait pu être mobilisée, notamment au regard des populations retenues pour certains événements de santé. Néanmoins, les écarts observés étant faibles (temps passé au domicile en moyenne : 75 % chez les adultes et 69 % chez les enfants), cette distinction n'a pas été retenue et une valeur globale a été appliquée dans l'ensemble des analyses (paragraphe 4.4).

4.1.2. Cas particulier des PM_{2,5} : estimation de l'exposition aux polluants infiltrés à l'intérieur des logements depuis l'air extérieur

Contexte

Dans une déclaration consacrée à l'estimation des effets et impacts sanitaires des expositions aux PM_{2,5} et au NO₂ en environnement intérieur, le comité britannique sur les effets sur la santé des polluants de l'air (COMEAP) souligne explicitement que l'application directe de fonctions concentration-risque initialement dérivées pour l'air extérieur à une estimation de l'exposition « intérieure » peut poser des problèmes de cohérence conceptuelle car l'exposition réelle des individus résulte d'une combinaison de plusieurs environnements (logement, extérieur, autres...) et de plusieurs sources émettrices (intérieures, extérieures, les deux...). Le COMEAP (2025) n'impose pas de méthode unique, mais discute plusieurs options méthodologiques pour répondre à ces problèmes de cohérence et diminuer les incertitudes relatives à la transposabilité des fonctions d'un environnement (extérieur) à un autre (intérieur). Les approches discutées par le COMEAP,

afin d'augmenter la cohérence et diminuer les incertitudes, consiste à rapprocher autant que possible la métrique d'exposition considérée dans l'estimation des impacts à celle sous-jacente aux fonctions concentration-risque.

Afin d'assurer une meilleure cohérence entre les fonctions et les expositions, et de réduire de manière substantielle les incertitudes liées à la transposabilité, la première approche décrite par le COMEAP consiste à considérer l'exposition aux polluants issus du transfert de l'air extérieur vers l'intérieur. Cette approche est présentée comme pragmatique et robuste, respectant au plus près le cadre de validité des fonctions concentration-risque et permettant de réduire les incertitudes résultant de la discordance avec l'exposition effectivement estimée.

Approche

En application des recommandations du COMEAP (2025), une estimation de l'exposition aux PM_{2,5} « infiltrées » a été réalisée. Elle tient compte i) du temps passé dans le logement ii) des concentrations extérieures et iii) du facteur d'infiltration de l'air extérieur vers l'air intérieur. Cette approche vise à fournir une estimation du fardeau sanitaire non sujette à la transposabilité et considère qu'une partie du fardeau, liée aux PM_{2,5} issues de sources intérieures, est non quantifiable. Les résultats représentent donc une estimation basse du fardeau sanitaire attribuable aux particules de l'air intérieur, car n'incluant que celles provenant de l'air extérieur.

Ainsi, l'exposition intérieure aux PM_{2,5} « infiltrées », nommée X_f , est estimée selon la formule :

$$X_f = C_{\text{extérieure}} \times F_{\text{logement}} \times t_{\text{logement}}$$

Où :

- $C_{\text{extérieure}}$ correspond à la concentration extérieure en PM_{2,5} modélisée autour du logement ;
- t_{logement} représente la proportion de temps passé à l'intérieur du logement ;
- F_{logement} est le facteur d'infiltration des PM_{2,5} de l'air extérieur vers l'air intérieur.

La distribution de valeurs pour F_{logement} a été reprise d'une revue de la littérature, majoritairement européenne et nord-américaine, réalisée dans le cadre de l'expertise collective sur la caractérisation des transferts de pollution de l'air extérieur vers l'intérieur des bâtiments (Anses 2019a) (paragraphe 4.4).

Les concentrations extérieures autour du logement ont été estimées par le modèle de chimie-transport CHIMERE (Real *et al.* 2022)¹⁹. Pour 2020-2022, les données fournies par le Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air étaient des moyennes journalières d'une résolution spatiale de 2 km. Pour 2023, les données proviennent de la plateforme Copernicus, avec une résolution de 10 km et une granularité horaire. Ces concentrations ont été agrégées en moyennes hebdomadaires pour correspondre aux semaines d'enquête de la CNL2, puis appariées aux logements à l'échelle des îlots Regroupés pour l'Information Statistique (IRIS). Les concentrations obtenues ont ensuite été redressées à l'aide des poids de sondage de la CNL2 avant leur exploitation calculatoire.

¹⁹ Ces données ont été gracieusement mises à disposition par l'Institut national de l'environnement industriel et des risques (Ineris).

Point d'attention

Cette approche a été conduite pour les PM_{2,5} uniquement. Elles sont explicitement discutées comme cas d'étude par le COMEAP (2025) et soulèvent davantage de questions conceptuelles par leur nature plus hétérogène que le NO₂ et le benzène, les deux autres polluants pour lesquels la transposabilité des fonctions concentration-risque peut être questionnée.

Bien que l'utilisation de l'estimation d'une exposition aux PM_{2,5} « infiltrées » permette de diminuer substantiellement les incertitudes de transposabilité de la fonction concentration-risque, elle ne permet plus de répondre à l'objectif initial des présents travaux. En effet, les résultats basés sur une exposition « infiltrée » ne concernent plus l'estimation des impacts sanitaires de la pollution de l'air intérieur mais uniquement ceux de la part de pollution de l'air extérieur ayant pénétré à l'intérieur des logements – considérant que la part du fardeau liée aux PM_{2,5} émises par des sources intérieures est non quantifiable. L'interprétation des résultats et les conclusions ne sont pas les mêmes, tout comme les perspectives ou recommandations qui en découlent.

Enfin, si cette approche permet de réduire les incertitudes liées à la transposabilité, elle repose également sur l'introduction de données supplémentaires (les concentrations extérieures modélisées autour du logement et le facteur d'infiltration des particules de l'air extérieur vers l'intérieur du logement) et d'hypothèses spécifiques, qui sont elles-mêmes porteuses d'incertitudes.

4.1.3. Analyse exploratoire : estimation de l'exposition intégrant l'intérieur et l'extérieur (PM_{2,5})

Contexte

Afin d'assurer une meilleure cohérence entre les fonctions et les expositions, et de réduire les incertitudes liées à la transposabilité, la deuxième approche décrite par le COMEAP (2025) consiste à considérer l'exposition totale tenant compte de différents environnements et du temps passés dans chacun, c'est-à-dire selon une logique dite « intégrée » de l'exposition. Cette approche est présentée comme une solution pragmatique permettant de réduire les incertitudes résultant de la discordance entre l'exposition effectivement estimée et celle capturée par les fonctions concentration-risque. En effet, ces fonctions considèrent les concentrations extérieures comme proxy de l'exposition individuelle globale, intégrant l'ensemble des environnements. Cette approche de l'estimation de l'exposition « intégrée » est une étape méthodologique préliminaire à l'analyse, décrite plus loin (paragraphe 4.2.2), portant sur l'adaptation des fonctions concentration-risque.

Approche

En application des recommandations du COMEAP (2025), une estimation de l'exposition « intégrée » aux PM_{2,5} a été réalisée dans un cadre exploratoire. Elle tient compte i) du temps passé à l'intérieur du logement et à l'extérieur de tout espace clos et ii) des concentrations dans ces deux environnements (intérieures au logement et extérieures). Cette analyse vise à évaluer la sensibilité des résultats de fardeau sanitaire à une approche de réduction des

incertitudes de transposabilité de la fonction concentration-risque, en regard de ceux de l'approche principale décrite plus haut.

Ainsi, l'exposition « intégrée » aux PM_{2,5}, nommée Xt , est estimée selon la formule :

$$Xt = C_{\text{logement}} \times t_{\text{logement}} + C_{\text{extérieure}} \times t_{\text{extérieur}}$$

Où :

- C_{logement} représente la concentration en PM_{2,5} dans les logements ;
- $C_{\text{extérieure}}$ correspond à la concentration extérieure en PM_{2,5} modélisée autour du logement ;
- t_{logement} représente la proportion de temps passé à l'intérieur du logement ;
- $t_{\text{extérieur}}$ correspond à la fraction de temps passé à l'extérieur du logement, supposé à l'extérieur en air ambiant, égale à $1 - t_{\text{logement}}$.

Considérer que le temps passé en dehors du logement est uniquement passé à l'extérieur est une hypothèse simplificatrice qui permet de limiter la complexité méthodologique, la mobilisation d'autres sources de données et la multiplication d'hypothèses intermédiaires. Cette approche simple et pragmatique est cohérente avec le caractère exploratoire de l'analyse.

Points d'attention

Cette approche a été conduite pour les PM_{2,5} uniquement. Elles sont explicitement discutées comme cas d'étude par le COMEAP (2025) et soulèvent davantage de questions conceptuelles par leur nature plus hétérogène que le NO₂ et le benzène, les deux autres polluants pour lesquels la transposabilité des fonctions concentration-risque peut être questionnée.

Il est important de souligner que les concentrations mesurées à l'intérieur des logements et les concentrations extérieures ne sont pas indépendantes car l'air extérieur contribue, par transfert, à la qualité de l'air intérieur. Aucune distinction n'a été opérée ici entre les différentes sources de PM_{2,5}, qu'elles soient d'origine intérieure ou extérieure. Si les concentrations extérieures reflètent un ensemble des sources locales et régionales (trafic, émissions industrielles et biogéniques, transport longue distance), les concentrations mesurées à l'intérieur des logements résultent d'un bilan de flux, émis et transportés, intégrant les apports extérieurs, les émissions intérieures, les éventuelles transformations physico-chimiques dans l'air intérieur, et les interactions des polluants avec les matériaux de construction et de décoration. Ainsi, l'utilisation de concentrations mesurées à l'intérieur des logements, quelles que soient leurs sources, répond directement à l'objectif des travaux d'estimation de l'impact sanitaire de la pollution de l'air intérieur dont les transferts font partie intégrante.

Bien que l'utilisation de l'estimation d'une exposition « intégrée » aux PM_{2,5} permettent de diminuer les incertitudes de transposabilité de la fonction concentration-risque, elle ne permet plus de répondre à l'objectif initial des présents travaux. En effet, les résultats basés sur une exposition « intégrée » ne concernent plus l'estimation des impacts sanitaires de la pollution de l'air intérieur mais ceux de la combinaison de la pollution de l'air intérieur et de l'air extérieur. L'interprétation des résultats et les conclusions ne sont pas les mêmes, tout comme les perspectives ou recommandations qui en découlent.

Enfin, si cette approche permet de réduire les incertitudes liées à la transposabilité, elle repose également sur l'introduction d'une donnée supplémentaire (les concentrations ambiantes modélisées autour du logement) et d'hypothèses spécifiques, qui sont elles-mêmes porteuses d'incertitudes.

4.2. Estimation du nombre de cas attribuables

4.2.1. Approche principale

Le nombre de cas (i.e. nombre d'individus malades ou concernés par un événement) attribuables Y au niveau d'exposition X dans la population s'obtient par :

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

Où :

- Y_0 représente le nombre de cas observés dans la population (paragraphe 3.3) ;
- X représente le niveau d'exposition estimé pour la population (paragraphe 3.1 et 4.1) ;
- β représente la pente de la relation entre exposition et effet issu des fonctions concentration-risque (paragraphe 3.2, Tableau 5).

X peut désigner une concentration d'un polluant ou une prévalence d'exposition dans une population (paragraphe 4.1). β est recalculé en appliquant la formule $\beta = \frac{\ln(Ratio_x)}{x}$ où $Ratio_x$ désigne un risque relatif ou un *odds ratio* associé à un incrément de x unités de concentration, issu des fonctions concentration-risque (Tableau 5).

Le nombre de cas attribuables ainsi calculé, Y , peut être utilisé pour calculer une fraction de cas attribuable, exprimée en % des cas totaux observés, selon la formule $\frac{Y}{Y_0} \times 100$. Cette dernière est applicable quelle que soit l'approche et le format de l'estimation de l'exposition. Cette méthode de calcul est la même que celle retenue dans les évaluations quantitatives d'impacts sur la santé réalisées par Santé Publique France pour la pollution atmosphérique et la pollution dans et autour des établissements scolaires (Hulin *et al.* 2024; Medina *et al.* 2025a).

4.2.2. Analyse exploratoire : adaptation des fonctions concentration-risque pour les PM_{2,5}

Contexte

Afin d'assurer une meilleure cohérence entre les fonctions et les expositions, et de réduire les incertitudes liées à la transposabilité, la dernière approche mentionnée par le COMEAP (2025) consiste à adapter les fonctions concentration-risque afin de les exprimer, non plus pour un incrément de concentration extérieure, mais pour un incrément d'exposition individuelle. Cet ajustement méthodologique est présenté comme une solution permettant de réduire les incertitudes résultant de la discordance entre l'exposition effectivement estimée et celle capturée par les fonctions concentration-risque.

Approche

En application des recommandations du COMEAP (2025), les fonctions concentration-risque dérivées pour les PM_{2,5} de l'air extérieur, β , ont été transformées en $\beta_{adapté}$ selon les concepts proposés par Azimi et Stephens (2020) et Milner *et al.* (2017) :

$$\beta_{adapté} = \frac{\beta}{F_{logement} \times t_{logement} + F_{extérieur} \times t_{extérieur}}$$

Où :

- β représente la pente de la relation entre exposition et effet issu des fonctions concentration-risque sélectionnées pour les PM_{2,5} (paragraphes 3.2, Tableau 5) ;
- $F_{logement}$ est le facteur d'infiltration des PM_{2,5} de l'air extérieur vers l'air intérieur du logement ;
- $F_{extérieur}$ a été considéré égal à 1 c'est-à-dire que les individus sont exposés à 100 % des PM_{2,5} de l'air extérieur lorsqu'ils sont à l'extérieur ;
- t_i est la fraction du temps passé dans l'environnement i , avec $t_{logement} + t_{extérieur} = 1$.

Le $\beta_{adapté}$ a été appliqué à l'estimation de l'exposition aux PM_{2,5} à l'intérieur des logements décrite en paragraphe 4.1.1 ainsi qu'à l'estimation de l'exposition « intégrée » aux PM_{2,5} décrite en paragraphe 4.1.2. En effet, le facteur d'ajustement des fonctions concentration-risque est le même quel que soit le type d'exposition effectivement estimé : infiltration de l'air extérieur vers l'air intérieur (Milner *et al.* 2017) ou intégration des environnements intérieurs et extérieurs (Azimi et Stephens 2020).

Bien que le cadre méthodologique proposé par Azimi et Stephens (2020) permette de prendre en compte les différences de toxicité des PM_{2,5} selon leur source ou origine, l'hypothèse d'une toxicité équivalente a été retenue ici. En effet, il est actuellement difficile de confirmer ou d'infirmer une telle différence de toxicité des particules selon les sources, intérieures et extérieures, car les données disponibles sont limitées et contradictoires (Brook *et al.* 2011; Ebelt *et al.* 2000; Koenig *et al.* 2005; Long *et al.* 2001; Monn et Becker 1999).

Enfin, si cette approche permet de réduire les incertitudes liées à la transposabilité, elle repose également sur l'introduction d'une donnée supplémentaire (le facteur d'infiltration de l'air extérieur vers l'intérieur du logement) et d'hypothèses spécifiques, qui sont elles-mêmes porteuses d'incertitudes.

4.2.3. Scénarios d'exposition

Introduction

La différence d'impact ΔY désignant le nombre de cas attribuable à une variation de l'exposition s'exprime telle que :

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

Où ΔX représente la variation de l'exposition selon les scénarios définis *a priori*. Le nombre de cas attribuables ainsi calculé, ΔY , peut être utilisé pour calculer une fraction de cas attribuable, exprimée en % des cas totaux observés, selon la formule $\frac{\Delta Y}{Y_0} \times 100$. Cette dernière est applicable quelle que soit l'approche et le format de l'estimation de l'exposition.

Deux scénarios de baisse d'exposition, définissant ΔX , ont été retenus dans les travaux.

Scénario prospectif de réduction de l'exposition à l'intérieur des logements : « respect des valeurs de référence » ou « élimination de la source de pollution »

Ce scénario permet d'estimer le fardeau sanitaire évitable (ou le bénéfice sanitaire attendu) si un objectif prédéfini de réduction des expositions était atteint.

Ce scénario correspond à une situation théorique (contrefactuelle) et prospective, visant à réduire les expositions des populations dans les logements par i) le « respect de valeur de référence » (i.e. aucun logement en France continentale²⁰ ne présenterait de concentrations dépassant les valeurs de référence des polluants étudiés, Tableau 8) ou ii) en l'absence de telle valeur, « l'élimination de la source de pollution » (i.e. aucun logement en France continentale ne présenterait ladite pollution – humidité ou moisissures, tabagisme passif, cuisson au gaz et monoxyde de carbone).

Tableau 8. Description du scénario prospectif « respect des valeurs de référence »

Principe		
La valeur de référence (VR) est attribuée à l'ensemble des logements avec des concentrations supérieures à cette valeur. Les concentrations déjà inférieures ou égales restent inchangées ; il n'y a pas de bénéfices sanitaires à atteindre la valeur de référence dans ce cas. Ainsi :		
$\Delta X = (C_{\text{logement}} - VR) \times t_{\text{logement}} \quad \text{si } C_{\text{logement}} > VR$ $\Delta X = 0 \quad \text{si } C_{\text{logement}} \leq VR$		
Où ΔX représente la variation d'exposition, C_{logement} représente la concentration intérieure dans le logement et t_{logement} représente la proportion de temps passé à l'intérieur du logement.		
Polluant	Type de valeur de référence	Valeur et unité
Benzène	Valeur réglementaire (article R. 221-29 code de l'environnement)	2 $\mu\text{g.m}^{-3}$
Dioxyde d'azote	VGAI (Anses 2013)	20 $\mu\text{g.m}^{-3}$
Formaldéhyde	Valeur de gestion (= valeur réglementaire de l'article R 221-30 code de l'environnement)	30 $\mu\text{g.m}^{-3}$
PM _{2,5}	VGAI (Anses 2026)	9 $\mu\text{g.m}^{-3}$
PM _{2,5} (analyse de sensibilité)	Cible intermédiaire à la VGAI (Anses 2026)	16 $\mu\text{g.m}^{-3}$
Radon	Valeur guide (OMS 2009b)	100 Bq.m ⁻³
Radon (analyse de sensibilité)	Valeur réglementaire (article R. 221-29 dans le code de l'environnement)	300 Bq.m ⁻³
Toluène	VGAI (Anses 2018b)	20 000 $\mu\text{g.m}^{-3}$

VGAI : Valeur Guide de qualité d'Air Intérieur ; OMS : Organisation Mondiale de la Santé. Le choix des valeurs de référence est décrit en Annexe 10.7.

Ce scénario prospectif est appliqué comme une variation « immédiate », sur une année donnée, entre deux situations d'exposition : un objectif de réduction de l'exposition à l'intérieur des logements en comparaison d'une situation actuellement observée. Dans les faits, l'atteinte de cet objectif (respect de la valeur de référence ou élimination de la source de pollution) résulterait plutôt d'un processus progressif et continu. L'estimation du fardeau sanitaire évitable ou du bénéfice sanitaire attendu doit être interprétée de la même

²⁰ Hors Corse et hors territoires ultra marins.

manière ; elle n'illustre pas la dynamique temporelle entre baisse de l'exposition et bénéfice sanitaire.

Bien que certaines limites soient reconnues, notamment la faisabilité de l'élimination de la source ainsi que l'utilisation de valeurs de référence ne visant pas exclusivement des environnements intérieurs résidentiels, ce scénario vise avant tout à fournir un objectif cohérent d'amélioration de la qualité de l'air intérieur. Par ailleurs, l'utilisation de valeurs de référence reposant, au moins partiellement, sur des critères sanitaires apparaît pertinente. Dans les analyses prenant en compte les concentrations extérieures en PM_{2,5}, le scénario considère le respect de la valeur guide pour l'air extérieur proposée par l'OMS (2021) (= 5 µg.m⁻³). L'atteinte de cette valeur est par ailleurs un des scénarios choisis par Santé publique France pour ses évaluations d'impact sanitaire attribuable à la pollution atmosphérique (Medina *et al.* 2025a). Pour les environnement intérieurs, l'objectif reste le respect de la Valeur Guide de qualité d'Air Intérieur (VGAi) pour les PM_{2,5} fixée à 9 µg.m⁻³.

Scénario rétrospectif : « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans »

Ce scénario permet de donner une indication du **fardeau sanitaire évité (ou du bénéfice sanitaire obtenu) grâce à l'amélioration généralisée de la qualité de l'air intérieur dans les logements depuis le début des années 2000**.

Ce scénario s'inscrit dans une perspective analytique et reflète l'évolution des situations d'expositions entre deux points dans le temps : passé et actuel (Tableau 9). Tous les autres paramètres de calculs sont gardés constants ; seuls les niveaux d'exposition sont modifiés afin d'approcher leurs impacts attribuables.

Dans la mesure où il n'est pas possible de comparer directement les résultats des présents travaux (exploitant la CNL2) avec ceux de l'étude exploratoire publiée en 2014 (exploitant la CNL1) en raison des différences méthodologique et de périmètre, ce scénario constitue une opportunité d'exploiter de manière cohérente l'ensemble des données disponibles.

Cette évolution de la qualité de l'air intérieur, généralement favorable (vers une diminution des pollutions), reflète les transformations du parc de résidences principales, les évolutions réglementaires et les changements d'habitudes des occupants depuis 20 ans : interdiction ou substitution de certaines substances dans les matériaux, réduction des niveaux de polluants extérieurs, mise en place de l'étiquetage obligatoire des produits de construction, actions de sensibilisation du public et changement de comportements suite à la pandémie de la Covid-19²¹.

²¹ Les changements de comportements liés à la pandémie de Covid ont pu perdurer dans le temps et influencer la qualité de l'air intérieur de manière positive (évolution des pratiques d'aération) ou négative (modification des modes de vie, avec une présence et des activités accrues au sein du logement).

Tableau 9. Description du scénario rétrospectif « amélioration de la qualité de l'air depuis 20 ans »

Principe		
Le scénario correspond à la différence des estimations d'exposition entre deux points dans le temps, telle que :		
$\Delta X = (C_{\text{temps1}} - C_{\text{temps2}}) \times t_{\text{logement}} \text{ si } C_{\text{temps1}} \geq C_{\text{temps2}}$ $\Delta X = 0 \text{ si } C_{\text{temps1}} \leq C_{\text{temps2}}$		
Où ΔX représente la variation d'exposition, C_i représente la concentration mesurée au temps i et t_{logement} représente la proportion de temps passé à l'intérieur du logement. Pour les indicateurs d'exposition, P_i est utilisé en remplacement de C_i et la pondération par t_{logement} n'est pas appliquée. Il convient de noter que les valeurs de C_i et P_i sont choisies de manière indépendante entre les deux temps i , car les données disponibles ne permettent pas d'inférer sur les évolutions temporelles à l'échelle d'un même logement.		
Exposition	Sources de données disponibles	Faisabilité du scénario
Benzène	CNL1 (2003-2005) et CNL2 (2020-2023)	OUI
Cuisson au gaz		OUI
Formaldéhyde		OUI
Humidité ou moisissures		OUI
PM _{2,5}		OUI
Radon		OUI
Toluène		OUI
Tabagisme passif	Baromètres Santé publique France de 2005 (Guignard <i>et al.</i> 2014) et 2018 (Quatremère <i>et al.</i> 2020)	OUI
Dioxyde d'azote	CNL2 (2020-2023)	NON (non mesuré lors de la CNL1)
Moisissures visibles	CNL1 (2003-2005) et CNL2 (2020-2023)	NON (hausse de la prévalence entre la CNL1 et la CNL2 traduisant une dégradation de la qualité de l'air i.e. $\Delta X < 0$)

CNL : Campagne Nationale Logements.

Ce scénario rétrospectif est appliqué comme une variation « immédiate », sur une année donnée, entre deux situations d'exposition (passée et actuelle) et ce, toutes choses égales par ailleurs. Dans les faits, cette amélioration de la qualité de l'air intérieur résulte d'un processus progressif et continu observé sur une période de 20 années. L'estimation du bénéfice sanitaire associé doit être interprétée de la même manière ; elle n'illustre pas la dynamique temporelle entre baisse de l'exposition et bénéfice observé.

Les raisons expliquant la hausse de la prévalence des moisissures visibles dans les logements entre la CNL1 (2003-2005) et la CNL2 (2020-2023) restent partiellement expliquées (Assy *et al.* à paraître). Cette augmentation concerne principalement les salles de bains et ne s'accompagne pas d'une augmentation de l'ampleur des contaminations. Les analyses stratifiées par année de construction (avant ou après 2005) montrent la même tendance. Les évolutions réglementaires intervenues entre les deux campagnes pourraient influencer les équilibres hygrothermiques des logements. Enfin, une influence de la méthodologie d'enquête ne peut pas être exclue, la formulation des questions ayant évolué entre la CNL1 et la CNL2.

4.3. Estimation du nombre d'années vécues avec incapacité

A partir du nombre de cas attribuables, il est possible de calculer un nombre d'années vécues avec une incapacité liée à un effet, une maladie ou un évènement sanitaire, selon la formule :

$$YLD = N \times D \times Dw$$

Où :

- YLD : nombre d'années vécues avec une incapacité liée à un effet, une maladie ou un évènement (*Years Lived with Disability*) ;
- N : le nombre de cas attribuables à l'exposition (Y ou ΔY) ;
- D : la durée de l'incapacité liée à l'effet, la maladie ou l'évènement ;
- Dw : le poids d'incapacité pour l'effet, la maladie ou l'évènement, c'est-à-dire un facteur de pondération reflétant la sévérité ou la gravité de l'état de santé (valeur centrale et bornes), issu de l'*Institute for Health Metrics and Evaluation* (IHME) (GBD Collaborative Network 2024). Les poids d'incapacité ont été repris directement, sans ajustement sur la multimorbidité.

Les années vécues avec une incapacité (YLD) offrent une mesure cumulative, intégrée et cohérente du fardeau sanitaire. Exprimer les résultats sous forme de YLD , en comparaison des nombres de cas attribuables, permet de quantifier la perte de santé ou de qualité de vie de manière intégrée, avec un moindre risque de double-comptabilisation entre évènements. Là où les cas attribuables ne peuvent être additionnés ni comparés en absolu (en raison du chevauchement des comorbidités et des facteurs de risque, des interactions entre expositions et de l'hétérogénéité des niveaux de sévérité), les YLD offrent une alternative intéressante. Si l'addition des YLD de différents évènements de santé peut être réalisée pour une même exposition, ce n'est pas le cas de l'addition des YLD pour un même évènement de santé attribuable à différentes expositions. En effet, bien que les poids d'incapacité puissent être ajustés sur la multimorbidité (Boshuizen *et al.* 2017; GBD Disease and Injury and Risk factor Collaborators 2025; Murray *et al.* 2012; OMS 2020), le chevauchement des facteurs de risque ou les éventuelles interactions entre expositions ne sont pas pris en compte dans les présents travaux.

Lorsqu'un évènement présente plusieurs phases ou niveaux d'incapacité, p , les YLD correspondent à la somme des contributions de chaque phase :

$$YLD = \sum_p N_p \times D_p \times Dw_p$$

Il existe en effet des pondérations différentes selon les stades d'avancement des cancers (diagnostic, traitement primaire, phase métastatique, phase terminale, phase contrôlée), la sévérité d'une pathologie (asymptomatique, légère, modérée, sévère) ou encore les types de complications (déficience visuelle suite à un glaucome, insuffisance cardiaque suite à un AVC, amputation causée par le diabète, etc.).

Dans les travaux, pour chaque évènement de santé, des valeurs moyennes de la charge de morbidité ($D_p \times Dw_p$) ont été construites et appliquées aux cas attribuables N afin d'estimer des YLD . Cette construction se base sur i) la durée de l'incapacité liée à l'évènement, la

maladie ou l'effet, ii) la distribution des phases ou niveaux d'incapacité liée à l'évènement, la maladie ou l'effet et iii) les poids d'incapacité correspondants.

L'annexe 10.8 détaille les poids d'incapacité, les hypothèses retenues et les scénarios appliqués pour calculer les charges de morbidité moyennes ($D_p \times Dw_p$). Medina *et al.* (2025b) proposaient déjà des estimations de cet indicateur par cas incidents de plusieurs évènements de santé : cancer du poumon, asthme de l'adulte, asthme de l'enfant, BPCO, infections aiguës des voies respiratoires inférieures, AVC, infarctus du myocarde et diabète de type 2. L'application de la même méthode a permis de construire des valeurs pour le cancer du sein et la leucémie. Pour renforcer la robustesse de ces indicateurs et intégrer l'incertitude de manière quantitative, les valeurs moyennes de $D_p \times Dw_p$ ont été entourées de bornes basse et haute en intégrant celles des poids d'incapacité fournis par l'IHME.

En l'absence de poids d'incapacité dédié, la charge de morbidité moyenne par cas n'a pas pu être estimée pour les sifflements actuels et l'asthme actuel chez l'enfant. Pour l'hypertension artérielle, la charge de morbidité n'a pas pu être estimée de façon robuste en raison de l'absence de poids d'incapacité définis pour l'hypertension en tant que telle et de son caractère précurseur de pathologies déjà valorisées dans les travaux (AVC et infarctus). Néanmoins, elle a été jugée faible car les personnes hypertendues consomment surtout des soins légers, réguliers et non-invasifs.

YLD est une des composantes de l'indicateur des années de vie ajustées sur l'incapacité (DALY, *disability-adjusted life years*). Les DALY fournissent un indicateur global et standardisé du fardeau sanitaire, intégrant à la fois les dimensions de morbidité (*YLD*, années vécues avec l'incapacité liée à un effet) et de mortalité (*YLL*, années de vie perdues prématurément à cause de l'effet – *years of life lost*). Les présents résultats s'exprimant en termes de morbidité (incidence ou prévalence), seule la dimension *YLD* a pu être valorisée. La dimension de mortalité prématurée *YLL* n'a pas été estimée, ce qui sous-estime *in fine* le fardeau sanitaire réel.

4.4. Approche probabiliste

Une approche probabiliste a été mise en œuvre tout au long des étapes calculatoires. Elle consiste à affecter une distribution de probabilité à chaque donnée d'entrée pour laquelle la variabilité et/ou l'incertitude peuvent être estimées. Des valeurs sont ensuite tirées aléatoirement au sein de ces distributions par simulation de Monte Carlo (10 000 tirages), afin de propager la variabilité et les incertitudes tout au long des étapes calculatoires et d'exprimer les résultats sous forme de distributions. À chaque itération, des valeurs aléatoires ont été générées pour les données présentées dans le Tableau 10 ; les paramètres détaillés de leurs distributions sont visibles en Annexe 10.9. Les intervalles associés aux estimations d'impact reflètent ainsi conjointement la variabilité interindividuelle des niveaux d'exposition et l'incertitude liée aux autres paramètres. Contrairement à l'approche déterministe, fondée sur des valeurs ponctuelles, l'approche probabiliste prend en compte l'ensemble des valeurs possibles de chaque paramètre, pondérées par leur probabilité d'occurrence.

Tableau 10. Synthèse des données d'entrées et de leur modélisation probabiliste

Données d'entrées	Description	Modélisation probabiliste	Tirages
<u>Estimation de l'exposition</u> : concentrations de polluants à l'intérieur des logements	Mesures des concentrations dans la CNL2 et dans la CNL1 (paragraphes 3.1.1 et 4.1)	Modélisation des distributions selon une loi log-normale (moyenne ; écart type), paramétrées à partir des données mesurées. Loi log-normale choisie en raison de l'asymétrie observée dans les mesures. Paramètres propres à chaque polluant détaillés en Annexe 10.9.	Les valeurs ont été tirées de manière indépendante entre la CNL1 et la CNL2, car les données disponibles ne permettent pas d'inférer sur les évolutions temporelles à l'échelle d'un même logement. Afin d'éviter la génération de valeurs extrêmes au-delà des données empiriques, les tirages dépassant une borne supérieure propre à chaque polluant ($= 1,2 \times 99^{\text{ème}} \text{ percentile des valeurs mesurées}$) ont été rejetés puis rééchantillonnés.
<u>Estimation de l'exposition</u> : indicateurs d'exposition à l'intérieur des logements	Questionnaires du baromètre de Santé publique France et des CNL1 et CNL2 (paragraphe 3.1)	Variation selon une loi Beta (alpha ; beta) centrée sur la valeur observée et avec une dispersion limitée. Loi classiquement exploitée pour décrire une proportion issue d'un échantillon, intégrant l'incertitude autour d'une estimation moyenne. Paramètres détaillés en Annexe 10.9.	Les valeurs ont été tirées de manière indépendante entre les deux périodes de temps, car les évolutions à l'échelle des logements ne peuvent pas être inférées.
<u>Estimation de l'exposition</u> : pondération par la fraction temps passé au domicile*	Données d'occupation du logement issues de la CNL2 (paragraphe 3.1)	Variation autour de la valeur centrale selon une loi Beta (alpha ; beta) dont les paramètres sont recalculés à partir de la moyenne (0,7458) et de l'écart type (0,1750) observés. Fraction naturellement bornée par 0 et 1.	
<u>Estimation de l'exposition</u> : concentrations extérieures en PM _{2,5}	Concentrations hebdomadaires modélisées à l'échelle de l'IRIS du logement enquêté dans la CNL2 (paragraphe 4.1.2)	Modélisation de la distribution selon une loi log-normale (moyenne=2,00 ; écart type=0,51), paramétrée à partir de données modélisées (Real <i>et al.</i> 2022)	Les tirages des concentrations extérieures ont été faits conditionnellement aux concentrations intérieures permettant de reproduire la corrélation observée empiriquement (de - 0,0132).

Données d'entrées	Description	Modélisation probabiliste	Tirages
<u>Calcul du nombre de cas attribuables</u> : fonction concentration-risque	Fonctions retenues après le processus de cotation et sélection (paragraphe 3.2). Informations quantitatives d'intérêt : estimation centrale β , recalculée à partir des RR ou OR, et son IC à 95 %.	Modélisation de l'incertitude selon une loi normale centrée sur l'estimation centrale (β) et d'écart type recalculé à partir des bornes de l'IC selon la formule $(IC_{sup} - IC_{inf}) / (2 \times 1,96)$. Paramètres propres à chaque couple polluant-effet ou indicateur-effet, détaillés en Annexe 10.9.	Afin de garantir un support positif, les tirages aléatoires inférieurs à zéro ont été rejetés puis rééchantillonnés.
<u>Estimation du nombre d'années vécues avec incapacité</u> : charge de morbidité moyenne par cas attribuable	Calculée à partir de la durée attendue de l'incapacité, la distribution des niveaux d'incapacité et les poids d'incapacité de l'IHME avec leurs fourchettes de valeurs (paragraphe 4.3).	Variation autour de la valeur moyenne selon une loi Gamma (forme ; échelle), paramétrée à partir de la valeur moyenne et des bornes basse et haute. Paramètres propres à chaque évènement ou effet, détaillés en Annexe 10.9.	
<u>Estimation de l'exposition et adaptation des fonctions concentration-risque</u> : facteur d'infiltration des PM _{2,5} de l'air extérieur vers l'intérieur	Facteurs d'infiltration recensés dans une revue de la littérature (1999-2017) réalisée dans le cadre d'une expertise de l'Anses (2019a) sur la caractérisation des transferts de pollution de l'air extérieur vers l'intérieur des bâtiments.	Modélisation selon une loi normale de moyenne 0,57 et d'écart type 0,16 conformément à la distribution des valeurs recensées dans la littérature (Anses 2019a). Les valeurs de distribution recensées pour tous les bâtiments sont retenues, car le volume de données était plus important (n=166). Les valeurs de distribution pour les logements uniquement étaient néanmoins similaires (moyenne : 0,59 ; écart type : 0,14).	Afin de garantir un support compris entre 0 et 1 cohérent avec la définition des facteurs d'infiltration, les tirages aléatoires inférieurs à 0 et supérieurs à 1 ont été rejetés puis rééchantillonnés.

CNL : Campagne Nationale Logements ; GBD : Global Burden of Disease ; IC : intervalle de confiance ; IHME : Institute of Health Metrics and Evaluation ; IRIS : Ilots Regroupés pour l'Information Statistique ; OR : odds ratio ; RR : risque relatif. * La variation de la fraction de temps passé à l'extérieur du logement est prise en compte de manière mécanique (puisque $t_{\text{extérieur}} = 1 - t_{\text{logement}}$).

Le code développé par Rocabois (2024) dans le cadre du projet Athlete a été adapté afin de correspondre aux méthodes et hypothèses des présents travaux. Les paquets utilisés sur la version 4.4.2 de R sont les suivants : manipulation de données (dplyr, tidyr, purrr, forcats), visualisations et graphiques (ggplot2, grid, scales), import et export de données (arrow, readr, readxl, writexl, xlsx) et analyses (gtsummary, truncnorm, SeaVal).

L'influence des paramètres d'entrée sur les résultats d'impact a été explorée au moyen d'une analyse de sensibilité globale, reposant sur le calcul des coefficients de corrélation partielle sur les rangs (PRCC, *Partial Rank Correlation Coefficient*). Elle vise à quantifier la contribution relative de chaque paramètre à la variabilité du résultat d'estimation d'impact. Elle est particulièrement adaptée aux approches probabilistes, où tous les paramètres varient simultanément selon leurs distributions respectives.

La stabilité des estimations issues des simulations de Monte Carlo a été évaluée en fonction du nombre d'itérations (résultats détaillés non rapportés). La plupart des paramètres considérés présentaient des résultats stables après 5 000 tirages ; une minorité nécessitaient jusqu'à 7 000 itérations pour atteindre la stabilité. Ainsi, le nombre de 10 000 tirages, retenu pour l'ensemble des analyses, est considéré suffisant pour assurer la robustesse des estimations.

4.5. Expression des résultats

Les nombres (N) de cas attribuables aux scénarios de baisse d'exposition, ainsi que les années vécues avec incapacité (YLD) correspondantes, constituent l'expression principale des résultats d'impact sanitaire.

L'approche probabiliste permet d'exprimer les résultats sous forme de distributions. Les paramètres rapportés sont la moyenne, la médiane, l'écart type et les percentiles 5, 25, 75 et 95. **Les valeurs médianes sont néanmoins considérées comme l'estimation la plus probable du fardeau sanitaire avec l'intervalle interquartile, correspondant aux percentiles 25 et 75, comme l'indicateur des limites les plus raisonnables autour de cette estimation.**

Les résultats ont également été standardisés pour 100 000 personnes en divisant le N ou les YLD attribuables par le nombre d'habitants en France en 2015 selon l'Insee en cohérence avec les données de l'état de santé en population, qui sont majoritairement issues de la période 2015-2019 (paragraphe 3.3), puis en multipliant par 100 000. Pour les effets sanitaires spécifiques d'un sous-groupe de population (enfants ou adultes), le dénominateur a été adapté en conséquence. Cette expression des résultats permet de standardiser l'impact sanitaire indépendamment de la taille de la population étudiée, facilitant les comparaisons avec la littérature (entre localisations, périodes ou scénarios).

5. Méthode d'évaluation économique de l'impact sanitaire

Plusieurs paramètres peuvent largement influencer sur la manière de monétariser un impact sanitaire. L'Anses a produit un référentiel méthodologique proposant des lignes directrices concernant la traduction des données d'impact sanitaire en valeur économique (Anses à paraître). Dans ce chapitre, il est proposé d'indiquer les types de coûts qui sont considérés, la manière de les quantifier et l'horizon temporel dans lequel ces coûts sont estimés. Les sources de données utiles à la démarche calculatoire sont par la suite précisées. Dès à présent, il est à signaler que les données économiques produites dans les présents travaux :

- représentent des ordres de grandeur ;
- ne doivent pas se résumer en l'expression d'un « chiffre unique ».

5.1. Approche générale

5.1.1. Nature des coûts

Si la nature des coûts considérés dans les études d'évaluation économique des impacts sanitaires peut varier au sein de la littérature, influant par là même les résultats finaux et la portée des interprétations associées, une approche exhaustive viserait à s'appuyer sur les coûts individualisables décrits dans le Tableau 11.

Les présents travaux se concentrent sur :

- les coûts directs médicaux ;
- les coûts indirects au travers des pertes de production ;
- les coûts intangibles.

L'estimation de l'ensemble des coûts individualisables comporte un risque élevé de double compte (temps passé dans le soin et temps perdu pour le loisir par exemple). Afin de limiter ce risque, les présents travaux distinguent les coûts, sans les sommer.

Tableau 11. Types de coûts pouvant être considérés dans une évaluation économique de fardeau sanitaire

Type de coût	Description
Coûts directs médicaux	Hospitalisations (hôpitaux, maisons de retraite, soins palliatifs, rééducation, etc.) Soins à domicile Prestations de soin par des professionnels de santé en ambulatoire : - Consultations médicales (médecin généraliste et spécialiste) - Soins auxiliaires (soins infirmiers, kinésithérapie, etc.) - Tests en laboratoire - Imagerie - Transports en ambulance - Passages aux urgences - Traitements médicamenteux (prescrits et non prescrits)

Type de coût	Description
Coûts directs non médicaux	Temps passé par les aidants Transports non sanitaires pour se rendre sur le lieu des soins Services sociaux Services médico-sociaux (prise en charge du handicap, de la dépendance) Dépenses supplémentaires (garde d'enfant(s), aide à domicile, etc.) Aménagement du logement ou du véhicule pour faire face à la maladie Recours juridiques et conséquences judiciaires Frais d'obsèques
Coûts indirects	Pertes de productivité liées à la morbidité ou la mortalité (activité rémunérée ou non) Pertes de revenu liées à la maladie Temps de loisirs perdu Risque de transmission dans le cas de maladies transmissibles
Coûts intangibles	Perte de qualité de vie (morbidité) Années de vie perdues (mortalité)

Les coûts non retenus dans les présents travaux le sont principalement du fait :

i) d'un manque de données. Ainsi au registre des coûts directs non médicaux, l'action des aidants (acteurs pourtant essentiels dans l'écosystème de soins de nombreux malades) n'est pas considérée. Il en est de même pour certains coûts indirects comme le temps de loisir perdu.

ii) d'estimations économiques trop incertaines. Par exemple, les coûts de structure ne sont pas intégrés au regard du caractère trop incertain de leur estimation et du risque de double compte avec d'autres coûts individualisés²². Les coûts de structure correspondent aux ressources consommées du fait de la maladie, qui ne sont pas directement rattachées à un individu. Ils comprennent notamment une partie des actions de prévention : formation, sensibilisation, éducation à la santé, dépistage, vaccination, prophylaxie, les coûts des structures de prévention ou de soins dédiées à la maladie financés sur des fonds dédiés, les actions de recherche scientifique.

5.1.2. Population considérée

Les cas incidents attribuables à la pollution de l'air intérieur représentent la population d'étude à partir de laquelle les estimations économiques sont produites (paragraphe 4.2.1). L'évaluation économique de ce fardeau sanitaire vise à attribuer une valeur monétaire aux coûts associés aux pathologies pour lesquelles un lien de causalité a été établi (paragraphe 3.1.2). **Seuls les couples polluant-effet ou indicateur-effet pour lesquels un nombre de cas incidents attribuables a pu être estimé sont valorisés économiquement** (Tableau 12). Selon les données disponibles, cette valorisation a été possible pour des populations spécifiques (population générale, adultes, enfants, femmes).

²² Des hypothèses fortes avaient été faites lors de l'étude précédente du même type afin de renseigner des coûts de structure (Anses et CSTB 2014). Ces hypothèses ne seront pas renouvelées ici.

Tableau 12. Polluants, indicateurs d'exposition et effets sanitaires disposant d'une valorisation économique du fardeau sanitaire

Polluants ou indicateurs d'exposition	Effets sanitaires (incidence)
Benzène	Leucémie aiguë myéloïde ; Leucémie et lymphome lymphoblastique
Humidité ou moisissures	Asthme ; Infection aiguë des voies respiratoires inférieures
Dioxyde d'azote (NO ₂)	Asthme ; Cancer du poumon ; Diabète de type 2 ; Infection aiguë des voies respiratoires inférieures
Particules fines (PM _{2,5})	Asthme ; AVC ; BPCO ; Cancer du poumon ; Diabète de type 2 ; Hypertension artérielle ; Infarctus aigu du myocarde
Radon	Cancer du poumon
Tabagisme passif	Asthme ; Cancer du poumon ; Cancer du sein ; Diabète de type 2 ; Infection aiguë des voies respiratoires inférieures

AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive.

En cohérence avec les estimations du fardeau sanitaire, seuls des événements de morbidité sont valorisés. Il s'agit d'une différence majeure avec la précédente étude du même type, basée sur les données de la CNLI (Anses et CSTB 2014). Cette différence, au-delà des évolutions méthodologiques entre les deux études, invite à éviter les comparaisons directes des résultats. Le scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans » permet une analyse de l'évolution des impacts sanitaires et des valorisations économiques entre les deux campagnes (CNLI conduite entre 2003 et 2005 et CNL2 conduite entre 2020 et 2023).

Le choix a été fait de ne retenir que les estimations du fardeau sanitaire fondées sur l'incidence. Les estimations du fardeau sanitaire reposent en effet sur des indicateurs épidémiologiques de nature différente (incidence ou prévalence) et, afin de produire une estimation cohérente des coûts sanitaires, il est nécessaire de mobiliser des indicateurs homogènes permettant d'estimer les différents coûts selon une même logique temporelle (Jo 2014).

5.1.3. Horizon temporel

Les études fondées sur la prévalence retiennent le plus souvent un horizon temporel d'une année et mesurent le coût annuel d'une maladie à l'échelle d'une population alors que les études fondées sur l'incidence retiennent un horizon temporel sur la vie entière et estiment le coût total de la pathologie au cours de la vie (Jo 2014).

Dans les présents travaux, l'incidence de différentes pathologies a été considérée (Tableau 5). Une valeur économique portant sur la vie entière a ainsi été estimée sur la base des données disponibles (paragraphe 5.2), à l'exception des infections aiguës des voies respiratoires inférieures, pour lesquelles l'estimation économique a porté sur la durée de l'épisode.

Dans le cadre du projet EMAPEC, Santé publique France a produit une série de valeurs économiques en vie entière pour différentes pathologies (Medina *et al.* 2025b). Ces valeurs proviennent pour partie de la littérature scientifique disponible et compatible avec la situation française, mais également d'estimation propre au projet.

5.2. Matériel mobilisé

En janvier 2025, Santé publique France a publié une estimation de la morbidité attribuable à l'exposition à long terme à la pollution de l'air ambiant et de ses impacts économiques en France pour la période 2016-2019 (Medina *et al.* 2025a, 2025b). Dans ce cadre, plusieurs estimations économiques ont été produites à la suite d'un important travail de recherche et d'identification des données économiques. Ainsi, pour plusieurs pathologies, des estimations ont pu être produites pour i) les coûts sanitaires directs, ii) les pertes de production et iii) la composante intangible (ou sociale).

Composantes de l'évaluation économique (source : Medina *et al.* (2025b))

« Les coûts sanitaires directs comprennent les ressources médicales consommées : consultations, médicaments, hospitalisations et consultations externes, visites aux urgences et coûts de réadaptation. Les ressources non médicales représentent les coûts directs non médicaux liés à l'état de santé : coût de l'accompagnement social (comme les soins infirmiers et l'hébergement en institutions spécialisées), transport et modifications majeures du domicile.

Les coûts indirects comprennent les ressources perdues : perte de production par le patient (absence du travail, retraite anticipée ou décès prématuré), par les proches du patient (par exemple, un parent qui prend un congé), et le présentéisme (baisse de la productivité au travail, accès à l'emploi plus difficile en raison d'un mauvais état de santé). Nous les désignons par pertes de production.

La dernière composante, la composante intangible (ou sociale), mesure les coûts associés à la désutilité : chagrin, peur, douleur, tristesse, perte de bien-être et de qualité de vie. Ils s'appliquent au patient, mais aussi à ses amis et à sa famille (temps perdu par les proches lors des visites, déplacements, chagrin, peur...). »

Si la dénomination des types de coûts varie par rapport aux éléments exposés en paragraphe 5.1.1, ils restent en cohérence : les « coûts sanitaires directs » correspondent aux « coûts directs médicaux », les « pertes de production » correspondent pour partie aux « coûts indirects » et la « composante intangible » correspond aux « coûts intangibles ». Lorsque pertinent, ces coûts ont été repris pour les présents travaux.

5.2.1. Morbidité : coûts directs médicaux et pertes de production

Les estimations produites par Santé publique France des coûts directs médicaux et des coûts indirects, au travers des pertes de production, seront conservées ici pour les maladies ou événements de santé communs²³ (Medina *et al.* 2025b) (Tableau 13). Des estimations économiques ont été produites en propre dans les présents travaux pour le cancer du sein et la leucémie (Annexe 10.10).

²³ Il est fait le choix de considérer des maladies pouvant revêtir un caractère chronique (ex : asthme, BPCO) et des événements de santé (ex : infarctus du myocarde, infection aiguë des voies respiratoires inférieures).

Tableau 13. Valeur économique des différents événements de santé et maladies associés à la pollution de l'air intérieur (par cas incident, vie entière)

Événements de santé et maladies	Coûts directs médicaux	Coûts indirects / pertes de production	Source
Asthme, adulte	21 331 €	30 435 €	Medina <i>et al.</i> (2025b)
Asthme, enfant	35 073 €	31 899 €	Medina <i>et al.</i> (2025b)
AVC, adulte	77 200 €	15 374 €	Medina <i>et al.</i> (2025b)
BPCO, adulte	61 795 €	12 444 €	Medina <i>et al.</i> (2025b)
Cancer du poumon, adulte	54 293 €	8 812 €	Medina <i>et al.</i> (2025b)
Cancer du sein, femme adulte	62 620 €	12 660 €	Annexe 10.10
Diabète (de type 2), adulte*	51 576 €	6 372 €	Medina <i>et al.</i> (2025b)
Hypertension artérielle, adulte	7 266 €	1 368 €	Medina <i>et al.</i> (2025b)
Infarctus du myocarde, adulte	23 093 €	1 993 €	Medina <i>et al.</i> (2025b)
Infections aiguës des voies respiratoires inférieures, enfant**	256 €	116 €*	Medina <i>et al.</i> (2025b)
Leucémie, enfant	70 500€	7 247€	Annexe 10.10

AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive. Il s'agit ici des valeurs arrondies. Les données non arrondies ont été mobilisées dans les phases calculatoires. *La fonction concentration-risque mobilisée examine le diabète sans précision du type. Le diabète de type 2 étant très majoritaire en France, le coût associé à cette pathologie sera considéré comme représentatif du coût du diabète, sans distinction du type. ** Par épisode.

Afin de définir un coût global des coûts directs médicaux et des pertes de production générés par la pollution de l'air intérieur, les données présentées dans le Tableau 13 doivent être multipliées par les estimations de l'incidence attribuable selon les modalités suivantes.

$$(1) \text{ Total des coûts directs médicaux} = \sum_i \text{cas incidents}_i \times \text{coûts directs médicaux unitaire}_i$$

Avec :

- *Cas incidents_i* : estimation du nombre de cas incidents annuel de l'effet, la maladie ou l'évènement de santé *i* attribuable à la pollution de l'air intérieur ;
- *Coûts directs médicaux unitaire_i* : coûts directs médicaux moyens par cas incident pour l'effet, la maladie ou l'évènement de santé *i*.

$$(2) \text{ Total des pertes de production} = \sum_i \text{cas incidents}_i \times \text{coût des pertes de production unitaire}_i$$

Avec :

- *Cas incidents_i* : estimation du nombre de cas incidents annuel de l'effet, la maladie ou l'évènement de santé *i* attribuable à la pollution de l'air intérieur ;
- *Coût des pertes de production unitaire_i* : pertes de production moyennes par cas incident pour l'effet, la maladie ou l'évènement de santé *i*.

5.2.2. Morbidité : coûts intangibles

La perte de qualité de vie associée à une maladie ou un événement de santé, si elle ne relève pas de la sphère marchande, n'en demeure pas moins un préjudice pour les individus

concernés. Des méthodes de valorisation existent (méthodes de préférences révélées, méthodes de préférences déclarées) afin de déterminer la valeur économique de cette perte. Il est possible alors de mettre en regard ces estimations économiques avec des indicateurs de fardeau sanitaire qui intègrent la durée de la maladie ou de l'événement de santé et le poids d'incapacité que la maladie ou l'événement de santé représente pour le malade.

$$\text{Coût perte de qualité vie}_{\text{morbidité}_i} = YLD_i \times VAV$$

Avec :

- YLD_i : années vécues avec une incapacité liée à l'effet, la maladie ou l'évènement de santé i ;
- VAV : valeur d'une année de vie en bonne santé.

Les valeurs mobilisées pour estimer les pertes de qualité de vie sont résumées en Annexe 10.11. Les DALY fournissent un indicateur global et standardisé du fardeau sanitaire, intégrant à la fois les dimensions de morbidité (YLD , années vécues avec une incapacité liée à l'effet) et de mortalité (YLL , années de vie perdues prématurément à cause de l'effet – *years of life lost*). Les présents résultats d'impacts sanitaires s'exprimant en termes de morbidité (incidence ou prévalence) et plus précisément de YLD , seule cette dimension a pu être valorisée (paragraphe 4.3).

Afin de définir un coût global des coûts intangibles associés à la morbidité générée par la pollution de l'air intérieur, les données présentées en Annexe 10.11 doivent être multipliées par les estimations de l'incidence attribuable, selon les modalités suivantes :

*Total des coûts perte de qualité vie*_{morbidité}

$$= \sum_i \text{cas incidents}_i \times \text{coûts perte de qualité vie}_{\text{morbidité}} \text{ unitaires}_i$$

Avec :

- Cas incidents_i : estimation du nombre de cas incidents annuel de l'effet, la maladie ou l'évènement de santé i attribuable à la pollution de l'air intérieur ;
- $\text{Coûts perte de qualité vie}_{\text{morbidité}} \text{ unitaires}_i$: coûts intangibles liés à la morbidité par cas incident pour l'effet, la maladie ou l'évènement de santé i .

Le rapport du Commissariat général à la stratégie et à la prospective (2013) (dit rapport de la commission Quinet) propose une valeur d'une année de vie en bonne santé de 115 000€₂₀₁₀ soit 136 000€₂₀₁₉²⁴. S'inscrivant dans les recommandations du Haut-Commissariat à la Stratégie et au Plan (anciennement France Stratégie), cette valeur est mobilisée en première intention dans les présents travaux (France Stratégie 2022).

Ces estimations sont complétées par la mobilisation de la valeur adoptée par Santé publique France. En effet, sur la base de comparaisons internationales en lien avec des institutions publiques françaises ou étrangères et de données de la littérature académique, Medina *et al.* (2025b) ont mobilisé une valeur de 45 000€.

²⁴ https://www.strategie.gouv.fr/files/files/Edito_Riche/ESE/20221212_complement_b_valeurs_tuteliaires_avec_vac_2019.xlsx

5.3. Articulation entre données économiques et scénarios d'exposition

Comme pour l'estimation de l'impact sanitaire, le coût de la pollution de l'air intérieur est estimé pour plusieurs scénarios dans lesquels les estimations de morbidité attribuable diffèrent (paragraphe 4.2.3) :

- Scénarios prospectifs de réduction de l'exposition à l'intérieur des logements :
« respect des valeurs de référence » ou « élimination de la source de pollution » ;
- Scénario rétrospectif « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans ».

Les chiffrages économiques produits nécessitent des interprétations de nature différente. Ainsi, les scénarios « respect des valeurs de référence » et « élimination de la source de pollution » répondent à une logique théorique et prospective, visant une réduction de l'exposition par rapport à la situation actuellement observée. Le scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans » s'inscrit dans une perspective analytique. Les deux scénarios mettent en exergue de manière « immédiate », sur une année donnée, deux situations d'expositions.

6. Résultats d'estimation des impacts sanitaires de la pollution de l'air intérieur

Les estimations des expositions et des impacts sanitaires ont été conduites séparément pour chaque couple polluant-effet ou indicateur-effet, sans agrégation ni cumul possible des nombres de cas attribuables entre expositions (polluants ou sources de pollutions) ou entre effets. **Les nombres de cas attribuables doivent être interprétés comme des estimations non additives du fardeau sanitaire associé à chacun des couples examinés.** Des parallèles peuvent néanmoins être faits entre polluants pour les mêmes effets, maladies ou évènements. Là où les cas attribuables ne peuvent être additionnés, les années vécues avec une incapacité (*YLD*) offrent une alternative intéressante en tant que mesure cumulative, intégrée et cohérente du fardeau sanitaire.

Ce chapitre présente les estimations de la morbidité attribuable à l'exposition aux polluants de l'air intérieur des logements, dans l'ordre suivant :

- Monoxyde de carbone – Il s'agit de la seule exposition à court terme examinée, en lien avec un évènement de santé aigu (intoxications).
- Radon – Gaz radioactif d'origine naturelle qui se retrouve principalement dans l'air et peut s'accumuler dans les environnements intérieurs, il s'agit du polluant le plus fréquemment recensé dans notre revue de la littérature.
- Indicateurs d'exposition : tabagisme passif, cuisson au gaz et présence d'humidité ou de moisissures.
- Composés organiques volatils (COV) : formaldéhyde, benzène et toluène.
- Dioxyde d'azote (NO_2) et particules fines ($\text{PM}_{2,5}$) – Les fonctions concentration-risque pour ces deux polluants sont dérivées d'études épidémiologiques examinant l'air extérieur, ce qui introduit une incertitude spécifique. Pour les $\text{PM}_{2,5}$, des analyses approfondies ont été réalisées pour tenter de diminuer ces incertitudes.

Les valeurs médianes sont considérées comme l'estimation la plus probable du fardeau sanitaire et l'intervalle interquartile, correspondant aux percentiles 25 et 75, comme l'indicateur des limites les plus raisonnables autour de cette estimation. Les résultats quantitatifs détaillés par polluant, scénario et effet sont disponibles en Annexe 10.12.

6.1. Monoxyde de carbone (CO)

Les intoxications au CO, qu'elles soient mortelles ou non, constituent un premier indicateur du fardeau sanitaire attribuable à une exposition en environnement intérieur, avec une médiane annuelle de 3 300 cas recensés sur la période 2010-2016 (moyenne=3 220). Les données du système de surveillance des intoxications sont directement exploitées. En l'absence de données permettant la mise en œuvre d'une approche probabiliste, aucune estimation de la variabilité ni de l'incertitude des résultats n'est disponible pour ce polluant.

6.2. Radon

6.2.1. Estimation des expositions

Les paramètres descriptifs des distributions simulées pour les concentrations intérieures de radon sont rapportés ci-après (en Bq.m⁻³). Les concentrations montrent une forte asymétrie, avec une valeur moyenne largement supérieure à la médiane.

Moyenne [min ; max]	Médiane	P5	P25	P75	P95	Baisse moyenne [p5 ; p95] pour scénario « respect des valeurs de référence »	Baisse moyenne [p5 ; p95] pour scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans »
79 [1 ; 1 503]	42	6	19	90	275	29 [0 ; 175]	37 [0 ; 178]

En Bq.m⁻³. P : percentile.

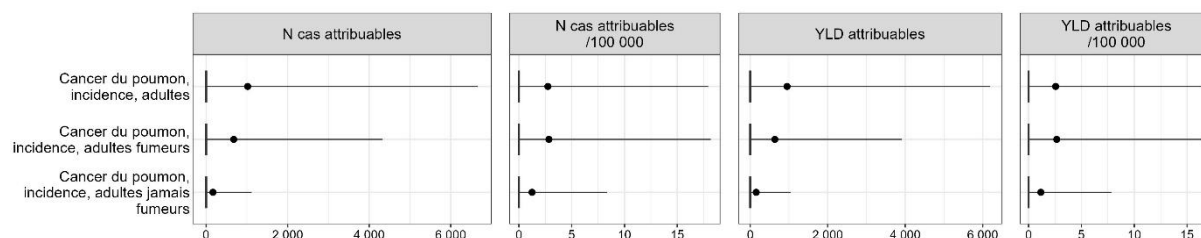
Près de 80 % de l'échantillon simulé présente des concentrations inférieures ou égales à 100 Bq.m⁻³, la valeur guide choisie pour le scénario « respect des valeurs de référence » (paragraphe 4.2.3). Cette proportion passe à 95 % en considérant la valeur réglementaire du radon, plus récente mais moins protectrice (300 Bq.m⁻³).

La baisse moyenne associée au scénario « respect des valeurs de référence » est néanmoins relativement élevée, en raison de la forte asymétrie de la distribution des concentrations. En effet, les 20 % de logements présentant des concentrations supérieures à 100 Bq.m⁻³, pouvant atteindre 1 500 Bq.m⁻³, contribuent de manière disproportionnée à cette baisse et ce, malgré la troncature des valeurs extrêmes appliquée lors des tirages aléatoires (paragraphe 4.4). Une dynamique similaire est observée pour la baisse moyenne associée au scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans ».

6.2.2. Estimation de la morbidité attribuable

Scénario « respect des valeurs de référence »

Les concentrations modélisées se situant majoritairement en dessous de la valeur de référence (= 100 Bq.m⁻³), le respect de ce seuil conduirait à un bénéfice sanitaire relativement limité (Figure 5 et Annexe 10.12).



Point : moyenne ; ligne : médiane ; moustaches : 5^{ème} et 95^{ème} percentiles ; boîte : 25^{ème} et 75^{ème} percentiles ; N : nombre ; YLD : années vécues avec incapacité (years lived with disability). Ici, la boîte et la ligne ne sont pas distinguables, les valeurs étant nulles.

Figure 5. Distribution des estimations de bénéfices sanitaires du scénario « respect des valeurs de référence » pour le radon

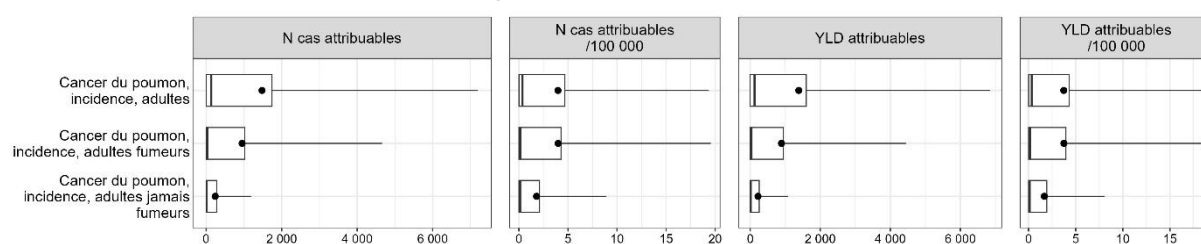
Il faut noter que la distribution des estimations d'impacts attribuables au radon pour ce scénario est fortement asymétrique et très concentrée sur les valeurs nulles, le 75^{ème}

percentile étant égal à 0. De plus, l'intervalle entre les 5^{ème} et 95^{ème} percentiles autour des estimations d'impact est particulièrement large (Figure 5 et Annexe 10.12) reflétant l'influence majeure des valeurs extrêmes de certains paramètres d'entrée. Parmi l'ensemble des paramètres mobilisés pour estimer ces impacts sanitaires, la baisse des concentrations correspondant au scénario d'exposition (ΔX) est le déterminant principal (Annexe 10.13) ; le coefficient PRCC associé à ΔX est proche de 1, soulignant la contribution dominante des concentrations les plus élevées aux variations du résultat.

Le respect de la valeur réglementaire ($= 300 \text{ Bq.m}^{-3}$) conduirait à un bénéfice sanitaire moindre avec une distribution des bénéfices en grande partie nulle, le 95^{ème} percentile étant égal à 0 (Annexe 10.12).

Scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans »

Si l'évolution des concentrations intérieures de radon depuis 20 ans était observée pour une année donnée, le bénéfice sanitaire attribuable serait estimé à 130 cas incidents de cancer du poumon [intervalle interquartile : 0 ; 1 700] (Figure 6 et Annexe 10.12). La distribution des estimations des bénéfices attribuables au radon pour ce scénario est fortement asymétrique, avec une moyenne largement supérieure à la médiane.



Point : moyenne ; ligne : médiane ; moustaches : 5^{ème} et 95^{ème} percentiles ; boîte : 25^{ème} et 75^{ème} percentiles ; N : nombre ; YLD : années vécues avec incapacité (years lived with disability).

Figure 6. Distribution des estimations des bénéfices sanitaires du scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans » pour le radon

L'attribution directe des bénéfices sanitaires estimés à la diminution des concentrations intérieures de radon depuis 20 ans doit être considérée avec prudence. En effet, les mesures de radon à l'échelle des parcs de logements entre les deux campagnes, CNL1 et CNL2, sont du même ordre de grandeur avec un écart relatif de la médiane de -2,6 % seulement (Ramalho *et al.* 2025). Cette légère évolution peut résulter, au moins partiellement, de différences dans les périodes de mesures (période de chauffe uniquement dans la CNL2) et dans les protocoles d'échantillonnage (proportion plus importante de logements situés en zones à potentiel radon élevé dans la CNL2).

6.3. Fumée de tabac environnementale (tabagisme passif)

6.3.1. Estimation des expositions

Les paramètres descriptifs des distributions pour la prévalence de l'exposition à la fumée de tabac environnementale (i.e. tabagisme passif), obtenues à l'issue des simulations de Monte Carlo, sont rapportés ci-après (en %).

Moyenne [min ; max]	Médiane	P5	P25	P75	P95	Baisse moyenne [p5 ; p95] pour scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans »
18 [12 ; 24]	18	15	17	19	20	15 [11 ; 19]

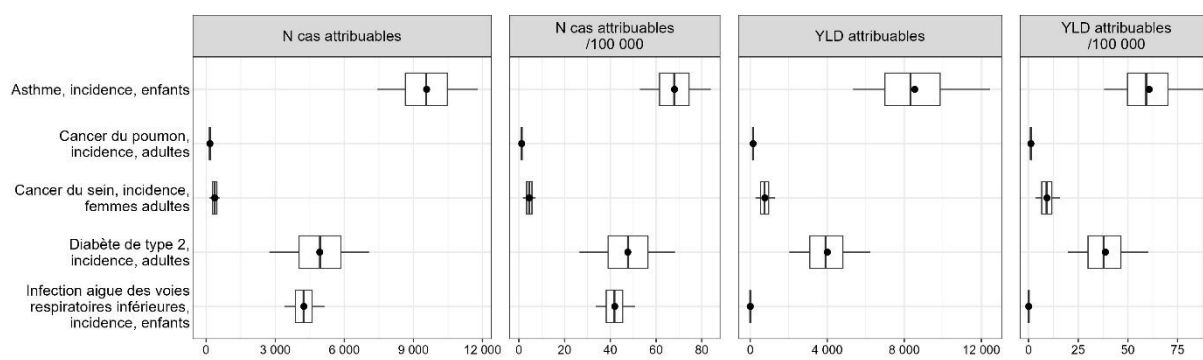
En %. P : percentile.

Près d'un adulte sur cinq âgés de 18 à 75 ans serait exposé au tabagisme passif à son domicile en 2018. La proportion de personnes exposées au tabagisme passif à domicile a diminué de 15 % en moyenne par rapport à la même enquête menée en 2005, correspondant au scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans ».

6.3.2. Estimation de la morbidité attribuable

Scénario « élimination de la source de pollution »

L'élimination de l'exposition au tabagisme passif au domicile permettrait d'éviter 9 600 [intervalle interquartile : 8 600 ; 10 500] cas incidents d'asthme chez les enfants sur une année donnée (Figure 7 et Annexe 10.12), ce qui correspond à une fraction attribuable de 5 % [4 ; 5].



Point : moyenne ; ligne : médiane ; moustaches : 5^{ème} et 95^{ème} percentiles ; boîte : 25^{ème} et 75^{ème} percentiles ; N : nombre ; YLD : années vécues avec incapacité (years lived with disability).

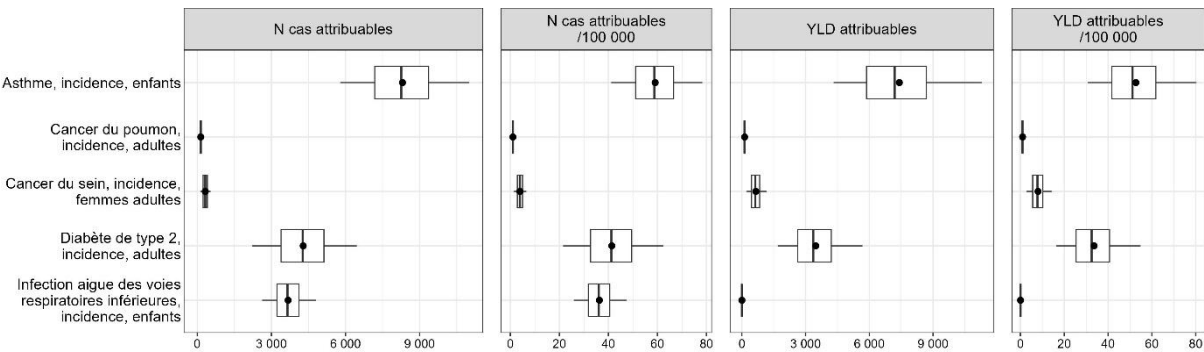
Figure 7. Distribution des estimations des bénéfices sanitaires du scénario « élimination de la source de pollution » pour le tabagisme passif

Les bénéfices sanitaires médians pour ce scénario « élimination de la source de pollution » sont également de l'ordre de plusieurs milliers pour l'incidence de diabète de type 2 chez les adultes jamais fumeurs (5 % [4 ; 6]) et l'incidence d'infections aiguës des voies respiratoires inférieures chez les enfants (5 % [4 ; 6]). Plusieurs centaines de cas de cancer du sein et de cancer du poumon seraient également évités, correspondant à des fractions attribuables de 1 % et 3 %, respectivement.

Pour les infections respiratoires, bien que les cas attribuables soient nombreux, le nombre d'années vécues avec incapacité (YLD) est relativement marginal en comparaison des autres effets ou évènements de santé, en raison de la courte durée des infections respiratoires considérée dans les estimations (i.e. une semaine) (Figure 7, Annexe 10.8 et Annexe 10.12)

Scénario « amélioration de la qualité de l’air intérieur depuis 20 ans »

Appliquée à une année donnée, la baisse de la prévalence d'exposition au tabagisme passif observée entre 2005 et 2018 se traduirait par un bénéfice sanitaire de 8 300 [7 200 ; 9 400] cas incidents d'asthme chez les enfants ainsi que de plusieurs milliers d'infections aiguës des voies respiratoires inférieures chez les enfants et de cas incidents de diabète de type 2 chez les adultes jamais fumeurs (Figure 8 et Annexe 10.12).



Point : moyenne ; ligne : médiane ; moustaches : 5^{ème} et 95^{ème} percentiles ; boîte : 25^{ème} et 75^{ème} percentiles ; N : nombre ; YLD : années vécues avec incapacité (years lived with disability).

Figure 8. Distribution des estimations des bénéfices sanitaires du scénario « amélioration de la qualité de l’air intérieur depuis 20 ans » pour le tabagisme passif

6.4. Utilisation du gaz pour la cuisine

6.4.1. Estimation des expositions

Les paramètres descriptifs des distributions pour la prévalence de l'exposition à pollution de l'air intérieur liée à l'utilisation du gaz pour la cuisson dans les logements, obtenues à l'issue des simulations de Monte Carlo, sont rapportés ci-après (en %).

Moyenne [min ; max]	Médiane	P5	P25	P75	P95	Baisse moyenne [p5 ; p95] pour scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans »
37 [30 ; 44]	37	34	36	38	40	8 [4 ; 13]

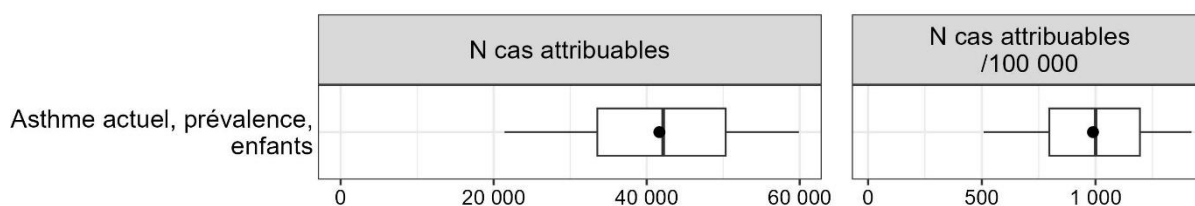
En %. P : percentile.

Environ un tiers des logements utilisent le gaz pour la cuisson selon les données de la CNL2 (2020–2023) ; cette proportion était de 45 % lors de la CNL1 (2003–2005). La prévalence d'exposition à la pollution de l'air intérieur due à la cuisson au gaz a diminué de 8 points en moyenne entre les deux enquêtes, correspondant au scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans ».

6.4.2. Estimation de la morbidité attribuable

Scénario « élimination de la source de pollution »

L'élimination de la pollution de l'air intérieur due à la cuisson au gaz dans les logements permettrait d'éviter 42 200 [intervalle interquartile : 33 600 ; 50 300] cas prévalents d'asthme actuel chez les enfants pour une année donnée, ce qui correspond à une fraction attribuable de 10 % [8 ; 12] (Figure 9 et Annexe 10.12). L'asthme actuel se définit comme la manifestation de symptômes asthmatiques et/ou l'usage de médicaments pour l'asthme dans l'année. La valorisation en années vécues avec incapacité (YLD) n'a pas été possible pour cet effet sanitaire en l'absence de poids d'incapacité pertinents.

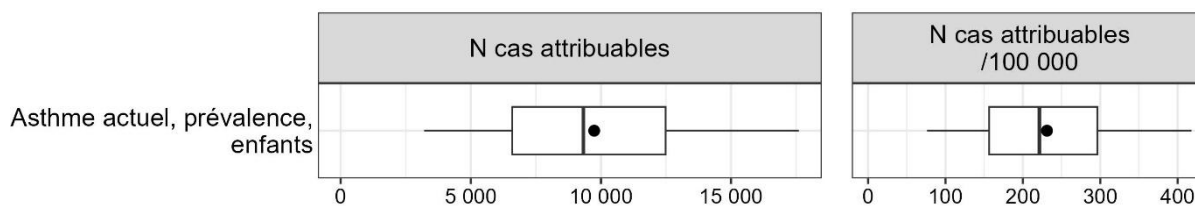


Point : moyenne ; ligne : médiane ; moustaches : 5^{ème} et 95^{ème} percentiles ; boîte : 25^{ème} et 75^{ème} percentiles ; N : nombre. La valorisation en années vécues avec incapacité (YLD) n'a pas été possible pour cet effet sanitaire en l'absence de poids d'incapacité pertinents.

Figure 9. Distribution des estimations des bénéfices sanitaires du scénario « élimination de la source de pollution » pour l'utilisation du gaz pour la cuisson

Scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans »

Si l'évolution de la prévalence d'utilisation du gaz pour la cuisson depuis 20 ans était observée pour une année donnée, le bénéfice sanitaire attribuable serait estimé à 9 300 [6 600 ; 12 500] cas prévalents d'asthme actuel chez les enfants (Figure 10 et Annexe 10.12). La valorisation en années vécues avec incapacité (YLD) n'a pas été possible pour cet effet sanitaire en l'absence de poids d'incapacité pertinents.



Point : moyenne ; ligne : médiane ; moustaches : 5^{ème} et 95^{ème} percentiles ; boîte : 25^{ème} et 75^{ème} percentiles ; N : nombre. La valorisation en années vécues avec incapacité (YLD) n'a pas été possible pour cet effet sanitaire en l'absence de poids d'incapacité pertinents.

Figure 10. Distribution des estimations des bénéfices sanitaires du scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans » pour l'utilisation du gaz pour la cuisson

6.5. Humidité ou moisissures

6.5.1. Estimation des expositions

Les paramètres descriptifs des distributions pour la prévalence de l'exposition à pollution de l'air intérieur liée aux signes d'humidité ou aux moisissures visibles, obtenues à l'issue des simulations de Monte Carlo, sont rapportés ci-après (en %).

Indicateur d'exposition*	Moyenne [min ; max]	Médiane	P5	P25	P75	P95	Baisse moyenne [p5 ; p95] pour scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans »
Humidité ou moisissures visibles	38 [30 ; 46]	38	34	36	39	41	8 [4 ; 13]
Moisissures visibles	24 [18 ; 32]	24	22	23	25	27	Non considéré**

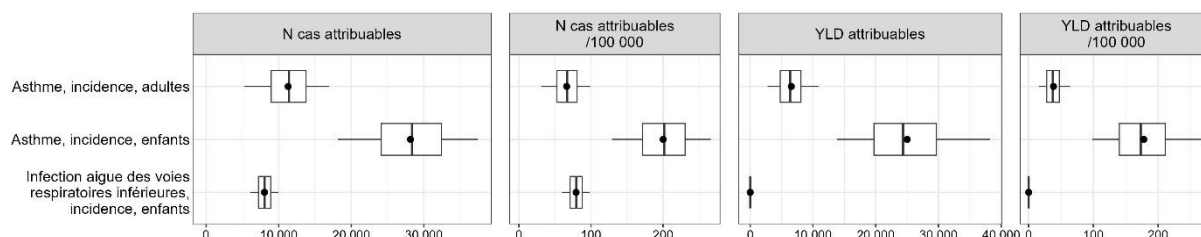
En %. P : percentile. * Dans une moins une pièce du logement. ** Car une hausse de la prévalence a été observée entre la CNL1 et la CNL2, traduisant une dégradation.

L'exposition à la pollution liée à l'humidité ou aux moisissures visibles dans le logement est fréquente, avec une prévalence estimée à 38 %, correspondant à une baisse moyenne de 8 points depuis la CNL1. La présence de moisissures visibles a quant à elle augmentée entre les deux campagnes, témoignant d'une dégradation de l'état des logements. Pour cet indicateur d'exposition, le scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans » n'a donc pas été considéré (paragraphe 4.2.3).

6.5.2. Estimation de la morbidité attribuable

Scénario « élimination de la source de pollution »

L'élimination des signes d'humidité ou des moisissures visibles dans le logement permettrait d'éviter 28 400 [intervalle interquartile : 24 100 ; 32 400] cas incidents d'asthme chez les enfants pour une année donnée (Figure 11 et Annexe 10.12) ; la fraction attribuable correspondante est de 14 % [12 ; 16]. Les bénéfices sanitaires seraient également de l'ordre de plusieurs milliers de cas incidents d'asthme chez les adultes (12 % [10 ; 15]) et d'infections aiguës des voies respiratoires inférieures chez les enfants (14 % [13 ; 15]).



Point : moyenne ; ligne : médiane ; moustaches : 5^{ème} et 95^{ème} percentiles ; boîte : 25^{ème} et 75^{ème} percentiles ; N : nombre ; YLD : années vécues avec incapacité (years lived with disability).

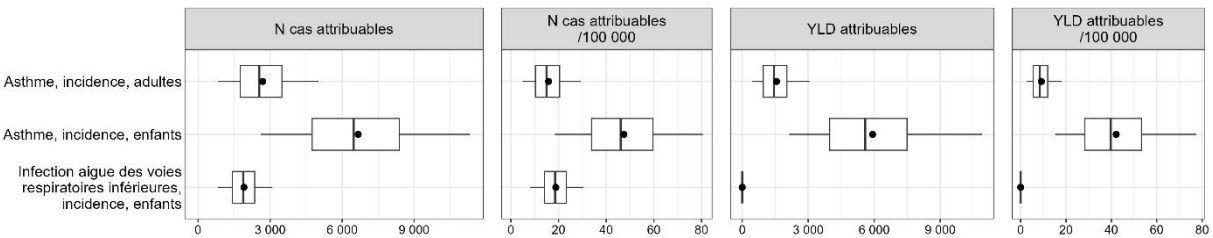
Figure 11. Distribution des estimations des bénéfices sanitaires du scénario « élimination de la source de pollution » pour les signes d'humidité ou les moisissures visibles

L'élimination des moisissures visibles dans le logement permettrait quant à elle d'éviter 26 900 [intervalle interquartile : 20 700 ; 33 100] cas prévalents d'asthme chez les enfants pour une année donnée (Annexe 10.12). Les bénéfices sanitaires attendus seraient bien plus

élevés pour la prévalence des sifflements actuels, avec un nombre de cas évités estimés à 41 700 [37 500 ; 46 000]. Les fractions attribuables correspondantes à ces deux évènements de santé seraient de 5 % [4 ; 6] et 9 % [8 ; 10]. La valorisation en années vécues avec incapacité (YLD) n’a pas été possible pour les sifflements en l’absence de poids d’incapacité pertinents.

Scénario « amélioration de la qualité de l’air depuis 20 ans »

Si l’évolution de la prévalence des signes d’humidité ou des moisissures visibles dans les logements depuis 20 ans était observée pour une année donnée, le bénéfice sanitaire attribuable serait estimé à plusieurs milliers de cas incidents d’asthme chez les enfants (6 500 [4 800 ; 8 400]) et chez les adultes (2 500 [1 800 ; 3 500]), correspondant à des fractions attribuables de 3 % [2 ; 4] pour les deux populations (Figure 12 et Annexe 10.12).



Point : moyenne ; ligne : médiane ; moustaches : 5^{ème} et 95^{ème} percentiles ; boîte : 25^{ème} et 75^{ème} percentiles ; N : nombre ; YLD : années vécues avec incapacité (years lived with disability).

Figure 12. Distribution des estimations des bénéfices sanitaires du scénario « amélioration de la qualité de l’air depuis 20 ans » pour les signes d’humidité ou les moisissures visibles

6.6. Formaldéhyde

6.6.1. Estimation des expositions

Les paramètres descriptifs des distributions simulées pour les concentrations intérieures de formaldéhyde, obtenues à l’issue des simulations de Monte Carlo, sont rapportés ci-après (en µg.m⁻³).

Moyenne [min ; max]	Médiane	P5	P25	P75	P95	Baisse moyenne [p5 ; p95] pour scénario « respect des valeurs de référence »	Baisse moyenne [p5 ; p95] pour scénario « amélioration de la qualité de l’air intérieur depuis 20 ans »
15 [1 ; 48]	13	5	9	20	33	0,5 [0 ; 3]	10 [0 ; 37]

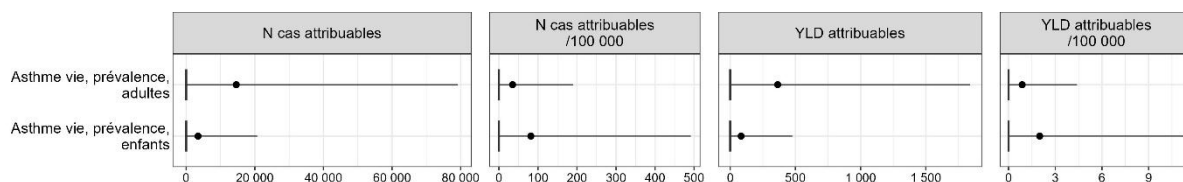
En µg.m⁻³. P : percentile.

Environ 90 % de l’échantillon simulé présente des concentrations en formaldéhyde inférieures ou égales à 30 µg.m⁻³, la valeur de référence réglementaire choisie pour le scénario « respect des valeurs de référence » (paragraphe 4.2.3). Le respect de ce seuil pour l’ensemble des logements correspond à une baisse moyenne des concentrations de 0,5 µg.m⁻³. Les concentrations de formaldéhyde ayant fortement diminué entre la CNL1 (2003-2005) et la CNL2 (2020-2023), la baisse moyenne pour le scénario « amélioration de la qualité de l’air intérieur depuis 20 ans » est quant à elle de 10 µg.m⁻³.

6.6.2. Estimation de la morbidité attribuable

Scénario « respect des valeurs de référence »

Les concentrations de formaldéhyde se situant majoritairement en dessous de la valeur de référence retenue ($= 30 \mu\text{g.m}^{-3}$), le respect de ce seuil conduirait à un bénéfice sanitaire relativement limité (Figure 13 et Annexe 10.12).



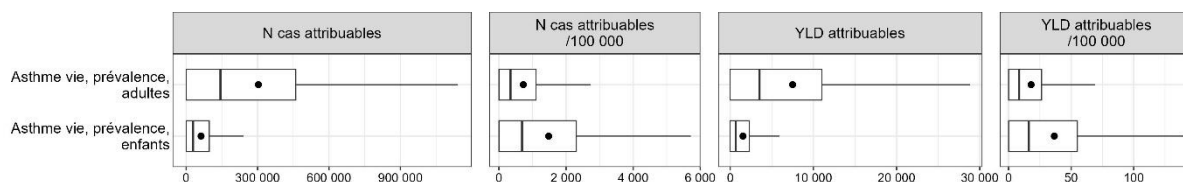
Point : moyenne ; ligne : médiane ; moustaches : 5^{ème} et 95^{ème} percentiles ; boîte : 25^{ème} et 75^{ème} percentiles ; N : nombre ; YLD : années vécues avec incapacité (years lived with disability). Ici, la boîte et la ligne ne sont pas distinguables, les valeurs étant nulles.

Figure 13. Distribution des estimations des bénéfices sanitaires du scénario « respect des valeurs de référence » pour le formaldéhyde

Il faut noter que la distribution des estimations d'impacts sanitaires attribuables au formaldéhyde pour ce scénario est fortement asymétrique et très concentrée sur les valeurs nulles, le 90^{ème} percentile du nombre de cas attribuables étant égal 0. De plus, l'intervalle entre les 5^{ème} et 95^{ème} percentiles des estimations est particulièrement large (Figure 13 et Annexe 10.12) reflétant l'influence des valeurs extrêmes de certains paramètres d'entrée. Parmi l'ensemble des paramètres mobilisés pour estimer ces impacts sanitaires, la baisse des concentrations correspondant au scénario d'exposition (ΔX) est le déterminant principal des résultats (Annexe 10.13) ; le coefficient PRCC associé à ΔX est proche de 1, soulignant la contribution dominante des concentrations les plus élevées aux variations du résultat.

Scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans »

Si l'évolution des concentrations intérieures de formaldéhyde depuis 20 ans était observée pour une année donnée, le bénéfice sanitaire attribuable serait estimé à 143 900 [intervalle interquartile : 0 ; 460 700] cas prévalents d'asthme chez les adultes et 29 000 [0 ; 97 200] cas prévalents d'asthme chez les enfants (Figure 14 et Annexe 10.12). Le nombre de cas est estimé cinq fois plus élevé chez les adultes, mais la fraction attribuable correspondante est plus faible (3 % [0 ; 9]) que celle des enfants (5 % [0 ; 17]).



Point : moyenne ; ligne : médiane ; moustaches : 5^{ème} et 95^{ème} percentiles ; boîte : 25^{ème} et 75^{ème} percentiles ; N : nombre ; YLD : années vécues avec incapacité (years lived with disability).

Figure 14. Distribution des estimations des bénéfices sanitaires du scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans » pour le formaldéhyde

6.7. Benzène

6.7.1. Estimation des expositions

Les paramètres descriptifs des distributions simulées pour les concentrations intérieures de benzène, obtenues à l'issue des simulations de Monte Carlo, sont rapportés ci-après (en $\mu\text{g.m}^{-3}$).

Moyenne [min ; max]	Médiane	P5	P25	P75	P95	Baisse moyenne [p5 ; p95] pour scénario « respect des valeurs de référence »	Baisse moyenne [p5 ; p95] pour scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans »
2 [0 ; 11]	1	0	1	2	4	0,3 [0 ; 2]	1,4 [0 ; 5]

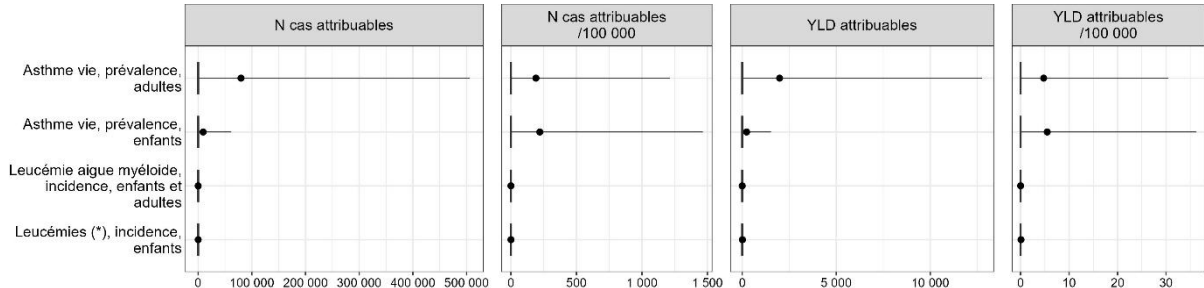
En $\mu\text{g.m}^{-3}$. P : percentile.

Les trois quarts de l'échantillon simulé présentent des concentrations inférieures ou égales à $2 \mu\text{g.m}^{-3}$, la valeur de référence choisie pour le scénario « respect des valeurs de référence » (paragraphe 4.2.3). Le respect de ce seuil pour l'ensemble des logements correspond à une baisse moyenne des concentrations de $0,3 \mu\text{g.m}^{-3}$. Les concentrations de benzène ayant fortement diminué entre la CNL1 (2003-2005) et la CNL2 (2020-2023), la baisse moyenne pour le scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans » est quant à elle de $1,4 \mu\text{g.m}^{-3}$.

6.7.2. Estimation de la morbidité attribuable

Scénario « respect des valeurs de référence »

Les concentrations modélisées se situant majoritairement en dessous de la valeur de référence ($= 2 \mu\text{g.m}^{-3}$), le respect de ce seuil conduirait à un bénéfice sanitaire relativement limité (Figure 15 et Annexe 10.12).



Point : moyenne ; ligne : médiane ; moustaches : 5^{ème} et 95^{ème} percentiles ; boîte : 25^{ème} et 75^{ème} percentiles ; N : nombre ; YLD : années vécues avec incapacité (years lived with disability). Ici, la boîte et la ligne ne sont pas distinguables, les valeurs étant nulles. * Leucémie aigue myéloïde et lymphome lymphoblastique.

Figure 15. Distribution des estimations des bénéfices sanitaires du scénario « respect des valeurs de référence » pour le benzène

Il faut noter que la distribution des estimations d'impacts sanitaires attribuables au benzène pour ce scénario est fortement asymétrique et très concentrée sur les valeurs nulles, le 75^{ème} percentile du nombre de cas attribuables étant égal à 0. De plus, l'intervalle entre les 5^{ème} et 95^{ème} percentiles est particulièrement large (Figure 15 et Annexe 10.12) reflétant l'influence

des valeurs extrêmes de certains paramètres d'entrée. Parmi l'ensemble des paramètres mobilisés pour estimer ces fardeaux sanitaires, la baisse des concentrations nécessaire au respect du scénario d'exposition (ΔX) est le déterminant principal des résultats (Annexe 10.13) ; le coefficient PRCC associé à ΔX est proche de 1, soulignant la contribution dominante des concentrations les plus élevées aux variations du résultat.

Scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans »

Si l'évolution des concentrations intérieures de benzène depuis 20 ans était observée pour une année donnée, le bénéfice sanitaire attribuable serait estimé à 16 000 [intervalle interquartile : 0 ; 56 200] cas prévalents d'asthme vie chez l'enfant (Figure 16 et Annexe 10.12). Les bénéfices sanitaires s'élèveraient à plusieurs centaines de milliers de cas prévalents d'asthme vie chez l'adulte. Exprimés pour 100 000 individus, les bénéfices sanitaires relatifs pour cet évènement de santé sont néanmoins comparables chez les enfants et les adultes.

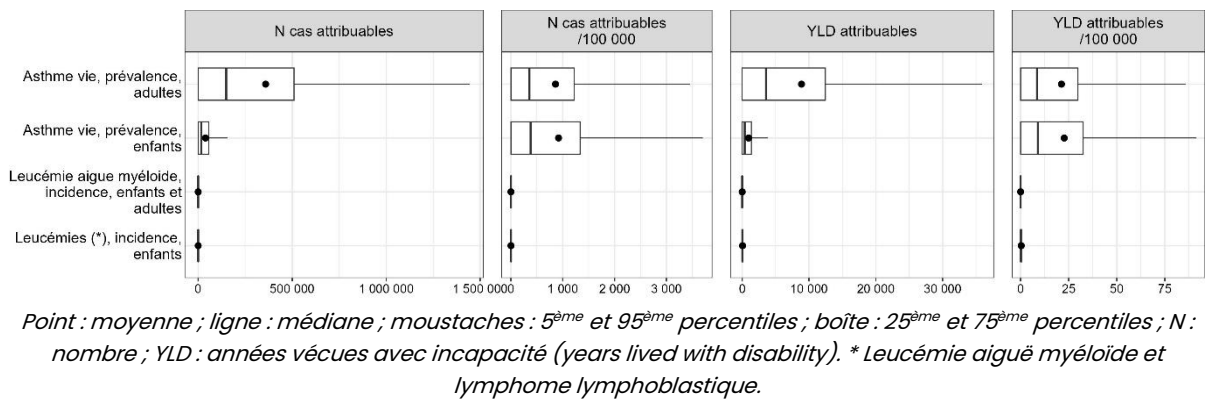


Figure 16. Distribution des estimations des bénéfices sanitaires du scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans » pour le benzène

6.8. Toluène

6.8.1. Estimation des expositions

Les paramètres descriptifs des distributions simulées pour les concentrations intérieures de toluène, obtenues à l'issue des simulations de Monte Carlo, sont rapportés ci-après (en $\mu\text{g.m}^{-3}$).

Moyenne [min ; max]	Médiane	P5	P25	P75	P95	Baisse moyenne [p5 ; p95] pour scénario « respect des valeurs de référence »	Baisse moyenne [p5 ; p95] pour scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans »
10 [0 ; 186]	4	1	2	10	36	0 [0 ; 0] (la totalité de l'échantillon est inférieure à la valeur de référence)	14 [0 ; 53]

En $\mu\text{g.m}^{-3}$. P : percentile.

La totalité de l'échantillon simulé présente des concentrations inférieures ou égales à 20 000 $\mu\text{g.m}^{-3}$, la valeur de référence retenue pour le scénario « respect des valeurs de référence » (paragraphe 4.2.3). Les concentrations de toluène ayant fortement diminué

entre la CNL1 (2003–2005) et la CNL2 (2020–2023), la baisse moyenne des concentrations pour le scénario « amélioration de la qualité de l’air intérieur depuis 20 ans » est de 14 µg.m⁻³.

6.8.2. Estimation de la morbidité attribuable

Scénario « respect des valeurs de référence »

Les concentrations intérieures de toluène modélisées sur la base des mesures de la CNL2 étant toutes en dessous de la valeur de référence retenue (= 20 000 µg.m⁻³), l’objectif de respect de ce seuil est déjà atteint et ne conduirait donc à aucun bénéfice sanitaire supplémentaire.

Scénario « amélioration de la qualité de l’air intérieur depuis 20 ans »

Si l’évolution des concentrations intérieures de toluène depuis 20 ans était observée pour une année donnée, le bénéfice sanitaire serait de 43 300 [intervalle interquartile : 430 ; 122 900] cas prévalents d’asthme vie chez l’enfant (Figure 17 et Annexe 10.12). Les bénéfices sanitaires s’élèveraient à plusieurs centaines de milliers de cas prévalent d’asthme vie chez l’adulte. Exprimés pour 100 000 individus, les bénéfices sanitaires pour cet évènement de santé sont comparables chez les enfants et les adultes.

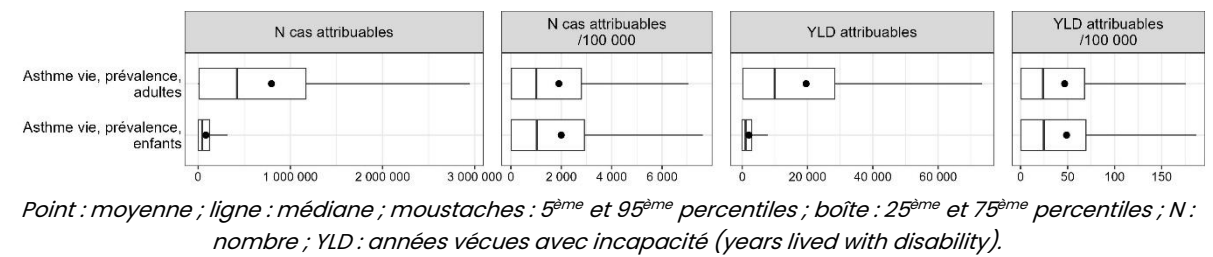


Figure 17. Distribution des estimations des bénéfices sanitaires du scénario « amélioration de la qualité de l’air intérieur depuis 20 ans » pour le toluène

6.9. Dioxyde d’azote (NO₂)

Pour le NO₂, les fonctions concentration–risque recensées reposent toutes sur des études épidémiologiques examinant l’air extérieur. Une hypothèse de transposabilité, *a minima* partielle, de ces fonctions vers l’air intérieur est faite dans les présents travaux.

6.9.1. Estimation des expositions

Les paramètres descriptifs des distributions simulées pour les concentrations intérieures de dioxyde d’azote (NO₂) en µg.m⁻³, obtenues à l’issue des tirages aléatoires, sont rapportés ci-dessous.

Moyenne [min ; max]	Médiane	P5	P25	P75	P95	Baisse moyenne [p5 ; p95] pour scénario « respect des valeurs de référence »
9 [0 ; 36]	7	2	4	11	22	0,4 [0 ; 2]

En µg.⁻³. P : percentile.

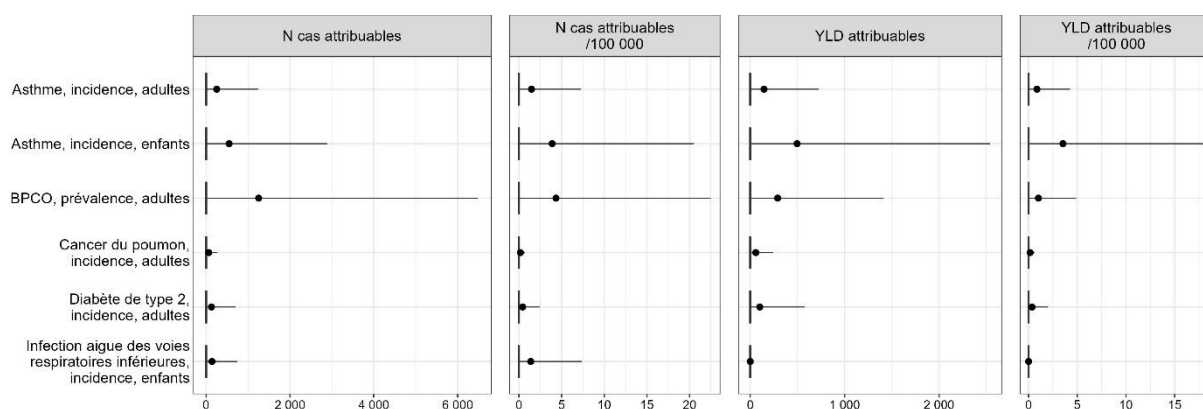
Environ 90 % de l’échantillon simulé présente des concentrations en NO₂ inférieures ou égales à 20 µg.m⁻³, la valeur de référence choisie pour le scénario « respect des valeurs de

référence » (paragraphe 4.2.3). Le respect de ce seuil pour l'ensemble des logements correspond à une baisse moyenne des concentrations de $0,4 \mu\text{g.m}^{-3}$. L'absence de mesure du NO_2 lors de la CNLI (2003–2005) ne permet pas d'évaluer le scénario « amélioration de la qualité de l'air depuis 20 ans » pour ce polluant.

6.9.2. Estimation de la morbidité attribuable

Scénario « respect des valeurs de référence »

Les concentrations de NO_2 se situant majoritairement en dessous de la valeur de référence retenue ($= 20 \mu\text{g.m}^{-3}$), le respect de ce seuil conduirait à un bénéfice sanitaire relativement limité (Figure 18 et Annexe 10.12).



BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive ; point : moyenne ; ligne : médiane ; moustaches : 5^{ème} et 95^{ème} percentiles ; boîte : 25^{ème} et 75^{ème} percentiles ; N : nombre ; YLD : années vécues avec incapacité (years lived with disability). Ici, la boîte et la ligne ne sont pas distinguables, les valeurs étant nulles.

Figure 18. Distribution des estimations bénéfiques sanitaires du scénario « respect des valeurs de référence » pour le NO_2

Il faut noter que la distribution des estimations d'impacts attribuables au NO_2 pour ce scénario est fortement asymétrique et très concentrée sur les valeurs nulles, le 90^{ème} percentile du nombre de cas attribuables étant égal 0. De plus, l'intervalle entre les 5^{ème} et 95^{ème} percentiles des estimations est particulièrement large (Figure 18 et Annexe 10.12) reflétant l'influence des valeurs extrêmes de certains paramètres d'entrée. Parmi l'ensemble des paramètres mobilisés pour estimer ces impacts sanitaires, la baisse des concentrations nécessaire au respect du scénario d'exposition (ΔX) est le déterminant principal des résultats (Annexe 10.13) ; le coefficient PRCC associé à ΔX est proche de 1, soulignant la contribution dominante des concentrations les plus élevées aux variations du résultat.

6.10. Particules fines ($\text{PM}_{2,5}$)

Pour les $\text{PM}_{2,5}$, les fonctions concentration-risque recensées reposent toutes sur des études épidémiologiques examinant l'air extérieur. La transposabilité de ces fonctions vers l'air intérieur repose sur un ensemble d'hypothèses parfois fortes et dont la validité est difficile à établir empiriquement.

Les présents travaux ont ainsi considéré plusieurs approches destinées à diminuer les incertitudes liées à cette hypothèse, en cohérence avec la déclaration du COMEAP (2025)

consacrée à l'estimation des effets et impacts sanitaires des expositions aux PM_{2,5} en environnement intérieur. Chaque approche présente divers degrés d'incertitudes intrinsèques aux données mobilisées ou liées à la transposabilité de la fonction concentration-risque. Ces approches sont détaillées dans le Chapitre 4 ; leurs hypothèses et objectifs respectifs sont rappelés ci-dessous.

- L'estimation de la morbidité attribuable à l'exposition aux PM_{2,5} à l'intérieur du logement est basée sur la transposabilité, *a minima* partielle, des fonctions concentration-risque. Elle estime le fardeau sanitaire attribuable à l'exposition ayant lieu dans le logement, qui résulte à la fois de sources de pollution intérieure et de pollution d'origine extérieure.
- L'estimation de la morbidité attribuable à l'exposition aux PM_{2,5} infiltrées à l'intérieur du logement depuis l'air extérieur respecte au plus près le cadre de validité des fonctions concentration-risque et est non sujette à l'hypothèse de transposabilité. Elle estime le fardeau sanitaire attribuable à l'exposition aux PM_{2,5} de sources extérieures se déroulant à l'intérieur du logement ; elle considère qu'une partie du fardeau, celui lié aux PM_{2,5} émises par des sources intérieures, est non quantifiable
- Les deux analyses exploratoires basées sur l'estimation de l'exposition « intégrée » aux PM_{2,5} et l'adaptation des fonctions concentration-risque visent à réduire les incertitudes résultant des discordances entre l'exposition effectivement estimée et celle capturée par les fonctions concentration-risque.

Les résultats de ces analyses sont complémentaires et doivent être interprétés dans leur ensemble car répondant à des objectifs différents. Ils fournissent des ordres de grandeur, et non pas des estimations précises, des fardeaux sanitaires attribuables.

6.10.1. Estimation des expositions

Estimation de l'exposition aux PM_{2,5} à l'intérieur des logements

Les concentrations de PM_{2,5} mesurées à l'intérieur des logements, issues de sources intérieures et extérieures, sont considérées. Les paramètres descriptifs des distributions simulées pour ces concentrations, en µg.m⁻³, sont rapportés ci-dessous.

Moyenne [min ; max]	Médiane	P5	P25	P75	P95	Baisse moyenne [p5 ; p95] pour scénario « respect des valeurs de référence »	Baisse moyenne [p5 ; p95] pour scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans »
22 [0 ; 209]	16	4	9	28	63	14 [0 ; 54]	18 [0 ; 75]

En µg.m⁻³. P : percentile.

Un quart de l'échantillon simulé présente des concentrations de PM_{2,5} inférieures ou égales à 9 µg.m⁻³, la valeur choisie pour le scénario « respect des valeurs de référence » (paragraphe 4.2.3). Ainsi, les PM_{2,5} représentent le polluant de l'air intérieur des logements pour lequel la baisse d'exposition résultante de ce scénario est la plus fréquente et la plus importante. Les concentrations de PM_{2,5} ayant fortement diminué entre la CNL1 (2003-2005) et la CNL2 (2020-2023), la baisse moyenne pour le scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans » est quant à elle de 18 µg.m⁻³.

Estimation de l'exposition aux PM_{2,5} infiltrées à l'intérieur des logements depuis l'air extérieur

Seule la part des PM_{2,5} infiltrées depuis l'air extérieur vers l'intérieur des logements est considérée ; les particules émises par des sources intérieures ne sont pas incluses. Les paramètres descriptifs des distributions simulées pour les concentrations extérieures, en $\mu\text{g.m}^{-3}$, sont rapportés ci-dessous.

Moyenne [min ; max]	Médiane	P5	P25	P75	P95	Baisse moyenne [p5 ; p95] pour scénario « respect des valeurs de référence »
8 [1 ; 33]	7	3	5	10	17	4 [0 ; 12]

En $\mu\text{g.m}^{-3}$. P : percentile.

Environ 20 % de l'échantillon simulé présente des concentrations extérieures inférieures ou égales à $5 \mu\text{g.m}^{-3}$, la valeur choisie pour le scénario « respect des valeurs de référence ». Le respect de ce seuil pour l'ensemble des correspondant à une baisse moyenne des concentrations de $4 \mu\text{g.m}^{-3}$.

Analyse exploratoire : estimation de l'exposition « intégrée » aux PM_{2,5} (i.e. intégrant l'intérieur du logement et l'extérieur)

La combinaison des concentrations intérieures et extérieures de PM_{2,5} avec pondération par le temps passé dans les différents environnements (logement et extérieur), permet d'estimer une exposition « intégrée » aux PM_{2,5} dont les paramètres descriptifs sont rapportés ci-dessous, en $\mu\text{g.m}^{-3}$, et comparés à ceux des estimations des expositions aux PM_{2,5} à l'intérieur du logement et aux PM_{2,5} issues du transfert depuis l'air extérieur. L'estimation de l'exposition « intégrée » est, par construction, supérieure à celle n'intégrant que les concentrations intérieures pondérées par le temps passé dans le logement puisque la contribution de l'environnement extérieur y est ajoutée.

Type d'exposition	Moyenne [min ; max]	Médiane	P5	P25	P75	P95
Estimation de l'exposition aux PM _{2,5} à l'intérieur des logements	17 [0 ; 197]	12	3	6	21	48
Estimation de l'exposition aux PM _{2,5} infiltrées à l'intérieur des logements depuis l'air extérieur	5 [0 ; 31]	4	1	3	6	10
Estimation de l'exposition « intégrée » aux PM _{2,5}	19 [1 ; 197]	14	5	9	23	50

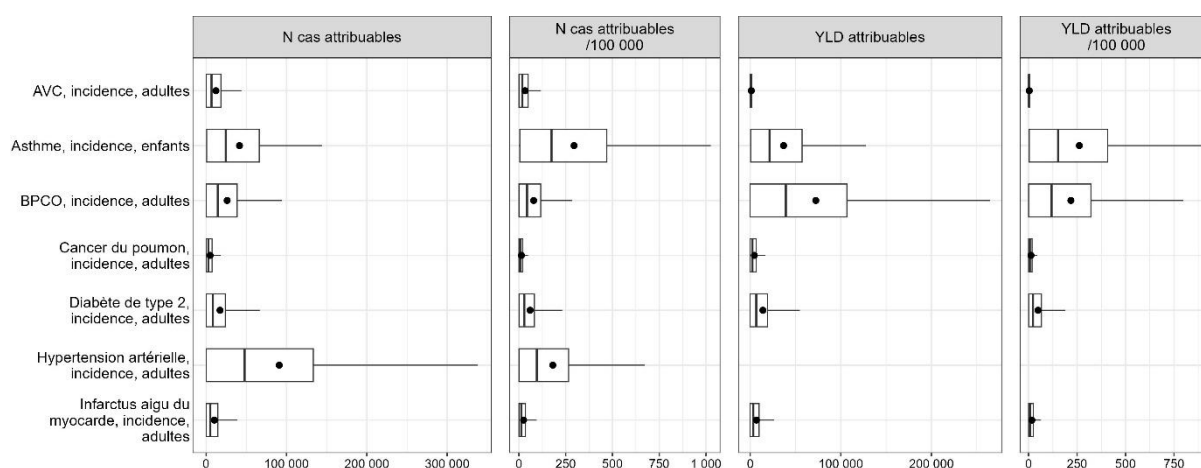
En $\mu\text{g.m}^{-3}$. P : percentile. Ces estimations prennent en compte la pondération par le temps passé dans les différents environnements considérés (Chapitre 4).

6.10.2. Estimation de la morbidité attribuable

Morbidité attribuable à l'exposition aux PM_{2,5} à l'intérieur des logements

Scénario « respect des valeurs de référence »

Le respect de la valeur de référence des PM_{2,5} ($= 9 \mu\text{g.m}^{-3}$) permettrait d'éviter 47 900 [intervalle interquartile : 24 ; 133 400] cas incidents d'hypertension artérielle chez les adultes pour une année donnée, ce qui correspond à une fraction attribuable de 7 % [0 ; 19] (Figure 19 et Annexe 10.12).



AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive ; point : moyenne ; ligne : médiane ; moustaches : 5^{ème} et 95^{ème} percentiles ; boîte : 25^{ème} et 75^{ème} percentiles ; N : nombre ; YLD : années vécues avec incapacité (years lived with disability). La valorisation en YLD n'a pas été réalisée pour l'hypertension artérielle (Annexe 10.8).

Figure 19. Distribution des estimations des bénéfices sanitaires du scénario « respect des valeurs de référence » pour l'exposition aux PM_{2,5} à l'intérieur du logement

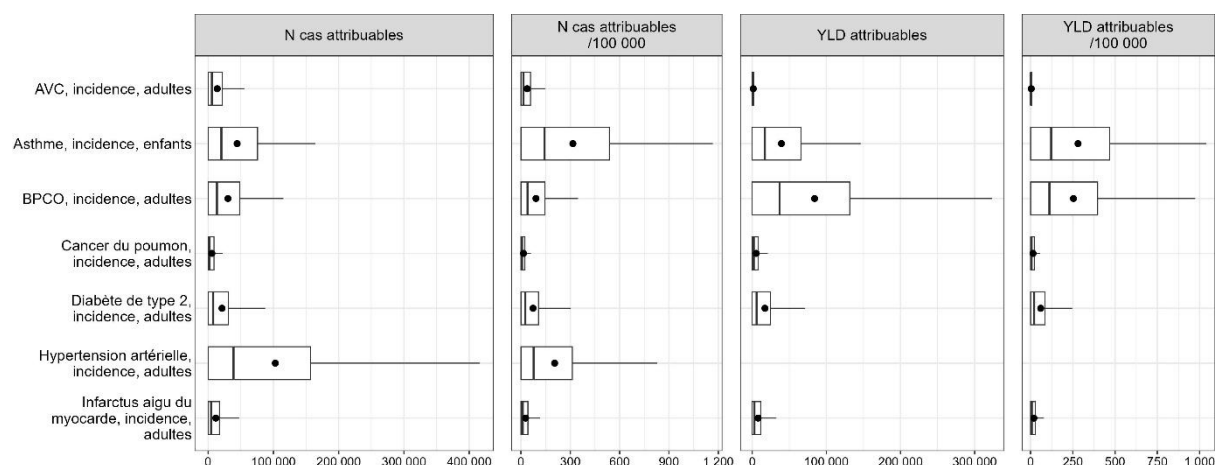
Les bénéfices sanitaires attribuables au respect de ce seuil seraient également importants pour les autres effets et événements de santé considérés : 24 150 [620 ; 66 100] cas incidents d'asthme chez les enfants et 14 400 [0 ; 38 600] cas incidents de BPCO chez les adultes. Bien que le nombre de cas attribuables pour la BPCO soit plus faible en valeur absolue, le nombre d'années vécues avec incapacité (YLD) est plus élevé que pour l'asthme, témoignant de la sévérité de cette maladie chronique et de son impact sur la qualité de vie des malades.

Contrairement aux autres polluants et indicateurs examinés, les paramètres mobilisés pour estimer les impacts sanitaires des PM_{2,5} contribuent de manière équilibrée à la variabilité des résultats pour ce scénario ; les coefficients PRCC sont tous compris entre 0,4 et 0,7 (Annexe 10.13).

Le respect d'une cible intermédiaire à la valeur de référence pour les PM_{2,5} ($= 16 \mu\text{g.m}^{-3}$) montrerait déjà des bénéfices sanitaires, de l'ordre de 930 [0 ; 85 500] cas incidents d'hypertension artérielle chez les adultes et 190 [0 ; 43 400] cas incidents d'asthme chez les enfants pour une année donnée (Annexe 10.12). Les fractions attribuables estimées s'étendent de 0 à 12 % et 21 %, respectivement.

Scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans »

Si l'évolution des concentrations intérieures de PM_{2,5} depuis 20 ans était observée sur une année, le bénéfice sanitaire attribuable serait estimé à 38 900 [0 ; 157 000] cas incidents d'hypertension artérielle chez les adultes, 20 200 [0 ; 75 700] cas incidents d'asthme chez les enfants et 13 400 [0 ; 48 300] cas incidents de BPCO chez les adultes (Figure 20 et Annexe 10.12).



AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive ; point : moyenne ; ligne : médiane ; moustaches : 5^{ème} et 95^{ème} percentiles ; boîte : 25^{ème} et 75^{ème} percentiles ; N : nombre ; YLD : années vécues avec incapacité (years lived with disability). La valorisation en YLD n'a pas été réalisée pour l'hypertension artérielle (Annexe 10.8).

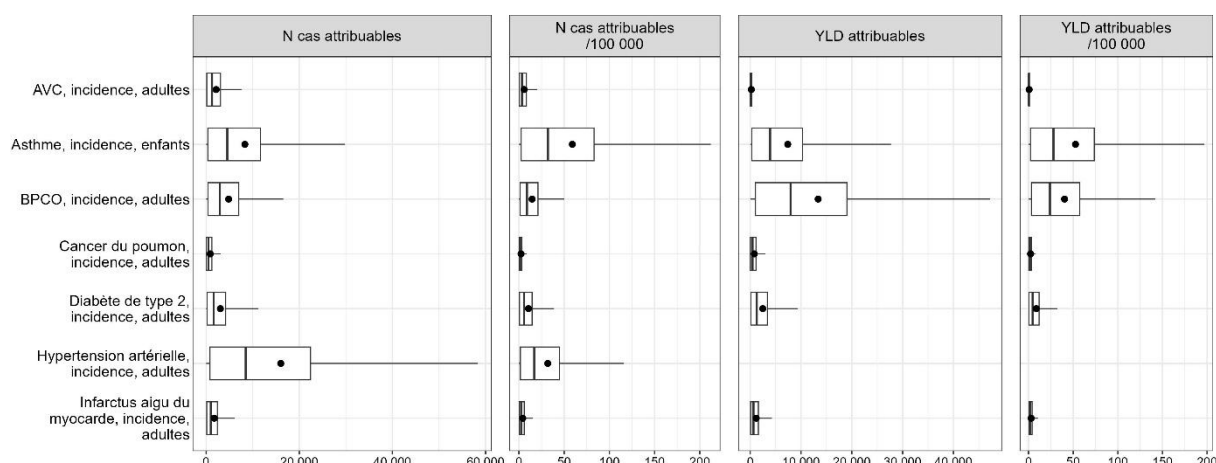
Figure 20. Distribution des estimations des bénéfices sanitaires du scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans » pour l'exposition aux PM_{2,5} à l'intérieur du logement

Pour ce scénario, les paramètres mobilisés pour estimer les fardeaux sanitaires attribuables aux PM_{2,5} contribuent de manière identique à ce qui est observé pour les autres polluants et indicateurs. En effet, la baisse des concentrations correspondant au scénario d'exposition (ΔX) est identifiée comme le déterminant principal des résultats (Annexe 10.13).

Morbidité attribuable à l'exposition aux PM_{2,5} infiltrées à l'intérieur des logements depuis l'air extérieur

Scénario « respect des valeurs de référence »

Le respect de la valeur de référence des PM_{2,5} pour l'air extérieur ($= 5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) permettrait d'éviter 8 500 [intervalle interquartile : 820 ; 22 400] cas incidents d'hypertension artérielle chez les adultes attribuables à l'exposition aux particules infiltrées à l'intérieur des logements depuis l'air extérieur (Figure 21 et Annexe 10.12). Les indicateurs de variabilité et d'incertitude de ces résultats recoupent ceux des fardeaux attribuables à l'exposition aux PM_{2,5} à l'intérieur du logement, qui sont la résultante de sources intérieures et de transferts depuis l'extérieur (Figure 19 et Annexe 10.12).



AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive ; point : moyenne ; ligne : médiane ; moustaches : 5^{ème} et 95^{ème} percentiles ; boîte : 25^{ème} et 75^{ème} percentiles ; N : nombre ; YLD : années vécues avec incapacité (years lived with disability). La valorisation en YLD n'a pas été réalisée pour l'hypertension artérielle (Annexe 10.8).

Figure 21. Distribution des estimations des bénéfices sanitaires du scénario « respect des valeurs de référence » pour l'exposition aux PM_{2,5} infiltrées à l'intérieur des logements depuis l'air extérieur

Analyse exploratoire : morbidité attribuable à l'exposition « intégrée » aux PM_{2,5}

Scénario « respect des valeurs de référence »

Les bénéfices sanitaires attribuables au respect des valeurs de références, intérieures et extérieures, pour l'exposition « intégrée » aux PM_{2,5} dans le logement et l'environnement extérieur sont du même ordre de grandeur que ceux obtenus pour l'exposition aux PM_{2,5} à l'intérieur des logements uniquement (Annexe 10.12).

Analyse exploratoire : adaptation des fonctions concentration-risque pour l'estimation de la morbidité attribuable à l'exposition aux PM_{2,5} à l'intérieur des logements

Scénario « respect des valeurs de référence »

L'adaptation des fonctions concentration-risque des PM_{2,5} permettant de réduire les incertitudes liées à leur transposabilité de l'air extérieur vers l'intérieur tend à augmenter les valeurs de risques mobilisées dans les estimations. Cette adaptation méthodologique a donc pour effet d'augmenter les bénéfices sanitaires attribuables aux PM_{2,5} selon le scénario « respect des valeurs de référence » et ce, d'environ 40 % (Annexe 10.12). A titre d'exemple, après adaptation des fonctions, le respect de la valeur de référence des PM_{2,5} (= 9 µg.m⁻³) sur une année donnée permettrait d'éviter 68 800 [29 ; 191 900] cas incidents d'hypertension artérielle chez les adultes, soit une fraction attribuable de 10 % [0 ; 27] (en comparaison de 47 900 [24 ; 133 400] et 7 % [0 ; 19] sans l'adaptation méthodologique des fonctions).

Analyse exploratoire : adaptation des fonctions concentration-risque pour l'estimation de la morbidité attribuable à l'exposition « intégrée » aux PM_{2,5}

Scénario « respect des valeurs de référence »

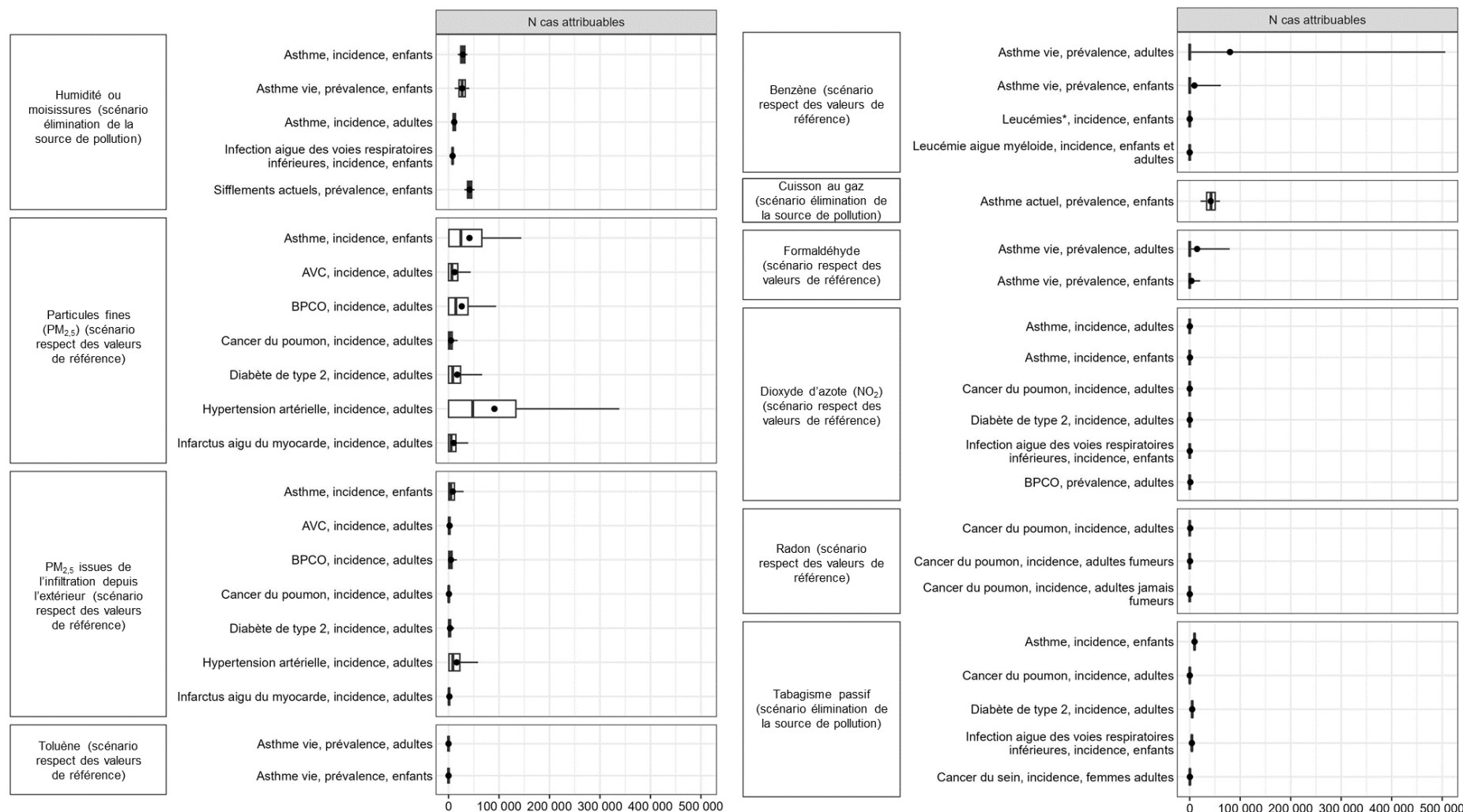
Appliquer l'adaptation des fonctions concentration-risque à l'exposition « intégrée » aux PM_{2,5} amène à l'estimation du fardeau sanitaire la plus élevée en lien avec le caractère

majorant de l'estimation de l'exposition intégrant plusieurs environnements (intérieur et extérieur) combinée à l'augmentation des valeurs de risques mobilisées (Annexe 10.12).

6.11. Synthèse des résultats

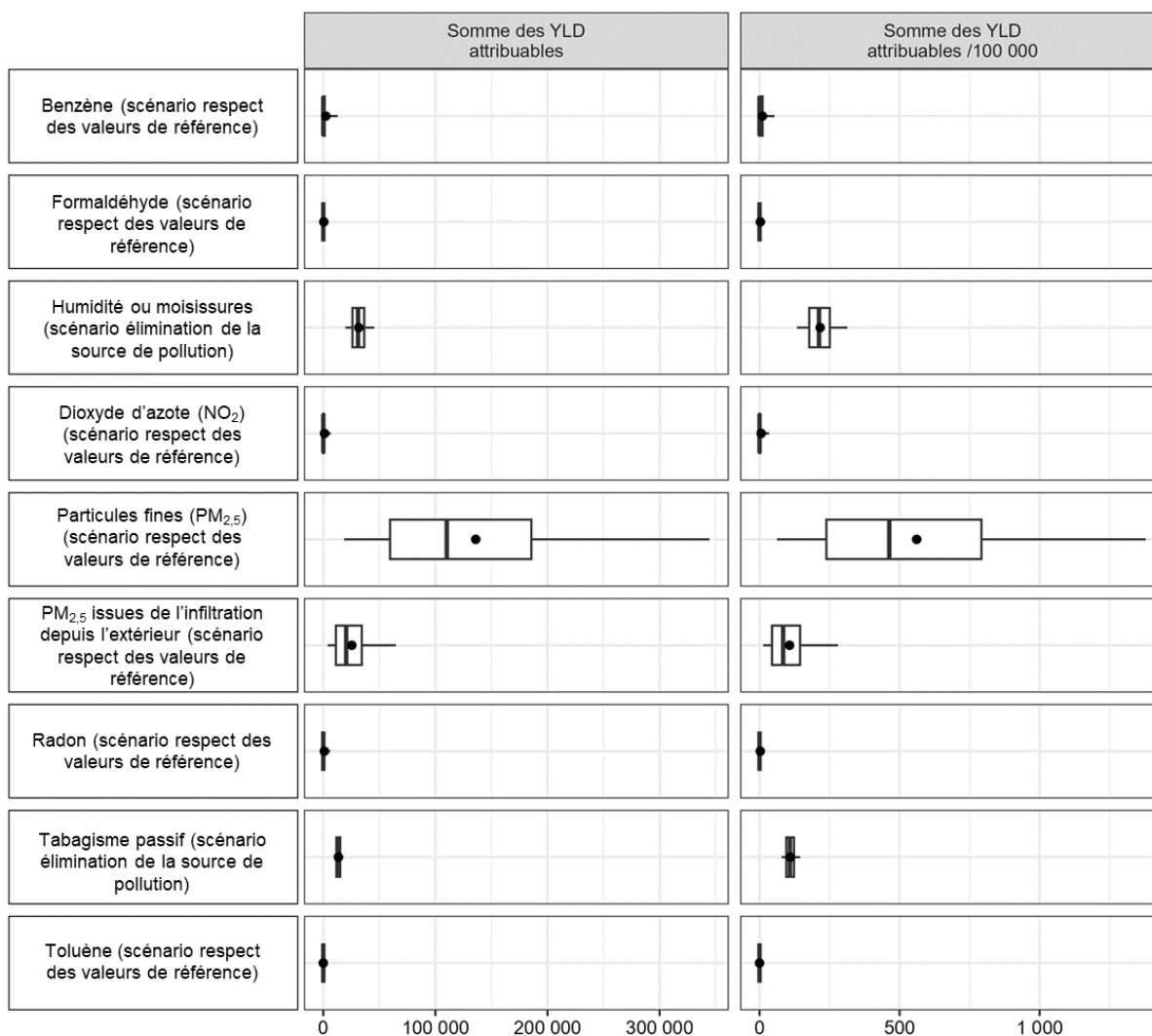
Comme mentionné précédemment, **les nombres de cas attribuables doivent être interprétés comme des estimations non additives du fardeau sanitaire de la pollution de l'air intérieur** ; ils sont en effet différenciés selon les polluants, indicateurs d'exposition et effets sanitaires. La Figure 22 met en parallèle ces résultats sur les mêmes échelles à des fins de comparaison et de lecture transversale, pour le scénario prospectif de réduction de l'exposition à l'intérieur du logement (respect des valeurs de référence ou élimination de la source de pollution). Les fardeaux sanitaires évitables les plus importants en absolu, tant en nombre de cas qu'en diversité d'effets, sont attribuables à la réduction des niveaux de $PM_{2.5}$. Là où les cas attribuables ne peuvent être additionnés ni comparés en absolu en raison du chevauchement des comorbidités et des facteurs de risque, des interactions entre expositions et de l'hétérogénéité des niveaux de sévérité, les nombres d'années vécues avec incapacité (*YLD*) offrent une alternative intéressante en tant que mesure cumulative, intégrée et cohérente du fardeau sanitaire. La Figure 23 met en parallèle les sommes des *YLD*²⁵, totales et standardisées pour 100 000 individus, par polluants et sources selon le scénario prospectif de réduction de l'exposition. Les bénéfices sanitaires les plus importants sont là encore observés pour la réduction des niveaux de $PM_{2.5}$.

²⁵ Pour le benzène, afin de limiter les chevauchements, l'addition des *YLD* des leucémies aiguës myéloïdes (enfants et adultes) et leucémies et lymphomes lymphoblastiques chez l'enfant n'a pas été faite. Les estimations des leucémies aiguës myéloïdes (enfants et adultes) étant quasi nulles, seuls les leucémies et lymphomes lymphoblastiques ont été considérés.



Le monoxyde de carbone n'est pas représenté faute d'indication de variabilité autour de l'estimation d'impact sanitaire. Point : moyenne ; ligne : médiane ; moustaches : 5^{ème} et 95^{ème} percentiles ; boîte : 25^{ème} et 75^{ème} percentiles ; N : nombre ; AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive. Dans certains cas, la boîte et la ligne ne sont pas distinguables, les valeurs étant nulles. * Leucémie aiguë myéloïde et lymphome lymphoblastique.

Figure 22. Distributions des estimations de bénéfices sanitaires, en termes de nombre de cas, du scénario prospectif de réduction de l'exposition



Point : moyenne ; ligne : médiane ; moustaches : 5^{ème} et 95^{ème} percentiles ; boîte : 25^{ème} et 75^{ème} percentiles ; N : nombre ; YLD : années vécues avec incapacité (years lived with disability).

Figure 23. Distributions des estimations de bénéfices sanitaires, en termes d'années vécues avec incapacité (YLD), du scénario prospectif de réduction de l'exposition

6.12. Conclusions

Rappel

Cette estimation des impacts sanitaires de la pollution de l'air intérieur des logements a été réalisée pour sept polluants et trois indicateurs d'exposition en lien avec de multiples effets ou évènements de santé respiratoire, cardiovasculaire et métabolique ainsi que des cancers. Elle couvre ainsi 29 couples polluant-effet ou indicateur-effet (incidence ou prévalence) dans différentes populations (adultes ou enfants) et reflète l'exposition de la population résidant en France continentale sur la période 2020-2023. L'analyse s'appuie notamment sur la base des données issues de la CNL2, et constitue une évolution méthodologique importante en comparaison de la première étude exploratoire de ce type exploitant la CNL1 (Anses et CSTB 2014). En raison de différences majeures entre ces travaux, les résultats obtenus ne sont pas comparables.

Interprétation des résultats

Les estimations fournissent des ordres de grandeur des bénéfices sanitaires attribuables ou évitables grâce à la diminution de la pollution de l'air intérieur dans les résidences principales de France continentale. Les estimations ont été entourées d'une indication d'incertitude et de variabilité, qui peut faire varier les résultats jusqu'à 4 ordres de grandeur selon les expositions, les effets et les scénarios. Cette indication est le reflet des incertitudes et de la variabilité des paramètres d'entrée mobilisés pour les calculs. Elle invite à la précaution dans l'interprétation de certains résultats.

Les estimations des impacts sanitaires ont été conduites séparément pour chaque couple polluant-effet ou indicateur-effet. Les résultats de nombre de cas attribuables doivent être interprétés comme des estimations non additives du fardeau sanitaire associé à chacun des couples considérés. Chaque couple a été évalué isolément, sans prise en compte des interactions ou recouvrements entre expositions ni du chevauchement éventuel des évènements de santé. Néanmoins, des lectures parallèles peuvent être faites entre polluants et pour les mêmes effets ou évènements sanitaires.

Conclusions

Le **scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans » a permis de traduire les bénéfices sanitaires évités** grâce aux évolutions réglementaires, aux changements d'habitudes et aux transformations du parc de résidences principales depuis le début des années 2000²⁶. Ces bénéfices sanitaires ont été estimés à plusieurs dizaines voire centaines de milliers de cas en absolu pour, par ordre décroissant : le toluène, le benzène, le formaldéhyde et les PM_{2,5}.

Les scénarios prospectifs « respect des valeurs de référence » et « élimination de la source de pollution » permettent de quantifier les fardeaux sanitaires encore évitables par le

²⁶ Interdiction ou substitution de certaines substances dans les matériaux, réduction des niveaux de polluants extérieurs, mise en place de l'étiquetage obligatoire des produits de construction, actions de sensibilisation du public et changement de comportements

biais d'une réduction des expositions. **Les fardeaux sanitaires évitables les plus importants ont été observés pour les particules fines (PM_{2,5})**, avec plusieurs dizaines de milliers de cas évitables pour l'incidence d'hypertension artérielle chez les adultes, d'asthme chez les enfants et de BPCO chez les adultes. Les indications de variabilité et d'incertitude autour des résultats se chevauchent selon les analyses réalisées et approches adoptées. Il faut noter que le nombre d'événements de santé examinés en lien avec les PM_{2,5} est le plus important (n=7). Le dioxyde d'azote (NO₂) et le tabagisme passif ont quant à eux été associés à six et cinq effets ou événements sanitaires, respectivement.

Après les particules fines, les polluants et indicateurs d'exposition pour lesquels les estimations de nombre de cas évitables sont les plus élevées, sont l'utilisation du gaz pour la cuisson, la présence d'humidité ou de moisissures et le tabagisme passif. Il est néanmoins délicat de hiérarchiser les polluants sur la seule base du nombre de cas attribuables, dans la mesure où les événements considérés sont de nature différente (des sifflements pour les moisissures au cancer du poumon pour le radon). Des lectures et interprétations parallèles restent possibles pour un même type d'événement de santé, ainsi que la comparaison des estimations des années vécues avec une incapacité (YLD). La lecture des YLD fournit en effet une hiérarchisation plus intégrative des impacts sanitaires. Les bénéfices totaux les plus importants sont observés pour les PM_{2,5}, la présence d'humidité ou de moisissures visibles et le tabagisme passif, suivis par le benzène, le NO₂, le radon et le formaldéhyde²⁷.

Pour certains polluants (radon, benzène, formaldéhyde et dioxyde d'azote), les concentrations moyennes dans les logements sont déjà proches des valeurs de référence avec plus de 75 % des concentrations simulées en dessous du seuil, ce qui se traduit par des bénéfices sanitaires apparemment limités. Cependant, des situations d'exposition élevées, parfois extrêmes²⁸, persistent pour ces polluants et sont mises en visibilité au travers de l'indication d'incertitude et de variabilité autour des résultats, notamment le 95^{ème} percentile. Ainsi, il reste dans l'intérêt de la santé publique de poursuivre les efforts de construction et de mise à jour des valeurs de référence pour des polluants de l'air intérieur, afin de continuer l'amélioration de la qualité de l'air.

L'asthme, qu'il soit évalué en prévalence ou en incidence, est l'effet sanitaire le plus transversal dans les présents travaux. Des fardeaux sanitaires ont en effet pu être estimés pour cinq polluants (benzène, formaldéhyde, NO₂, PM_{2,5} et toluène) et trois indicateurs d'exposition (humidité ou moisissures, cuisson au gaz et tabagisme passif). Le respect de la valeur de référence pour les PM_{2,5} permettrait d'éviter environ 24 000 nouveaux cas d'asthme chez l'enfant sur une année donnée. Des bénéfices comparables seraient attendus avec l'élimination de l'humidité et des moisissures. Enfin, l'absence de tabagisme passif dans le logement permettrait d'éviter près de 10 000 cas. Ces estimations, non cumulatives, permettent d'identifier les polluants à cibler afin d'apporter les bénéfices sanitaires les plus importants chez l'enfant.

²⁷ La valorisation en années vécues avec incapacité (YLD) n'a pas été possible pour l'utilisation de gaz pour la cuisson en l'absence de poids d'incapacité pertinents pour l'événement de santé considéré.

²⁸ Pour ces polluants, les concentrations les plus élevées (95^{ème} percentile et maximum) peuvent être 2 à 10 fois supérieures à la valeur de référence sélectionnée.

7. Résultats de l'évaluation économique de l'impact sanitaire de la pollution de l'air intérieur

Une monétarisation de l'impact sanitaire de la pollution de l'air intérieur est présentée ci-après selon les modalités calculatoires présentées dans le Chapitre 5. **Ces estimations sont à considérer comme des ordres de grandeur.** Les tableaux ci-après présentent les résultats par polluant, par scénario et par effet. Les valeurs nulles sont la résultante du produit des estimations relatives au fardeau sanitaire (parfois proche d'une valeur nulle) avec différents types de coûts. Les résultats détaillés sont visibles en Annexe 10.14.

7.1. Radon

Scénario	Effet ou évènement, population	Coûts directs médicaux (M€)				Coûts indirects / pertes de production (M€)			
		Moyenne	Médiane	P5	P95	Moyenne	Médiane	P5	P95
Respect des valeurs de référence (= 100 Bq.m ⁻³)	Cancer du poumon, adultes	129	0	0	844	43	0	0	279
	Cancer du poumon, adultes fumeurs	86	0	0	548	28	0	0	181
	Cancer du poumon, adultes jamais fumeurs	21	0	0	141	7	0	0	47
Amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans	Cancer du poumon, adultes	187	17	0	911	62	6	0	302
	Cancer du poumon, adultes fumeurs	120	5	0	590	40	2	0	195
	Cancer du poumon, adultes jamais fumeurs	30	2	0	151	10	1	0	50

M€ : millions d'euros ; P : percentile.

Scénario	Effet ou évènement, population	Coûts intangibles, approche du Haut-Commissariat à la Stratégie et au Plan (M€)				Coûts intangibles, approche de Santé publique France (M€)			
		Moyenne	Médiane	P5	P95	Moyenne	Médiane	P5	P95
Respect des valeurs de référence (= 100 Bq.m ⁻³)	Cancer du poumon, adultes	55	0	0	362	9	0	0	59
	Cancer du poumon, adultes fumeurs	37	0	0	235	6	0	0	38
	Cancer du poumon, adultes jamais fumeurs	9	0	0	61	1	0	0	10
Amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans	Cancer du poumon, adultes	80	7	0	391	13	1	0	63
	Cancer du poumon, adultes fumeurs	52	2	0	253	8	0	0	41
	Cancer du poumon, adultes jamais fumeurs	13	1	0	65	2	0	0	10

M€ : millions d'euros ; P : percentile.

7.2. Fumée de tabac environnementale (tabagisme passif)

		Coûts directs médicaux (M€)				Coûts indirects / pertes de production (M€)			
Scénario	Effet ou évènement de santé, population	Moyenne	Médiane	P5	P95	Moyenne	Médiane	P5	P95
Élimination de la source de pollution	Asthme, enfants	336	335	261	414	305	305	237	376
	Cancer du poumon, adultes	21	21	14	27	7	7	5	9
	Cancer du sein, femmes adultes	23	23	9	37	5	5	2	8
	Diabète de type 2, adultes	254	255	141	365	31	32	17	45
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	1	1	1	1	0	0	0	1
Amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans	Asthme, enfants	291	290	203	386	265	263	185	351
	Cancer du poumon, adultes	18	18	11	25	6	6	4	8
	Cancer du sein, femmes adultes	20	20	8	34	4	4	2	7
	Diabète de type 2, adultes	221	220	115	333	27	27	14	41
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	1	1	1	1	0	0	0	1

M€ : millions d'euros ; P : percentile.

		Coûts intangibles, approche du Haut-Commissariat à la Stratégie et au Plan (M€)				Coûts intangibles, approche de Santé publique France (M€)			
Scénario	Effet ou évènement de santé, population	Moyenne	Médiane	P5	P95	Moyenne	Médiane	P5	P95
Élimination de la source de pollution	Asthme, enfants	1 161	1 158	902	1 431	384	383	298	473
	Cancer du poumon, adultes	9	9	6	12	1	1	1	2
	Cancer du sein, femmes adultes	104	104	39	167	34	34	13	55
	Diabète de type 2, adultes	545	547	303	781	180	181	100	259
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	1	1	1	1	0	0	0	0
Amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans	Asthme, enfants	1 007	1 001	701	1 335	333	331	232	442
	Cancer du poumon, adultes	8	8	5	11	1	1	1	2
	Cancer du sein, femmes adultes	90	89	34	150	30	30	11	50
	Diabète de type 2, adultes	474	472	246	714	157	156	82	236
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	1	1	0	1	0	0	0	0

M€ : millions d'euros ; P : percentile.

7.3. Humidité ou moisissures

Scénario	Effet ou évènement de santé, population	Coûts directs médicaux (M€)				Coûts indirects / pertes de production (M€)			
		Moyenne	Médiane	P5	P95	Moyenne	Médiane	P5	P95
Elimination de la source de pollution	Asthme, adultes	241	243	112	361	344	347	160	516
	Asthme, enfants	988	995	637	1 313	898	905	579	1 194
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	2	2	2	3	1	1	1	1
Amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans	Asthme, adultes	57	54	18	107	82	77	25	153
	Asthme, enfants	234	227	91	397	213	207	83	361
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	0	0	0	1	0	0	0	0

M€ : millions d'euros ; P : percentile.

Scénario	Effet ou évènement de santé, population	Coûts intangibles, approche du Haut-Commissariat à la Stratégie et au Plan (M€)				Coûts intangibles, approche de Santé publique France (M€)			
		Moyenne	Médiane	P5	P95	Moyenne	Médiane	P5	P95
Elimination de la source de pollution	Asthme, adultes	893	902	416	1 339	295	298	138	443
	Asthme, enfants	3 414	3 439	2 202	4 540	1 130	1 138	729	1 502
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	1	1	1	2	0	0	0	1
Amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans	Asthme, adultes	213	201	66	396	70	67	22	131
	Asthme, enfants	808	786	315	1 373	268	260	104	454
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	0	0	0	1	0	0	0	0

M€ : millions d'euros ; P : percentile.

7.4. Benzène

Scénario	Effet ou évènement de santé, population	Coûts directs médicaux (M€)				Coûts indirects / pertes de production (M€)			
		Moyenne	Médiane	P5	P95	Moyenne	Médiane	P5	P95
Respect des valeurs de référence (= 2 µg.m ⁻³)	Leucémie aiguë myéloïde, enfants et adultes	0	0	0	0	0	0	0	0
	Leucémies*, enfants	1	0	0	6	0	0	0	0
Amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans	Leucémie aiguë myéloïde, enfants et adultes	0	0	0	0	0	0	0	0
	Leucémies*, enfants	4	2	0	14	0	0	0	1

M€ : millions d'euros ; P : percentile. * Leucémie aiguë myéloïde et lymphome lymphoblastique.

		Coûts intangibles, approche du Haut-Commissariat à la Stratégie et au Plan (M€)				Coûts intangibles, approche de Santé publique France (M€)			
Scénario	Effet ou évènement de santé, population	Moyenne	Médiane	P5	P95	Moyenne	Médiane	P5	P95
Respect des valeurs de référence (= 2 µg.m ⁻³)	Leucémie aiguë myéloïde, enfants et adultes	0	0	0	0	0	0	0	0
	Leucémies*, enfants	2	0	0	12	1	0	0	4
Amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans	Leucémie aiguë myéloïde, enfants et adultes	0	0	0	0	0	0	0	0
	Leucémies*, enfants	7	3	0	28	2	1	0	9

M€ : millions d'euros ; P : percentile. * Leucémie aiguë myéloïde et lymphome lymphoblastique.

7.5. Dioxyde d'azote (NO₂)

		Coûts directs médicaux (M€)				Coûts indirects / pertes de production (M€)			
Scénario	Effet ou évènement de santé, population	Moyenne	Médiane	P5	P95	Moyenne	Médiane	P5	P95
Respect des valeurs de référence (= 20 µg.m ⁻³)	Asthme, adultes	5	0	0	26	8	0	0	38
	Asthme, enfants	19	0	0	101	17	0	0	92
	Cancer du poumon, adultes	8	0	0	33	3	0	0	11
	Diabète de type 2, adultes	7	0	0	36	1	0	0	4
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	0	0	0	0	0	0	0	0

M€ : millions d'euros ; P : percentile.

		Coûts intangibles, approche du Haut-Commissariat à la Stratégie et au Plan (M€)				Coûts intangibles, approche de Santé publique France (M€)			
Scénario	Effet ou évènement de santé, population	Moyenne	Médiane	P5	P95	Moyenne	Médiane	P5	P95
Respect des valeurs de référence (= 20 µg.m ⁻³)	Asthme, adultes	20	0	0	98	7	0	0	32
	Asthme, enfants	66	0	0	350	22	0	0	116
	Cancer du poumon, adultes	3	0	0	14	1	0	0	2
	Diabète de type 2, adultes	14	0	0	78	5	0	0	26
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	0	0	0	0	0	0	0	0

M€ : millions d'euros ; P : percentile.

7.6. Particules fines (PM_{2,5})

Les tableaux ci-dessous présentent les estimations des coûts économiques associés à la morbidité attribuable à l'exposition aux PM_{2,5} à l'intérieur des logements. Les estimations associées à l'exposition aux PM_{2,5} « infiltrées » à l'intérieur des logements depuis l'air extérieur sont visibles en Annexe 10.14.

Scénario	Effet ou évènement de santé, population	Coûts directs médicaux (M€)				Coûts indirects / pertes de production (M€)			
		Moyenne	Médiane	P5	P95	Moyenne	Médiane	P5	P95
Respect des valeurs de référence (= 9 µg.m ⁻³)	Asthme, enfants	1 454	858	0	5 057	1 323	780	0	4 599
	AVC, adultes	935	513	0	3 377	186	102	0	672
	BPCO, adultes	1 612	892	0	5 823	325	180	0	1 173
	Cancer du poumon, adultes	621	342	0	2 283	206	113	0	755
	Diabète de type 2, adultes	889	428	0	3 439	110	53	0	425
	Hypertension artérielle, adultes	660	348	0	2 458	124	65	0	463
	Infarctus aigu du myocarde, adultes	235	117	0	900	20	10	0	78
Amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans	Asthme, enfants	1 557	708	0	5 752	1 416	644	0	5 231
	AVC, adultes	1 074	440	0	4 286	214	88	0	854
	BPCO, adultes	1 871	826	0	7 124	377	166	0	1 435
	Cancer du poumon, adultes	721	292	0	2 839	238	97	0	939
	Diabète de type 2, adultes	1 093	390	0	4 508	135	48	0	557
	Hypertension artérielle, adultes	748	283	0	3 026	141	53	0	570
	Infarctus aigu du myocarde, adultes	269	103	0	1 094	23	9	0	94

AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive ; M€ : millions d'euros ; P : percentile.

Scénario	Effet ou évènement de santé, population	Coûts intangibles, approche du Haut-Commissariat à la Stratégie et au Plan (M€)				Coûts intangibles, approche de Santé publique France (M€)			
		Moyenne	Médiane	P5	P95	Moyenne	Médiane	P5	P95
Respect des valeurs de référence r (= 9 µg.m ⁻³)	Asthme, enfants	5 026	2 965	0	17 478	1 663	981	0	5 783
	AVC, adultes	171	94	0	619	57	31	0	205
	BPCO, adultes	9 880	5 467	0	35 696	3 269	1 809	0	11 811
	Cancer du poumon, adultes	266	146	0	979	43	24	0	159
	Diabète de type 2, adultes	1 905	917	0	7 369	630	304	0	2 438
	Hypertension artérielle, adultes	0	0	0	0	0	0	0	0
	Infarctus aigu du myocarde, adultes	943	469	0	3 609	312	155	0	1 194

		Coûts intangibles, approche du Haut-Commissariat à la Stratégie et au Plan (M€)				Coûts intangibles, approche de Santé publique France (M€)			
Scénario	Effet ou évènement de santé, population	Moyenne	Médiane	P5	P95	Moyenne	Médiane	P5	P95
Amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans	Asthme, enfants	5 381	2 446	0	19 881	1 781	809	0	6 578
	AVC, adultes	197	81	0	785	65	27	0	260
	BPCO, adultes	11 470	5 066	0	43 671	3 795	1 676	0	14 450
	Cancer du poumon, adultes	309	125	0	1 217	50	20	0	198
	Diabète de type 2, adultes	2 342	835	0	9 660	775	276	0	3 196
	Hypertension artérielle, adultes	0	0	0	0	0	0	0	0
	Infarctus aigu du myocarde, adultes	1 079	415	0	4 386	357	137	0	1 451

AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive ; M€ : millions d'euros ; P : percentile.

7.7. Synthèse

Les résultats produits sont des ordres de grandeur dépendants mécaniquement des incertitudes inhérentes à ce type de calcul. Plusieurs constats sont transversaux aux différents scénarios considérés :

- Les coûts sont majoritairement portés par l'impact des particules. Ce résultat émane directement de l'impact sanitaire généré par les PM_{2,5}.
- Les coûts intangibles représentent globalement des volumes monétaires plus importants que les coûts directs ou indirects (jusqu'à 6 fois). Les hypothèses de calculs des coûts intangibles retenues (mobilisation de la valeur du Haut-Commissariat à la Stratégie et au Plan ou de l'approche proposée par Santé publique France) peuvent nuancer cette affirmation.

Ces résultats sont conformes aux tendances observées dans la littérature scientifique en économie de la santé et en particulier concernant l'impact sanitaire de la pollution de l'air intérieur ou extérieur (paragraphe 8.2).

Dans le scénario permettant une valorisation économique du bénéfice sanitaire attribuable au respect des valeurs de référence, il est observé que les actions visant à atteindre ces valeurs de référence pour les PM_{2,5} seraient susceptibles de permettre un gain économique de plus de 80 % en considérant l'ensemble des types de coûts. Par exemple, le coût des nouveaux cas d'asthme chez l'enfant est particulièrement élevé de par la durée de la maladie, tant pour la prise en charge des soins (858 M€) que pour les pertes de production générées par cette maladie (780 M€) (respectivement environ 25 % des coûts directs médicaux et 60 % des coûts indirects des PM_{2,5}). Un constat similaire concernant les coûts médicaux pour les cas de BPCO chez les adultes est observé. Le poids de ces deux maladies en lien avec une exposition aux PM_{2,5} est renforcé par l'observation des coûts intangibles associés.

Le scénario portant sur l'évolution de la qualité de l'air intérieur lors des 20 dernières années souligne l'intérêt d'actions sur cet environnement. Les gains économiques les plus importants portent sur les $PM_{2,5}$ et les maladies précédemment mises en avant. Il est à noter que l'impact économique relatif aux $PM_{2,5}$ s'inscrit dans les mêmes proportions, oscillant en fonction des coûts autour de 80 % de l'impact global.

8. Conclusion et discussion

8.1. Conclusion

Rappel du contexte

Les présents travaux ont estimé la **morbidity attribuable à l'exposition chronique à la pollution de l'air intérieur dans les logements sur la période 2020-2023 en France, ainsi que les coûts économiques associés**. La dernière estimation de ce type exploitait des données du début des années 2000. Dix polluants et indicateurs d'exposition ont été retenus dans le périmètre analytique, en lien avec des effets et événements de santé cardiovasculaires, respiratoires et métaboliques ainsi que de cancer : benzène, dioxyde d'azote, formaldéhyde, humidité ou moisissures, particules fines, monoxyde de carbone, radon, tabagisme passif, toluène et utilisation du gaz pour la cuisson.

L'approche engagée pour la monétarisation de l'impact sanitaire s'appuie sur des canons méthodologiques désormais stabilisés (France Stratégie 2022). La majorité des coûts unitaires a été produite au travers d'une méthode similaire à celle du projet EMAPEC (Medina *et al.* 2025b). Seules deux maladies, le cancer du sein et la leucémie aiguë myéloïde, ont nécessité des approches distinctes, à l'aune des données et moyens disponibles.

Résultats

Les fardeaux sanitaires et coûts associés diffèrent selon les polluants et les événements de santé, reflétant les différents niveaux de concentrations et scénario d'exposition, l'amplitude des fonctions concentration-risque, l'état de santé de la population et les scénarios de coûts appliqués. De même, les résultats sont entourés d'une incertitude plus ou moins large, reflet de la variabilité et des incertitudes des données exploitées. Les travaux ne fournissent pas une estimation précise des fardeaux sanitaires et coûts économiques attribuables à la pollution de l'air intérieur, mais bien une fourchette la plus plausible possible compte tenu des incertitudes associées à l'exercice de quantification des impacts et de leur monétarisation. Ces limites et incertitudes sont discutées en détail par la suite.

Les résultats permettent de mettre en lumière les bénéfices sanitaires obtenus grâce à l'amélioration de la qualité de l'air intérieur dans les logements depuis le début des années 2000, de l'ordre de plusieurs dizaines voire centaines de milliers de cas évités pour le toluène, le benzène, le formaldéhyde, le tabagisme passif, la présence d'humidité ou de moisissures, et les PM_{2,5}. Ces estimations traduisent les bénéfices sanitaires associés aux évolutions réglementaires, aux transformations du parc de résidences principales et aux changements d'habitudes et de comportements des occupants depuis 20 ans.

Parmi les polluants et indicateurs d'exposition examinés et pour les scénarios prospectifs de réduction des expositions, **les particules fines (PM_{2,5}) représentent le fardeau évitable le plus important**, tant en termes de nombre de cas attribuables que d'années vécues avec

incapacité (*YLD*) et en coûts économiques associés. Elles sont suivies, par nombre de cas décroissant, par les signes d'humidité ou de moisissures, la cuisson au gaz et le tabagisme passif. Il est néanmoins délicat de hiérarchiser les polluants sur la seule base du nombre de cas attribuables, dans la mesure où les effets et événements sanitaires considérés diffèrent en nature et en sévérité (des sifflements au cancer du poumon). Par ailleurs, les estimations des impacts ayant été conduites séparément pour chaque polluants ou indicateurs d'exposition et effets, les résultats doivent être interprétés comme des estimations non additives du fardeau sanitaire. Des lectures et interprétations parallèles restent possibles pour un même type d'évènement de santé. La lecture des années vécues avec incapacité (*YLD*) fournit une hiérarchisation plus intégrative des impacts et confirme l'importance relative des polluants suivants : particules fines, humidité ou moisissures, tabagisme passif, benzène, dioxyde d'azote, radon et formaldéhyde.

Les résultats montrent qu'une diminution du fardeau sanitaire est encore possible. En l'occurrence, le respect des valeurs de référence des $PM_{2,5}$, du formaldéhyde, du radon, du benzène et du NO_2 conduirait à des bénéfices sanitaires supplémentaires parfois importants en raison de concentrations élevées, même si ponctuelles, toujours observées dans les logements en 2020-2023.

L'originalité des présents travaux repose sur l'utilisation des données récentes de la CNL2, représentatives des situations d'exposition dans le parc de résidences principales en France continentale pour la période 2020-2023, sur le recours à une approche probabiliste permettant la propagation des incertitudes liées aux données d'entrée et sur une approche de monétarisation bien stabilisée.

Traduction en actions

Les présents travaux identifient la qualité de l'air intérieur dans les logements comme un levier important de santé publique. Ils s'inscrivent en cohérence avec les études du même type dans d'autres environnements, notamment celles de Hulin *et al.* 2024 dans les établissements scolaires, ainsi que les travaux de Medina *et al.* (2025a, 2025b) sur l'air extérieur. En raison du lien causal établi entre pollutions de l'air et effets sanitaires délétères, toute réduction des concentrations, même en deçà des valeurs de référence, est susceptible de contribuer à la diminution du fardeau sanitaire. Toute action visant à réduire les expositions des populations dans les logements, et plus largement dans l'ensemble des environnements intérieurs, peut ainsi générer des bénéfices sanitaires et économiques non négligeables et ce, indépendamment des seuils règlementaires ou des valeurs guides. Par ailleurs, la réduction des concentrations d'un polluant entraînerait, très probablement, une diminution concomitante d'autres polluants qui lui sont corrélés, ce qui souligne l'intérêt d'une approche intégrée de l'amélioration de la qualité de l'air, tenant compte à la fois des environnements intérieurs et extérieurs (en raison des phénomènes de transferts) ainsi que des différentes échelles d'actions possibles, de l'individu à la politique publique.

Les travaux permettent de placer les particules fines ($PM_{2,5}$) de l'air intérieur des logements comme une priorité d'action et de santé, compte tenu de leurs impacts. Selon le NASEM (2024), les sources intérieures peuvent représenter la moitié de l'exposition personnelle totale des individus aux particules, ce qui souligne l'intérêt de stratégies d'amélioration de

la qualité de l'air intégrant l'ensemble des environnements, intérieurs et extérieurs. Cela nécessite néanmoins des actions multiples, en raison de la diversité des sources et de l'hétérogénéité des situations influençant les concentrations en PM_{2,5} (Gauquelin *et al.* 2025; NASEM 2024).

Plus globalement, le « potentiel d'intervention » pour réduire les concentrations et les expositions varie selon les polluants. Le formaldéhyde fait déjà l'objet de restriction d'usages ainsi que d'une surveillance dans certains établissements recevant du public. La dynamique politique et sociétale visant la baisse de la prévalence du tabagisme actif contribue directement à la baisse de l'exposition à la fumée de tabac environnementale. À l'inverse, les leviers de réduction pour le radon, l'humidité et les moisissures peuvent s'avérer coûteux et dépendent en grande partie des caractéristiques du bâti et de l'intervention des propriétaires ou gestionnaires. Bien que certains travaux puissent être éligibles à des primes ou aides de l'Etat, la mise en œuvre concrète de ces mesures reste localisée et hétérogène. Des actions simples et efficaces peuvent être mises en œuvre par les individus pour améliorer la qualité de l'air intérieur dans le logement et les autres environnements intérieurs²⁹ :

- Aérer 10 à 15 minutes par jour même en hiver, et systématiquement lors d'activités émettrices (par exemple, le bricolage), pour renouveler l'air ;
- Réduire les sources de pollutions intérieures :
 - éviter de fumer à l'intérieur,
 - limiter l'usage des bougies, de l'encens et des sprays parfumés,
 - utiliser les produits ménagers de façon raisonnée en suivant les recommandations d'usages,
 - privilégier, quand c'est possible, des matériaux et produits peu émissifs en suivant l'étiquetage des produits de construction ;
- Préserver et entretenir les systèmes de ventilation :
 - ne pas obstruer les entrées et sorties d'air,
 - ne pas couper la ventilation,
 - assurer un entretien régulier des bouches.

8.2. Discussion

8.2.1. Interprétation des résultats

Les estimations proposées doivent s'interpréter à l'échelle populationnelle, comme des valeurs représentatives d'un fardeau de morbidité dans la population selon les scénarios et hypothèses choisis. Les estimations reflètent des fardeaux sanitaires et économiques plausiblement attribuables à la pollution de l'air intérieur des logements dans la population et ce, sous un ensemble d'hypothèses et de choix explicités dans les Chapitres 4 et 5. **Le**

²⁹ Pour plus d'informations : <https://www.oqei.fr/fr/comment-ameliorer-la-qualite-de-lair-interieur> et <https://sante.gouv.fr/sante-et-environnement/batiments/article/qualite-de-l-air-interieur-comment-agir-recommandations>

terme « attribuable » ne doit pas être compris comme « exclusivement causé par », mais comme une estimation de la morbidité associée à une exposition ou du bénéfice sanitaire associé à une réduction de l'exposition (Counil 2021; Greenland 2015). Les estimations proposées ne correspondent pas à une prédiction du risque individuel, ni à une mesure directe, unique et causale. De même, elles ne donnent pas d'indication quant à la dynamique temporelle entre la réduction de l'exposition et le bénéfice observé ou attendu. Les estimations proposées décrivent le fardeau sanitaire et économique attribuable à divers polluants ou sources de pollution dans l'air intérieur des logements³⁰ en réponse aux objectifs initiaux (paragraphe 1.2). Cette exposition résulte à la fois de sources de pollution intérieures et de polluants d'origine extérieure transférés à l'intérieur des logements. Ce fait ne change pas l'interprétation des estimations de fardeau sanitaire, qui sont basées sur une exposition globale ayant lieu dans le logement. Pour les PM_{2,5}, le benzène et le NO₂ en particulier, cette contribution de sources intérieures et du transfert de l'air extérieur est bien établie. Les données exploitées pour les présents travaux ne permettent pas de distinguer la contribution respective des différences sources, des apports extérieurs ou des conditions de ventilation au fardeau sanitaire. Une estimation de la contribution des sources extérieures peut néanmoins être approchée par l'estimation de l'exposition aux PM_{2,5} issues du transfert de l'air extérieur vers l'intérieur des logements. Des travaux internationaux ont tenté cette décomposition de manière plus approfondie (Azimi et Stephens 2020; Liu *et al.* 2023a) ; elle constitue une perspective de travail intéressante afin d'identifier les sources ou conditions les plus pertinentes à cibler à des fins d'actions de réduction de l'exposition.

Il n'est pas possible d'additionner ou agréger les nombres de cas attribuables ou évitables des différents polluants de l'air intérieur, ni de cumuler les cas attribuables à l'exposition à la pollution de l'air intérieur estimés ici avec ceux de la pollution atmosphérique estimés par Medina *et al.* (2025a). Les présents calculs ont considéré les couples polluant-effet et indicateur-effet de manière indépendante et **les interactions ou superpositions entre expositions ou entre événements de santé n'ont pas été prises en compte**. En réalité, estimer l'exposition à un polluant capture aussi, partiellement et indirectement, l'exposition à d'autres polluants présents dans le même environnement et qui lui sont corrélés. Et, bien que les polluants étudiés puissent avoir leur toxicité propre, ils peuvent aussi agir comme des indicateurs du mélange complexe qu'est la pollution de l'air, dont les composantes ne sont pas indépendantes. Dans ce cadre, le projet EMAPEC recommande de ne pas cumuler les résultats et de considérer le plus grand des effets estimés pour un polluant comme une approximation du fardeau combiné. Enfin, il est important de préciser que cette limite de non additivité ne s'applique pas complètement aux années vécues avec incapacité (*YLD*), qui quantifient la durée et l'intensité d'une perte de santé ou qualité de vie plutôt qu'un nombre de cas. Ces indicateurs sont conçus pour présenter un moindre risque de double-comptage ou superposition.

³⁰ Exception faite de l'analyse exploratoire des PM_{2,5} où l'exposition intégrant l'air intérieur et l'air extérieur a été estimée dans un objectif de diminution des incertitudes liées à la transposabilité des fonctions concentration-risque.

Enfin, plusieurs choix ou hypothèses méthodologiques ont été faits tout au long de cet exercice d'estimation des impacts sanitaires et économiques de la pollution de l'air intérieur. Lorsque c'était possible, les incertitudes associées ont été traduites de manière quantitative et présentées sous la forme de fourchettes de résultats. Les incertitudes difficilement ou non quantifiables sont discutées dans ce chapitre. **Les présents résultats sont donc à lire comme des ordres de grandeur de l'indication, la plus plausible possible, du fardeau sanitaire et économique de la pollution de l'air intérieur des logements.**

8.2.2. Rôle prédominant des PM_{2,5}

Rappel des conclusions

Parmi les polluants et indicateurs examinés, et pour les scénarios choisis, **les particules fines (PM_{2,5}) représentent le fardeau sanitaire le plus important**, en lien avec des concentrations intérieures fréquemment supérieures à la valeur guide de qualité d'air intérieur (VGAI) de 9 µg.m⁻³ (Anses 2026). L'ensemble des analyses, principales et exploratoires, menées pour les PM_{2,5} et considérant l'atteinte d'une valeur de référence présentent des indications de variabilité et d'incertitude qui se chevauchent, renforçant la robustesse de cette conclusion.

Cohérence avec la littérature internationale

L'importance du fardeau sanitaire attribuables aux PM_{2,5} de l'air intérieur des logements dans les présents travaux est cohérente avec la littérature internationale (Asikainen *et al.* 2016; Belias et Licina 2024; Chan *et al.* 2016; Liu *et al.* 2023a; Logue *et al.* 2012; Yang *et al.* 2024). La précédente étude de ce type en France avait déjà identifié les particules fines comme les contributrices principales au fardeau sanitaire et économique de la pollution de l'air intérieur (Anses et CSTB 2014). Les résultats ne peuvent malheureusement pas être comparés en absolu, car les contextes d'exposition (localisations, usages de combustions solides, pollution atmosphérique) et les méthodes (estimation de l'exposition, scénario et format de valorisation des impacts) diffèrent.

En Chine pour l'année 2017, les PM_{2,5} contribuaient à près de 80 % du fardeau sanitaire en morbidité et mortalité de la pollution de l'air intérieur (vs. neuf autres polluants), suivies par le CO, le radon, le benzène et le NO₂ (Liu *et al.* 2023a). Les particules de sources intérieures contribuaient 18,3 % plus que celles d'origine extérieure et les DALY attribuables aux polluants de l'air intérieur étaient 9,5 % supérieurs à ceux de l'air extérieur. Il faut noter que l'agrégation des DALY par polluant augmente mécaniquement la part relative des PM_{2,5} au fardeau sanitaire en raison du nombre d'effets et d'évènements de santé considérés (6 pour les particules vs. ≤4 pour les autres polluants). Néanmoins, cette pratique ne modifie pas la conclusion d'un impact plus important des PM_{2,5} pour un évènement donné.

En comparant les bénéfices sanitaires de plusieurs scénarios de ventilation, de filtration et de contrôle des sources intérieures dans les logements en Europe, Asikainen *et al.* (2016) ont également rapporté une domination des PM_{2,5} au fardeau sanitaire, avec 78 % des DALY totaux. Suivaient le radon, l'humidité ou les moisissures, la fumée de tabac environnementale et les COV. Comme pour Liu *et al.*, les évènements de santé étudiés en

lien avec les PM_{2,5} étaient plus nombreux que pour les autres polluants (4 et ≤3, respectivement).

Enfin, dans Chan *et al.* (2016), les PM_{2,5} représentaient également le plus grand fardeau sanitaire en comparaison des COV et ce, pour les environnements intérieurs autres que le logement : écoles, bureaux et commerces.

Discussion générale

Plusieurs points expliquent l'importance des PM_{2,5} dans l'impact sanitaire de la pollution de l'air intérieur. D'abord, au contraire des autres polluants, les concentrations en PM_{2,5} sont fréquemment au-dessus des valeurs de référence retenues dans les scénarios d'exposition. Cette observation est par ailleurs faite dans l'ensemble des études de la littérature, quelle que soit la localisation. Ensuite, les particules disposent d'un plus grand nombre de fonctions concentration-risque issues de la littérature examinant l'air extérieur, et donc d'événements de santé, ce qui tend à amplifier leur part relative dans le fardeau total. Enfin, il est possible qu'une partie du fardeau attribuable aux PM_{2,5} reflète celui d'un mélange de polluants qui leurs sont corrélés, plutôt que les impacts intrinsèques des particules.

Mise en perspective

Cette conclusion s'inscrit dans une cohérence de fond avec les estimations de la morbidité attribuable à la pollution atmosphérique (PM_{2,5} et NO₂) en France, où les bénéfices sanitaires d'une diminution de l'exposition à la pollution atmosphérique sont également dominés par les particules fines (Medina *et al.* 2025a). Comme pour l'air intérieur, ce résultat s'explique par des niveaux de NO₂ déjà inférieurs aux valeurs guides de l'OMS (2021) sur une grande partie de la France et des bénéfices sanitaires circonscrits aux grandes zones urbaines. Cette mise en perspective est uniquement narrative et n'implique pas de cumul entre les impacts de l'air intérieur et de l'air extérieur (non additifs).

8.2.3. Autres polluants et indicateurs d'exposition

Rappel des conclusions

Après les PM_{2,5}, ce sont les indicateurs d'exposition qui montrent les fardeaux sanitaires attribuables les plus élevés : fumée de tabac environnementale (i.e. tabagisme passif), signes d'humidité ou moisissures visibles et utilisation du gaz pour la cuisson. Pour les autres polluants (radon, benzène, formaldéhyde et NO₂), les concentrations moyennes dans les logements sont déjà proches des valeurs de référence avec plus de 75 % des concentrations en dessous de ce seuil, ce qui se traduit par des bénéfices sanitaires apparemment limités. Cependant, des situations d'exposition élevées, parfois extrêmes²⁸, persistent pour ces polluants et sont mises en visibilité au travers de l'indication d'incertitude et de variabilité autour des résultats.

Comparaison avec la littérature

Dans la littérature, les fardeaux les plus élevés (hors PM_{2,5}) sont généralement attribués au radon et au tabagisme passif³¹. Viennent ensuite les contributions du benzène, du

³¹ Hors vapotage.

formaldéhyde et de la pollution due à l'humidité ou aux moisissures. Là encore, les résultats de la littérature doivent être comparés avec prudence, car les contextes d'exposition (localisations, périodes de temps, usages de combustions solides, pollution atmosphérique) et les méthodes (estimation de l'exposition, scénario et expression des résultats) diffèrent.

Le radon est l'un des polluants de l'air intérieur les mieux documentés dans la littérature épidémiologique et il est également celui pour lequel les estimations d'impacts sanitaires sont les plus nombreuses (paragraphe 2.3.2). En France, les travaux de Catelinois *et al.* (2006) puis d'Ajrouche *et al.* (2018) ont estimé que l'exposition résidentielle au radon serait responsable de 2 000 à 3 000 décès par cancer du poumon chaque année, soit près de 10 % de la mortalité associée à cette pathologie. Seulement un tiers de ces décès étaient dus à des niveaux d'exposition supérieurs à 100 Bq.m⁻³, valeur guide l'OMS choisie dans les présents travaux. La fraction attribuable des cas incidents estimée ici (2 %) est relativement cohérente avec ces résultats. De plus, Ajrouche *et al.* (2018) rapportaient que 75 % des décès par cancer du poumon attribuables au radon survenaient chez les fumeurs actuels. Dans les présents travaux examinant l'incidence, cette proportion atteint 70 %. Ainsi, les résultats de fardeau sanitaire du radon résidentiel sont cohérents en France et ce, malgré les différences méthodologiques d'estimation de l'exposition (les fonctions concentration-risque appliquées étaient similaires).

La fumée de tabac environnementale (tabagisme passif) serait responsable de 7-8 % des cas prévalents d'asthme chez les enfants en Chine (Sun *et al.* 2019) et 5 % des cas incidents d'asthme chez les adultes en Finlande (Rumrich et Hänninen 2015). Les présents résultats sont cohérents, avec une fraction attribuable de 5 % des cas incidents d'asthme chez les enfants. Aux Pays-Bas, Schram-Bijkerk *et al.* (2013) ont estimé qu'entre 2 et 11 % des cas de cancer du poumon seraient attribuables au tabagisme passif, en cohérence avec les présents travaux (3 %). En considérant l'ensemble des effets et événements de santé qui lui sont associés, le tabagisme passif contribuerait à environ 4 % du fardeau sanitaire total de la pollution de l'air intérieur, exprimé en DALY, selon les scénarios de Asikainen *et al.* (2016).

Concernant le formaldéhyde, Santé publique France avait estimé que le respect de la valeur réglementaire de 30 µg.m⁻³ dans les établissements scolaires permettrait d'éviter près de 12 000 cas prévalents d'asthme chez les enfants de 6 à 11 ans, correspondant à une fraction attribuable de 2 % (Hulin *et al.* 2024). Dans les présents travaux, le même scénario appliqué aux logements permettrait d'éviter <1 % de ces cas en moyenne, en raison des moindres niveaux de concentrations observés. En effet, Hulin *et al.* (2024) rapportaient que 21 % des écoles élémentaires présentaient au moins une salle de classe avec un dépassement de la valeur réglementaire alors que seulement 8 % des logements seraient concernés. En Angleterre en 2019, il a été estimé que le respect de la valeur de 50 µg.m⁻³ dans le logement permettrait d'éviter 2,5 % [1,3-3,9] des cas prévalents d'asthme chez les enfants <14 ans (Clark *et al.* 2023). La différence avec les présents travaux s'explique en partie par des niveaux de concentrations supérieurs (en moyenne, 22,8 µg.m⁻³ dans les logements anglais et 15,5 µg.m⁻³ dans les logements français).

Les signes d'humidité et/ou les moisissures visibles seraient responsables de 1 à 4 % des cas incidents d'asthme chez les enfants et les adultes en Finlande et en Angleterre (Clark *et al.* 2023; Rumrich et Hänninen 2015). Dans les présents travaux, les fractions attribuables estimées pour l'incidence de l'asthme dans ces deux populations sont supérieures (entre 12 et 14 %), notamment en lien avec une prévalence d'exposition plus élevée en France. Cette dernière est plus proche de celle retrouvée aux Etats-Unis, en Australie ou en Chine (Knibbs *et al.* 2018; Mudarri 2016; Sun *et al.* 2019). Pour la même raison, l'estimation de l'impact sanitaire des moisissures visibles dans les établissements scolaires réalisée par Hulin *et al.* (2024) rapportait près de 8 000 cas d'asthme prévalents chez les enfants en comparaison des 27 000 cas moyens estimés dans les présents travaux. La présence de moisissures a en effet été détectée dans 24 % des logements alors que seulement 6 % des écoles maternelles et élémentaires seraient concernées. Dans les logements des participants de la cohorte Constances, la prévalence des moisissures visibles s'élevait à 22 %, en cohérence avec les observations de la CNL2 (Tsiavia *et al.* 2025).

Discussion générale

Le radon et le tabagisme passif apparaissent comme des contributeurs majeurs du fardeau sanitaire de la pollution de l'air intérieur du fait de leur association avec des événements souvent graves, voire mortels. Pour ces polluants et ces effets sanitaires, la causalité est bien établie et les incertitudes des fonctions concentration-risque relativement limitées. A l'inverse, l'humidité et les moisissures génèrent des effets moins sévères sur la santé respiratoire mais beaucoup plus fréquemment observés dans la population, ce qui augmente l'estimation de leur fardeau attribuable. Malgré un lien causal reconnu, l'association entre humidité ou moisissures et santé est plus complexe à appréhender car moins spécifique que celles d'autres polluants. De plus, la précision de l'estimation de l'exposition est moindre avec un indicateur d'exposition catégoriel qualitatif, en comparaison de mesures de concentrations continues. Les incertitudes autour des fonctions concentration-risque sont en conséquence plus importantes.

Certains polluants ou indicateurs d'exposition peuvent apparaître comme ayant des impacts limités car leurs estimations reposent sur un nombre réduit d'événements de santé. Pour le radon, seul le cancer du poumon est comptabilisé. Pour le benzène, il s'agit des leucémies et de l'asthme. De manière générale, une partie du fardeau sanitaire peut donc être non quantifiée en raison de l'absence de fonctions concentration-risque et des autres données nécessaires.

La définition de l'exposition et du scénario joue également un rôle important dans la variabilité et l'amplitude des résultats. Pour les indicateurs d'exposition désignant la présence d'une pollution, l'élimination de la source polluante correspond à un scénario d'exposition majorant les estimations du fardeau attribuable, en comparaison de l'atteinte d'une valeur de référence non nulle. Cette dernière pour le radon, le formaldéhyde, le benzène et le NO₂ n'est pas fréquemment dépassée dans les travaux, ce qui conduit mécaniquement à des fardeaux sanitaires apparemment limités. Ainsi, modifier le scénario modifierait très probablement les conclusions. D'autres options de définition sont possibles et constituent des perspectives de travail intéressantes.

8.2.4. Limites, incertitudes et forces des travaux

Les limites et incertitudes introduites par les choix et hypothèses méthodologiques faits tout au long de cet exercice d'estimation des impacts sanitaires et économiques de la pollution de l'air intérieur sont discutées dans les paragraphes suivants. A la lumière de ces limites et incertitudes, il convient de rappeler que les résultats proposés doivent s'interpréter à l'échelle populationnelle et reflètent des fardeaux plausiblement attribuables à la pollution de l'air intérieur des logements. Ici, le terme « attribuable » ne doit pas être compris comme « exclusivement causé par ».

Périmètre analytique

Les présents travaux ne fournissent pas une évaluation exhaustive du fardeau sanitaire attribuable à l'ensemble de la pollution de l'air intérieur. Une part du fardeau sanitaire réel demeure non quantifiée, reflet des limites actuelles des connaissances et des données ainsi que de certains choix méthodologiques. En ce sens, les résultats des présents travaux ne correspondent qu'à une estimation partielle du fardeau sanitaire de la pollution de l'air intérieur dans son ensemble.

Les travaux se sont concentrés sur des **indicateurs de morbidité (prévalence ou incidence)**. Ce choix permet de rendre compte des premières conséquences sanitaires de l'exposition à la pollution de l'air intérieur, en incluant des maladies ou événements de santé qui n'entraînent pas nécessairement le décès mais peuvent affecter durablement l'état de santé et la qualité de vie des populations. Ce choix est cohérent avec la littérature épidémiologique examinant les effets sanitaires de la pollution de l'air intérieur, qui repose majoritairement sur des indicateurs de morbidité. Dans le futur, la considération des indicateurs de mortalité constituerait une mise à jour pertinente et complémentaire aux présents résultats.

Le périmètre analytique a été défini sur une **sélection ciblée de polluants et indicateur de pollution de l'air intérieur**, déterminée par la disponibilité de données d'exposition représentatives des logements en France et la possibilité de quantifier leurs impacts sanitaires et les coûts associés : fonctions concentration-risque, données de l'état de santé en population et données socioéconomiques. Plusieurs substances ou sources de l'air intérieur des logements et potentiellement dangereuses pour la santé n'ont ainsi pas été analysées, faute de données. C'est le cas de certains pesticides, de certains composés organiques volatils, de sources émergentes (comme le vapotage) ou plus globalement, des substances ayant des propriétés perturbatrices endocriniennes. Leur non inclusion dans le périmètre analytique ne reflète pas l'absence d'impact sanitaire.

Les travaux se sont intéressés à un **environnement intérieur en particulier : le logement**. Compte tenu du temps important passé au domicile, ce dernier constitue un lieu majeur pour l'exposition chronique des populations. De plus, les données disponibles pour cet environnement étaient récentes et de qualité, notamment *via* la CNL2. Les autres environnements intérieurs (écoles, bureaux, transports...) et leur agrégation avec le logement peuvent être considérés comme des perspectives de travail particulièrement

pertinentes. Les expositions à l'intérieur des établissements scolaires ont d'ores et déjà fait l'objet d'une estimation d'impact sanitaire (Hulin *et al.* 2024).

Les fonctions concentration-risque ont été identifiées par le biais d'un état des lieux de la littérature fournissant des estimations de fardeau sanitaire de la pollution de l'air intérieur. Une revue de la littérature spécifiquement axée sur les études épidémiologiques examinant les associations entre pollution et santé aurait identifié d'autres fonctions concentration-risque et d'autres effets ou événements sanitaires.

Estimation de l'exposition et définition des scénarios

Approches de l'estimation de l'exposition

L'estimation de l'exposition a reposé sur des mesures de concentrations hebdomadaires en situation réelle d'exposition dans la CNL2, couplées à des poids de redressement de l'échantillon afin que ces concentrations soient représentatives du parc de résidences principales en France continentale (Ramalho *et al.* 2025). Certes les logements n'ont été mesurés qu'une seule fois, mais la bonne couverture saisonnière (été 30 %, hiver 40 % et printemps/automne 30 %) et le redressement de l'échantillon renforcent la validité externe des distributions de concentrations exploitées dans les travaux pour estimer une exposition chronique. La variabilité des concentrations entre logements a été prise en compte dans l'approche probabiliste.

L'estimation de l'exposition dans les logements a été obtenue en pondérant les concentrations mesurées dans la CNL2 par la fraction de temps passé dans le logement. Cette approche permet de rapprocher les concentrations mesurées des situations d'exposition effectivement vécues par les occupants. Toutefois, cette pondération peut apparaître superflue pour les fonctions concentration-risque reposant directement sur des concentrations observées dans le logement (Darby *et al.* (2005) pour le radon ; Liu *et al.* (2023b) pour le formaldéhyde) ou introduire une forme de redondance dans l'analyse exploratoire adaptant les fonctions concentration-risque des PM_{2,5}. Les analyses de sensibilité globale montrent que l'influence de cette pondération est généralement en deçà de celle des autres paramètres. Cela pourrait s'expliquer par la fraction de temps passé au domicile, relativement élevée et homogène dans la CNL2. Il convient de souligner que cette observation est à nuancer dans le cas des PM_{2,5}, ce qui justifierait d'examiner plus finement l'impact de cette pondération dans une perspective de travail.

Certains des polluants et indicateurs d'exposition, considérés séparément dans les présents travaux, se chevauchent. Par exemple, la cuisson au gaz et le tabagisme passif sont des sources connues de NO₂, de particules fines et de composés organiques volatils, dont le benzène, dans l'air intérieur. De même, la présence d'humidité ou de moisissures présente un recoupement pratique et conceptuel avec l'indicateur de présence de moisissures. Le risque de superposition partielle des expositions, et donc des impacts sanitaires associés, ne peut donc pas être évité et ce, même si les événements de santé examinés ne sont pas identiques. Pour cette raison, il convient de rappeler qu'il n'est pas possible d'additionner ou agréger les nombres de cas attribuables ou évitables des différents polluants de l'air intérieur.

Il est finalement important de préciser que les données exploitées dans les travaux ne permettent pas de faire d'hypothèse quant à l'estimation des expositions aux polluants de l'air intérieur en dehors de la France continentale (notamment dans les territoires ultra-marins) ou dans d'autres environnements intérieurs que le logement. De même, il n'est pas possible d'inférer sur les estimations des expositions à des échelles infra, qu'elles soient géographiques (régionale ou départementale, notamment pour le radon ; au sein de sous-groupes spécifiques, notamment défavorisés) ou temporelles (court terme). La contribution respective des sources intérieures, des apports depuis l'air extérieur ou des conditions de ventilation à l'exposition des populations ne peut pas non plus être caractérisée. Ces éléments constituent néanmoins des perspectives d'amélioration et d'approfondissement pour les futurs travaux de ce type.

Données exploitées

Deux indicateurs d'exposition (tabagisme passif et utilisation du gaz pour la cuisson) proviennent de questionnaires déclaratifs, qui peuvent induire des biais de déclaration – par exemple, des individus malades pourraient rapporter différemment leurs expositions par rapport à des non malades. Néanmoins, les modalités de recueil réduisent la possibilité d'un biais différentiel. Les questions posées portaient sur des faits, concrets et facilement observables (présence de fumeurs dans le domicile et type d'énergie utilisé pour la cuisson), sans mention de la notion d'exposition. Dans la CNL2, l'influence de l'état de santé sur les déclarations est minimisée puisque les questionnaires relatifs à la santé n'ont été administrés qu'à la fin de la semaine d'enquête. De plus, une incertitude intrinsèque autour de ces données a été prise en compte dans l'approche probabiliste. Les autres indicateurs d'exposition (présence d'humidité ou de moisissures visibles) ont été documentés à partir de données collectées par des enquêteurs formés et sont donc moins sensibles au biais de déclaration, bien qu'une variabilité ou une erreur ne soit pas impossible. Là encore, une incertitude intrinsèque a été appliquée dans les calculs. Enfin, l'ensemble des indicateurs d'exposition issus de la CNL2 ont bénéficié du redressement de l'échantillon. Les poids de redressement ayant été conçus pour assurer une représentativité du parc de résidences principales, leur application à des données décrivant des caractéristiques du logement (humidité, moisissures et utilisation du gaz) a été considérée pertinente. Cette application des poids de redressement aux données relatives aux équipements et comportements, individuels ou sociaux, a fait l'objet de discussions méthodologiques. Dans les présents travaux, un choix pragmatique a été retenu en utilisant la CNL2 pour les indicateurs représentant l'état ou les caractéristiques du logement (humidité, moisissures et utilisation du gaz), afin de limiter les risques de biais d'interprétation. La prévalence du tabagisme passif, exposition dépendante de comportements individuels ou sociaux, a été estimée à partir d'une source externe dédiée.

Comme pour les autres polluants, les mesures de radon réalisées dans le cadre de la CNL2 permettent d'appréhender la distribution de l'activité volumique maximale sur l'ensemble des résidences principales de France continentale et ce, même si la CNL2 rassemble une proportion plus élevée de communes classées en potentiel radon de catégorie 3 en comparaison de la répartition nationale. L'activité volumique médiane mesurée dans la

CNL2 apparaît seulement légèrement inférieure à celle rapportée par l'ATLAS RADON entre 1982 et 2000 (40 et 50 Bq.m⁻³, respectivement). De même, les niveaux moyens entre les deux CNL demeurent globalement comparables. Cela n'implique pas que les données de la CNL2 soient inadaptées à l'estimation de l'exposition pour une évaluation d'impact, puisque l'objectif est d'être représentatif du parc résidentiel dans son ensemble, et non de caractériser finement des situations locales.

Influence de l'exposition et des scénarios sur les résultats

Les analyses de sensibilité globale indiquent que **les concentrations, les prévalences d'exposition et les définitions des scénarios sont généralement les paramètres les plus influents sur la variabilité des résultats de fardeau sanitaire**. De manière générale, le choix des métriques et données d'exposition ainsi que les hypothèses faites pour les scénarios constituent souvent les principaux déterminants de variabilité des estimations de fardeau sanitaire (GBD Risk Factors Collaborators 2020; Lehtomäki *et al.* 2025; Medina *et al.* 2025a). Le scénario « respect des valeurs de référence » a été choisi ici pour fournir un objectif cohérent et atteignable d'amélioration de la qualité de l'air intérieur. Par ailleurs, l'utilisation de valeurs de référence reposant, au moins partiellement, sur des critères sanitaires apparaissait comme particulièrement pertinente. La considération d'un autre scénario, plus ou moins restrictif, modifierait les résultats quantitatifs. Par contre, la conclusion du rôle prépondérant des particules fines dans le fardeau sanitaire de la pollution de l'air intérieur resterait très probablement inchangée. Afin d'appréhender quantitativement l'impact du choix du scénario sur les résultats, une perspective de travail consisterait à l'intégrer comme paramètre dans l'approche probabiliste.

Le scénario « élimination de la source de pollution » considéré pour les indicateurs d'exposition est une référence théorique utile mais peut apparaître comme peu pertinent, voire irréaliste, pour les expositions relevant de pratiques ou comportements des individus. Les « potentiels d'intervention » pour réduire ou éliminer ces expositions varient grandement selon les contextes, les populations et les individus. L'élimination totale des polluants émis par la cuisson au gaz ainsi que des signes d'humidité ou de moisissures dans les logements semblent peu plausibles et difficilement atteignables à l'échelle de la population. Des définitions alternatives de scénario, basées sur des réductions partielles, sont possibles et apparaissent comme plus opérationnelles à visée d'action publique. Par exemple, Asikainen *et al.* (2016) ont préféré considérer des baisses de prévalence d'exposition (-90 % de fumée de tabac environnementale et -50 % d'humidité) dans leurs analyses. L'adoption de tels scénarios modifierait les estimations d'impact à la baisse.

Enfin, les scénarios d'exposition ont été appliqués comme une variation « immédiate » sur une année donnée, toutes choses égales par ailleurs, entre deux situations d'exposition. Dans les faits, ces scénarios résultent d'un processus progressif et continu, parfois sur une longue période. L'estimation du bénéfice sanitaire associé doit être interprétée comme une estimation globale, qui ne reflète pas la dynamique temporelle réelle entre exposition et impact. Le bénéfice sanitaire associé ne doit pas non plus être compris comme « exclusivement causé par ». En particulier, l'amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans résulte d'une combinaison de facteurs comportementaux, sociétaux,

environnementaux et technologiques (évolutions réglementaires, transformations du parc de résidences principales et changements d'habitudes ou de pratiques), dont les contributions ne peuvent pas être démêlées.

Fonctions concentration-risque

Rappel des méthodes

Les fonctions concentration-risque issues d'organismes reconnus et fondées sur des méta-analyses incluant des localisations européennes ont été privilégiées, afin de garantir l'applicabilité aux objectifs ainsi qu'une certaine cohérence méthodologique avec la littérature. Ces fonctions ont été dérivées d'études épidémiologiques examinant des populations, des contextes d'exposition et des mélanges de polluants pouvant différer de ceux des présents travaux. Leur application repose donc sur une transposabilité, plus ou moins importante selon les polluants, constituant une source d'incertitude.

L'état des connaissances n'a pas identifié de fonctions concentration-risque spécifiquement développées pour l'air intérieur pour les $PM_{2,5}$, le benzène et le NO_2 , mais uniquement des fonctions examinant l'air extérieur. En conséquence, la transposabilité de ces fonctions de l'air extérieur à l'air intérieur a été retenue en première intention. Elle est généralement appliquée, bien que peu étayée, dans la littérature (Chapitre 2). Cette approche est empreinte d'incertitudes et de limites, discutées plus en détails ci-dessous, mais demeure défendable en l'absence de fonctions spécifiques à l'air intérieur suffisamment robustes. Elle permet en outre de documenter le fardeau sanitaire associés aux polluants concernés, tout en explicitement l'hypothèse retenue et les incertitudes qui lui sont associées.

Pour les $PM_{2,5}$, des analyses approfondies visant à réduire ces incertitudes ont été menées, en suivant les approches identifiées comme prometteuses par le COMEAP (2025). Elles ont été appliquées pour les $PM_{2,5}$ uniquement car elles sont explicitement discutées comme cas d'étude par le COMEAP (2025) et soulèvent davantage de questions conceptuelles par leur nature plus hétérogène que le NO_2 et le benzène.

Une analyse a consisté à estimer l'exposition aux $PM_{2,5}$ issues du transfert de l'air extérieur vers l'intérieur des logements ; cette approche respecte au plus près le cadre de validité des fonctions concentration-risque en rapprochant l'exposition effectivement estimée de l'indicateur retenu pour l'élaboration de la fonction. Elle considère que la part du fardeau, liée aux $PM_{2,5}$ émises par des sources intérieures, est non quantifiable en l'absence de fonction concentration-risque spécifiquement dérivées pour les particules de l'air intérieur.

Une analyse exploratoire a consisté à estimer l'exposition « intégrée » tenant compte de différents environnements (intérieur du logement et extérieur à proximité). Une autre a consisté à adapter les fonctions concentration-risque afin de les exprimer, non plus pour un incrément de concentration extérieur, mais pour un incrément d'exposition individuelle.

Transposabilité des fonctions de l'air ambiant à l'air intérieur

a) L'hypothèse générale de transposabilité est en partie confortée par les transferts, connus et attendus, de l'air extérieur vers l'air intérieur. Dans les études épidémiologiques examinant la pollution atmosphérique, les concentrations extérieures sont considérées

comme des bons indicateurs de l'exposition réelle des individus, qu'elle ait lieu à l'intérieur ou à l'extérieur, aux polluants émis par des sources extérieures. Ces fonctions ont été appliquées à une estimation de l'exposition ayant lieu à l'intérieur dans les présents travaux, recoupant donc partiellement l'indicateur initialement considéré (les concentrations extérieures) en raison des transferts.

Les PM_{2,5} soulèvent beaucoup de questions conceptuelles par leur nature plus hétérogène que le NO₂ et le benzène, les deux autres polluants pour lesquels la transposabilité des fonctions concentration-risque peut être questionnée. La relation entre les concentrations de particules et l'exposition réelle est attendue différente entre les environnements intérieurs et extérieurs en raison de l'hétérogénéité des niveaux de concentrations du fait des potentielles et nombreuses sources intérieures de particules. Selon le NASEM (2024), les sources extérieures peuvent représenter la moitié de l'exposition personnelle totale des individus aux particules, même si la majorité du temps est passé à l'intérieur, ce qui soutient partiellement la transposabilité pour les PM_{2,5}. Pour contrecarrer cette limite dans les présents travaux, la recommandation du COMEAP (2025) de modifier la fonction concentration-risque a été appliquée dans une analyse exploratoire sur le modèle de Milner *et al.* (2017) et Azimi et Stephens (2020). Il est important de souligner que cette adaptation se fait au prix de nouvelles incertitudes et limites liées aux données nécessaires à sa réalisation.

b) La transposabilité directe des fonctions se base sur l'hypothèse d'une toxicité équivalente des polluants quelle que soit leur origine, intérieure ou extérieure. Dans le même esprit, la transposabilité des fonctions sous-entend que les concentrations de NO₂, de benzène de PM_{2,5} agissent comme des marqueurs du même aérosol ou mélange de polluants dans l'environnement intérieur qu'à l'extérieur.

Pour les PM_{2,5}, l'hypothèse de toxicité équivalente doit être complétée par celle de la similarité des distributions granulométriques. Les travaux épidémiologiques récents vont dans le sens d'effets différenciés des particules selon leur source, leur taille et leur composition (Anses 2019b; US EPA 2019). La toxicologie expérimentale l'a par ailleurs démontré, mais la littérature épidémiologique est soumise aux limites des corrélations entre composés et leur corrélation avec la masse totale des PM_{2,5}. L'amplitude du risque pourrait ainsi être différente selon les sources, tailles ou compositions.

En l'absence d'informations quantitatives permettant d'adopter une approche spécifique de toxicité différentielle des polluants ou de l'aérosol qu'ils représentent, les présents travaux acceptent l'hypothèse de toxicité équivalente comme l'ont fait Milner *et al.* (2017) et Azimi et Stephens (2020), cités par COMEAP (2025). Les rares études qui ont examiné la toxicité différentielle à partir d'échantillons appariés de particules en suspension dans l'air intérieur, extérieur et personnel rapportent des conclusions contradictoires (Brook *et al.* 2011; Ebelt *et al.* 2000; Ebelt *et al.* 2005; Koenig *et al.* 2005; Long *et al.* 2001; Monn et Becker 1999). De plus, la littérature épidémiologique ne conclut pas à l'existence de sources ou composés systématiquement plus fortement liés à des effets sur la santé que la masse totale. A l'heure actuelle, les seules fonctions « recommandées » par des organismes reconnus pour l'estimation de l'impact sanitaire des PM_{2,5} (de tout type) concerne la masse totale

(Forastiere *et al.* 2024; GBD Risk Factors Collaborators 2020; OMS 2023). Cette dernière est par ailleurs considérée comme un bon indicateur global de la qualité de l'air extérieur. La taille conditionne par ailleurs la capacité des particules à pénétrer, se déposer et être retenues plus ou moins profondément dans l'arbre respiratoire.

c) Les différences entre les populations en matière de réponses physiologiques, de caractéristiques génétiques, de l'état de santé sous-jacent ou de l'accès aux soins sont également possibles et limiteraient la transposabilité. Néanmoins, leurs influences sur la transposabilité des fonctions ne sont pas considérées comme majeures puisque les études observationnelles examinant les PM_{2,5}, le NO₂ et le benzène de l'air ambiant montrent des effets sur la santé de manière cohérente dans la population générale et ses sous-groupes spécifiques ainsi qu'à plusieurs localisations et ce, même aux plus faibles concentrations. Des associations entre PM_{2,5}, NO₂ et benzène, intérieurs ou extérieurs, et divers indicateurs de santé sont également retrouvées malgré les variations de composition de l'aérosol inhalé, les sources d'émissions différentes selon les territoires et les populations et les situations d'exposition contrastées.

Identification et sélection des fonctions concentration-risque

Les fonctions concentration-risque « candidates » ont été identifiées par le biais d'un état des lieux de la littérature, comme ayant déjà été exploitées pour estimer des impacts sanitaires. Ce processus d'identification garantit, au moins partiellement, que seuls des événements de santé pour lesquels un impact est effectivement quantifiable sont considérés au regard des données nécessaires en population. Les fonctions ont ensuite été sélectionnées sur la base de critères définis *a priori*, désignant leur robustesse et leur applicabilité aux présents travaux. Cette approche a été adoptée de manière pragmatique et proportionnée au regard du temps nécessaire et des ressources allouées à l'identification, la cotation et la sélection des fonctions. En particulier, le critère « fonction construite ou exploitée par un organisme de référence » permet de s'appuyer sur les travaux déjà réalisés et supposés robustes et approfondis.

Malgré ce processus de sélection des fonctions concentration-risque, incluant une vérification des facteurs d'ajustement des modèles statistiques, un risque de confusion résiduelle ne peut être totalement exclu. Ainsi, certains déterminants corrélés à l'exposition ou à l'effet sanitaire, mais imparfaitement mesurés ou pris en compte, pourraient contribuer aux risques relatifs ou *odds ratio* exploités dans les présents travaux. En conséquence, il convient de rappeler que le fardeau sanitaire attribuable à une exposition ne doit pas être interprété comme « exclusivement causé par » cette exposition.

Une revue de la littérature épidémiologique ayant examiné les associations entre polluants de l'air intérieur et événements de santé aurait identifié d'autres fonctions concentration-risque, plus récentes et potentiellement plus adaptées aux objectifs des présents travaux en termes de populations et de contextes d'exposition. En particulier, une telle démarche aurait pu identifier des fonctions spécifiques de l'air intérieur pour le NO₂ ou le benzène. Pour les PM_{2,5}, même la revue de la littérature du NASEM (2024), la plus complète à ce jour, ne met en évidence que très peu de fonctions spécifiques de l'air intérieur permettant une estimation des impacts sanitaires. Les conclusions du NASEM (2024) sur les effets sanitaires

des particules en environnements intérieurs sont d'ailleurs largement basées sur le corpus des études en air extérieur.

Influence des fonctions concentration-risque sur les résultats

Les analyses de sensibilité globale mettent en évidence le rôle non négligeable des fonctions concentration-risque dans la variabilité des résultats de fardeau sanitaire. Elles constituent généralement le deuxième paramètre le plus influent, après l'estimation de l'exposition et la définition des scénarios d'exposition. Pour l'ensemble des indicateurs d'exposition (tabagisme passif, cuisson au gaz, humidité ou moisissures), les coefficients de corrélation partielle (PRCC) des fonctions sont similaires, voire dépassent, ceux des paramètres d'exposition, ce qui souligne les incertitudes importantes pouvant entourer les relations entre indication binaire d'exposition et effet sur la santé ; ces incertitudes sont reflétées dans la variabilité du paramètre entre les bornes de l'intervalle de confiance. Enfin, il convient de noter que cette observation peut également être faite sur certains des effets et événements sanitaires associés aux $PM_{2,5}$ (asthme chez l'enfant, diabète chez l'adulte, hypertension artérielle chez l'adulte et infarctus du myocarde chez l'adulte), ce qui justifierait d'examiner plus finement ce polluant et les incertitudes ou la variabilité liées à ses fonctions dans une perspective de travail.

Forme des fonctions concentration-risque

La forme de la relation entre l'exposition et le risque a été supposée linéaire pour l'ensemble des couples polluant-effet et sur toute l'étendue des concentrations ou niveaux d'exposition (incluant donc les concentrations les plus faibles). Cette hypothèse est basée sur l'idée de proportionnalité constante du risque pour un incrément d'exposition donné, qui se veut simple à appréhender et à interpréter. De plus, elle est classiquement utilisée en évaluation des risques sanitaires car considérée comme plus « protectrice » pour la santé. Cette linéarisation du risque peut cependant introduire une incertitude supplémentaire lorsqu'elle est appliquée à des gammes de concentrations non couvertes par les études épidémiologiques ayant dérivé les fonctions concentration-risque. Par ailleurs, les études épidémiologiques récentes sur les $PM_{2,5}$ extérieures suggèrent une relation supra linéaire aux faibles concentrations, caractérisée par un risque relatif plus élevé sur les gammes les plus basses (Pappin *et al.* 2019; Strak *et al.* 2021; Wagner *et al.* 2023). Dans ce cas, la linéarisation aurait pour conséquence de sous-estimer les impacts sanitaires, en particulier lorsqu'une part importante de la population est exposée à des concentrations faibles.

Estimation de la morbidité attribuable et des années vécues avec une incapacité

Les années vécues avec une incapacité (*YLD*) offrent une mesure cumulative, intégrée et cohérente du fardeau sanitaire en combinant la durée de l'incapacité (en années vécues) à une pondération reflétant la sévérité ou la gravité de l'état de santé. Là où les nombres de cas attribuables ne peuvent pas être additionnés ni comparés en absolu (en raison du chevauchement des comorbidités et des facteurs de risque, des interactions entre expositions et de l'hétérogénéité des niveaux de sévérité), l'expression des résultats en termes de *YLD* offre une alternative intéressante. En particulier, le caractère intégré, global et synthétique de cet indicateur rend la comparaison et la hiérarchisation des fardeaux sanitaires possibles.

Néanmoins, l'addition des *YLD* associées à différents effets ou événements sanitaires pour un même polluant ou indicateur d'exposition demeure incertaine dans les présents travaux, en raison de l'absence d'ajustement des poids d'incapacité pour tenir compte de la multimorbidité. En effet, l'approche utilisée repose sur l'hypothèse implicite que les incapacités pour différents événements ne se chevauchent pas et n'interagissent pas entre elles, c'est-à-dire que la multi-incapacité chez un individu pour les événements A et B est équivalente à la somme des incapacités des événements A et B. Cette hypothèse de simple additivité, bien que couramment retenue dans la littérature, peut conduire à une sur- ou sous-estimation du fardeau sanitaire global. Une perspective d'amélioration serait de corriger les poids d'incapacité pour la multimorbidité, comme proposé par le projet GBD depuis son itération 2010 (Murray *et al.* 2012).

De plus, des choix méthodologiques ont été opérés pour permettre la définition d'une charge de morbidité moyenne par cas pour chaque effet ou événement de santé, sur la base de scénario de morbidité pour chacun d'eux concernant la durée de l'incapacité, la répartition des stades d'avancement ou des niveaux de sévérité et les types de complications potentielles. Ces scénarios sont repris, pour la majorité, des travaux de Medina *et al.* (2025b) afin de garantir une cohérence avec la littérature institutionnelle. Les charges de morbidité moyenne constituent des représentations simplifiées de l'ensemble des situations de santé observées en population et ne rendent pas compte de la variabilité interindividuelle. Afin de témoigner, au moins partiellement de cette variabilité, les charges de morbidité moyenne ont été entourées de bornes basse et haute, dérivées des fourchettes proposées par l'IHME autour de ses poids d'incapacité (GBD Collaborative Network 2024).

Enfin, certains effets ou événements de santé ont été considérés séparément dans les présents travaux bien qu'ils soient étroitement liés (par exemple, hypertension artérielle et AVC) ou se chevauchent (par exemple, prévalence et incidence de l'asthme ou asthme à différents âges). Cette séparation respecte au plus près le cadre de construction des fonctions concentration-risque sélectionnées. Le risque de superposition de ces événements, et donc des impacts sanitaires associés, ne peut pas être évité et doit être pris en compte dans l'interprétation des résultats. Les particules fines sont particulièrement concernées par le recoupement des effets et événements de santé cardiovasculaire (hypertension artérielle, diabète, AVC et infarctus du myocarde) tandis que les recouvrements éventuels d'effets respiratoires s'observent pour la présence d'humidité ou de moisissures (incidence de l'asthme chez l'enfant et chez l'adulte ; asthme et sifflements chez l'enfant), le dioxyde d'azote (incidence de l'asthme chez l'enfant et chez l'adulte), le benzène, le toluène et le formaldéhyde (prévalence de l'asthme chez l'enfant et chez l'adulte).

Enjeux méthodologiques de la monétarisation

L'approche engagée dans les présents travaux s'appuie sur des canons méthodologiques désormais stabilisés en matière de valorisation économique d'un impact sanitaire (France Stratégie 2022). La majorité des coûts unitaires a été produite au travers d'une méthode similaire émanant du projet EMAPEC (Medina *et al.* 2025b). Seuls deux maladies, le cancer

du sein et la leucémie aiguë myéloïde (pour les coûts de prise en charge et de pertes de production), ont nécessité des approches distinctes à l'aune des données et moyens disponibles pour les présents travaux. Si une consolidation de la valorisation économique de ces deux maladies s'avère nécessaire (estimation des coûts unitaires, pris en compte des phases d'évolution de la prise en charge de la maladie et des durées associées), elle n'affecte que de manière marginale l'estimation économique générale de la pollution de l'air intérieur proposée, au regard notamment de la part relative des fardeaux sanitaires correspondants dans le fardeau global.

Concernant plus spécifiquement la prise en charge des soins, en France, la Caisse Nationale d'Assurance Maladie propose une cartographie des maladies et des dépenses³² à partir du Système National des Données de Santé. Cette cartographie ne présente toutefois pas les informations suffisantes au regard des maladies considérées dans les présents travaux.

Par ailleurs, l'estimation des pertes de production se heurte à des difficultés méthodologiques. L'existence d'impacts de la pollution de l'air extérieur sur l'activité est bien documentée à l'échelle européenne (Dechezleprêtre *et al.* 2019) comme française (Leroutier et Ollivier 2025). Il en est de même si un focus est opéré en matière de pollution de l'air intérieur (Wargocki 2016; Wyon 2004). Pour autant, les travaux produits dans un contexte français sur le sujet sont absents.

L'une des composantes principales de la présente estimation économique relève des dimensions intangibles. Le choix de prendre en considération deux valeurs pour valoriser le *YLD* met en avant le caractère mouvant des résultats des travaux en sciences économiques sur la valorisation de la vie humaine et ses déclinaisons, comme l'année de vie en bonne santé. Faisant référence en France, le Haut-Commissariat à la Stratégie et au Plan propose une valeur de la vie statistique mobilisée dans la mise en œuvre de d'investissements publics (Commissariat général à la stratégie et à la prospective 2013 ; France Stratégie 2023). De son côté, l'OCDE (2025) a proposé une mise à jour d'un précédent rapport centré sur la valorisation économique de la mortalité dans les politiques publiques réalisant une méta-analyse des études relatives à la valeur d'une vie statistique qui a permis d'établir différentes valeurs en fonction du niveau de développement des pays³³ dont une valeur européenne. Il est à noter que cette valeur est nettement supérieure à la recommandation française actuellement en vigueur.

Enfin, le périmètre des coûts considérés, s'il permet d'apporter un premier éclairage sur les enjeux en matière de santé publique de la pollution de l'air intérieur, pourrait utilement être enrichie d'autres coûts. En particulier, les présents travaux n'intègrent pas :

- d'évaluation portant sur les coûts de structure²². La mise en regard des coûts de prévention et plus largement des actions publiques³⁴ concernant la thématique de la pollution de l'air intérieur serait d'intérêt pour analyser l'efficience de la dépense publique.

³² <https://www.assurance-maladie.ameli.fr/etudes-et-donnees/cartographie-depenses-remboursees-par-pathologie>

³³ Voir tableaux 6.1 et 6.2 du rapport de l'OCDE (2025).

³⁴ Pour un aperçu d'actions conduites dans le champ de la qualité de l'air intérieur, voir : https://www.ccomptes.fr/sites/default/files/2024-05/20240515-Sante-respiratoire_0.pdf

- les dépenses privées en matière de prise en charge (*via* le reste à charge, les complémentaires santé...).

Comme dans l'étude précédente sur le coût de la pollution de l'air intérieur en France (Anses et CSTB 2014), les données économiques reposent principalement sur une approche déterministe. En effet, les coûts unitaires relèvent d'estimations moyennes qui ne prennent pas en compte systématiquement l'ensemble des dynamiques autour d'une maladie ou d'un événement de santé. Les modalités de prise en charge thérapeutique peuvent varier à l'échelle du territoire, dans le temps ou du fait des caractéristiques des patients. En outre, des mécanismes d'inégalités sociales de santé peuvent déterminer des niveaux de prise en charge hétérogènes.

Monétarisation : mise en perspective des résultats

La littérature économique sur les impacts sanitaires en lien avec des polluants environnementaux ou d'autres enjeux historiques en matière de santé publique (tabac, alcool) s'est structurée autour d'une question centrale : combien coûtent ces atteintes à la santé pour la société ? L'intérêt du champ tient au fait qu'il ne s'agit pas seulement de mesurer des effets médicaux, mais d'en estimer les répercussions économiques directes et indirectes, depuis les dépenses de soins jusqu'aux pertes de production, en passant par les effets sur des dimensions plus intangibles comme la perte de qualité de vie. La comparaison des résultats émanant de ces travaux s'avère parfois délicate eu égard aux différences méthodologiques associées. Le périmètre des coûts précédemment évoqué peut en effet varier, tout comme les modalités d'estimation économiques (approche par des révélations déclarées ou révélées). En outre, le volet économique s'inscrit dans le prolongement des hypothèses retenues pour obtenir une estimation des impacts sanitaires (type d'indicateur épidémiologique, nature des maladies ou événements de santé, périmètre géographique et temporel de l'étude).

Il n'en demeure pas moins que l'expression de résultat dans une métrique monétaire concourt à faciliter la mise en regard d'enjeux variés de santé publique. Les politiques de prévention peuvent être ainsi évaluées non seulement à l'aune des vies sauvées, mais aussi des coûts évités selon différents points de vue (pour les systèmes de santé, les employeurs, les ménages et l'économie dans son ensemble).

En France, peu de travaux se sont intéressés à monétariser les conséquences sanitaires de la pollution de l'air intérieur. Une étude exploratoire tant sur les aspects méthodologiques que par les données mobilisées avait apporté un premier éclairage (Anses et CSTB 2014). Le périmètre des coûts et des enjeux sanitaires a largement évolué depuis. A titre d'illustration, la mortalité n'est pas considérée dans les présents travaux, contrairement à cette précédente étude. Les estimations économiques dans le champ de la qualité de l'air intérieur relèvent d'environnements spécifiques à l'image des établissements d'enseignement (Wargocki *et al.* 2020; Wargocki et Wyon 2013), de polluants spécifiques comme les polluants biologiques (Mudarri 2016) ou de paramètres d'impacts restreints à l'image des pertes de production (Hawkins *et al.* 2020). Concernant ce dernier point, une relation est clairement définie entre amélioration de la qualité de l'air intérieur (dans les

logements, les écoles et les lieux de travaux) et réduction de l'absentéisme et amélioration des performances cognitives.

Les travaux sont beaucoup plus nombreux dans le champ de la pollution de l'air extérieur mais s'inscrivent dans la même logique que pour l'air intérieur. Les travaux de Santé publique France dans le cadre du projet EMAPEC représente l'étude la plus récente sur le sujet pour la France hexagonale (Medina *et al.* 2025b). L'exposition de la population aux PM_{2,5} et au NO₂ de l'air extérieur représenterait un impact économique annuel total, en termes de santé et de bien-être pour les maladies étudiées, respectivement de 12,9 milliards d'euros et 3,8 milliards d'euros. Si les valeurs guides de l'OMS (2021) étaient respectées, ces bénéfices seraient respectivement de 9,6 milliards d'euros (148 euros par an et par habitant) et 1,7 milliard d'euros (26 euros par an et par habitant) (Medina *et al.* 2025b). Il est à noter que ces coûts ne comprennent pas les décès prématurés. Les projections à l'échelle internationale attestent d'impacts très importants des coûts intangibles associés aux décès prématurés liés à la pollution de l'air (OCDE 2016). Dans les pays de l'OCDE, les coûts de bien-être associés aux décès prématurés dus aux PM_{2,5} représentent en moyenne environ 2,4 % du produit intérieur brut. Si elles sont convergentes, la mise en perspective de ces différents résultats économiques est à prendre avec précaution. En effet, les valeurs associées aux différents paramètres calculatoires ou encore le périmètre associé à ces estimations peuvent varier d'une étude à l'autre.

In fine, l'exploitation de cette littérature (air intérieur et extérieur) invite à souligner deux enjeux. D'une part sur un plan méthodologique, il apparaît désormais clairement établi que les dimensions ne relevant pas d'une sphère marchande (coûts intangibles) ne doivent pas être invisibilisées. Ne pas les considérer conduirait à une forte sous-estimation de l'impact réel des polluants étudiés sur une société donnée. D'autre part, à l'aune des résultats des présents travaux, les politiques de réduction des émissions sont économiquement justifiées du point de vue de la société. Ce constat s'avère renforcé lorsque les analyses des conséquences de la pollution de l'air, extérieur en l'occurrence, prennent également en considération des impacts environnementaux (voir Schucht *et al.* (2019) pour un exemple dans le champ agricole).

Enfin, la qualité de l'air n'est pas la seule composante de la qualité des environnements intérieurs. Parmi les autres facteurs pouvant affecter la santé des occupants, le bruit environnemental présente des enjeux importants (OMS Europe 2011b). Le bruit participe à un cocktail d'exposition, pouvant présenter des synergies avec des polluants chimiques ototoxiques. En France, les estimations récentes du coût social du bruit atteignent des niveaux très élevés, de l'ordre de 147 à 156 milliards d'euros par an selon les méthodologies et millésimes (ADEME *et al.* 2021). Ces montants agrègent des coûts sanitaires marchands, des coûts non marchands, des pertes de productivité (de court terme, mais également à plus long terme du fait d'apprentissages dégradés), des pertes de valeur immobilière et des dépenses de prévention et de recherche. Les transports concentrent l'essentiel des coûts, avec une forte contribution du bruit routier, ce qui oriente directement les politiques publiques vers la régulation des infrastructures, l'urbanisme et l'isolation acoustique. Des

inégalités fortes sont observées sur cette thématique, avec des capacités d'évitement réduites pour les ménages ayant des niveaux de revenu plus faibles.

Approche probabiliste

Afin de quantifier les incertitudes associées aux paramètres d'entrée de l'exercice d'estimation des impacts sanitaires, une approche probabilité fondée sur une simulation de Monte Carlo a été adoptée. Cette démarche permet de propager explicitement et quantitativement les incertitudes liées i) à l'estimation des expositions (concentrations, indicateurs d'exposition, fraction de temps passé dans le logement), ii) aux fonctions concentration-risque et iii) aux estimations de la charge de morbidité.

Pour les indicateurs d'exposition décrivant une prévalence, la loi Beta a été retenue car elle est classiquement utilisée pour modéliser une proportion issue d'un échantillon et permet d'intégrer une incertitude autour de l'estimation moyenne en fonction de la taille de l'échantillon enquêté. La loi Beta a également été retenue pour modéliser la fraction du temps passé au domicile car elle est naturellement définie sur l'intervalle $[0 ; 1]$. Les charges de morbidité ont quant à elle été modélisées selon une loi Gamma car son support est strictement positif et sa forme asymétrique est adaptée. Enfin, la modélisation des concentrations mesurées dans la CNL2 se basait un modèle log-normal en raison de l'asymétrie observée. Il convient de noter que la modélisation log-normale tend à augmenter les valeurs des moyennes, médianes et 75^{ème} percentiles dans l'échantillon tiré aléatoirement, en comparaison de l'échantillon mesuré, surtout lorsque ce dernier contient des valeurs extrêmes ; les deux polluants particulièrement concernés par ce phénomène sont les particules fines et le radon. Des modèles alternatifs auraient pu être mobilisés, comme un modèle à données censurées à gauche, une modélisation probabiliste des valeurs inférieures à la limite de détection ou leur imputation multiple et ce, en particulier, pour les polluants présentant des fréquences de détection relativement faibles (presque 30 % de l'échantillon est inférieur à la limite de détection pour le NO₂ et le radon par exemple).

Néanmoins, certaines hypothèses ou incertitudes subsistent en dehors du champ quantitatif de l'approche probabiliste, notamment en lien avec les choix des polluants, des fonctions concentration-risque et des autres données (état de santé de la population, facteur de transfert des PM_{2,5} pour l'analyse exploratoire, scénario de calcul des charges de morbidité moyenne par cas attribuable). Certaines erreurs ou incertitudes ne peuvent pas être quantifiées. Ces éléments plus structurels ne peuvent être discutés que de manière qualitative.

Cohérence des données

Les données permettant l'estimation des expositions et la description de l'état de santé des populations présentent certaines hétérogénéités temporelles. En effet, pour limiter l'influence des perturbations liées à la pandémie de la Covid-19, la période de 2015 à 2018 a été privilégiée pour définir les indicateurs de l'état de santé alors que l'exposition a été estimée sur la période 2020-2023 (CNL2). Le rapprochement de ces données dans les calculs repose sur l'hypothèse d'une stabilité de l'état de santé des populations avant et après la pandémie. Outre les effets de cette dernière sur l'état de santé, le diagnostic et le

recours aux soins, elle a également pu influencer les concentrations mesurées dans l'air intérieur, à la hausse ou à la baisse, par le biais de modifications persistantes des comportements (aération) ou des modes de vie (présences et activités accrues) dans les logements.

Les données de l'état de santé en population se basent principalement sur des bases médico-administratives couvrant l'ensemble de la population, ce qui garantit une représentativité géographique, cohérente autant que possible avec les données d'exposition, et une réduction de l'influence des variations interannuelles grâce à des séries temporelles de plusieurs années. Les quelques différences de définition entre les indicateurs de santé en population et les fonctions concentration-risque peuvent conduire à une sur- ou sous-estimation du fardeau réel, sans qu'il ne soit possible de les quantifier précisément. Dans l'ensemble, il n'est pas attendu que ces hétérogénéités temporelles et de définition aient eu une influence majeure sur les résultats. Dans le même cadre méthodologique que les présents travaux, Hulin *et al.* (2024) ont rapporté que l'incertitude liée aux données en populations étaient systématiquement inférieures à celles des autres paramètres d'entrée du calcul (estimation de l'exposition, scénario et fonction concentration-risque).

8.3. Perspectives

Les présents travaux permettent d'identifier des perspectives d'amélioration méthodologique ou de recherche afin d'aller plus loin dans les futures estimations de fardeau sanitaire de la pollution de l'air intérieur et des coûts économiques associés. Ces perspectives sont regroupées par catégories et décrites ci-dessous, sans ordre particulier. À terme, ces améliorations permettraient de renforcer la précision et la pertinence des résultats voire d'augmenter leur utilité pour l'ensemble des parties prenantes concernées par la thématique.

Élargissement du périmètre et des méthodes

Il serait intéressant d'actualiser, élargir ou enrichir, tant du point de vue du périmètre analytique que des approches méthodologiques, les présentes estimations à mesure que de nouvelles données et connaissances seront disponibles. D'une part, l'intégration de la mortalité permettrait d'obtenir une vision plus complète de l'impact sanitaire de la pollution de l'air intérieur. De même, une revue de la littérature épidémiologique ayant examiné les associations entre polluants de l'air intérieur et événement de santé aurait identifié d'autres fonctions concentration-risque plus récentes, traitant d'autres effets ou événements de santé et potentiellement plus adaptées aux objectifs, en termes de populations et de contextes d'exposition. D'autre part, la prise en compte des multimorbidités attribuables à une exposition pourrait être envisagée dans l'étape de valorisation en *YLD*, sur le modèle de ce que propose le projet GBD depuis son itération 2010 (Boshuizen *et al.* 2017; GBD Disease and Injury and Risk factor Collaborators 2025; Murray *et al.* 2012; OMS 2020). Enfin, l'enrichissement de l'approche probabiliste pourrait passer par la définition de distributions différentes, l'intégration de paramètres supplémentaires (par exemple, dans la définition

des scénarios de réduction des concentrations) ou la propagation différenciée de la variabilité et de l'incertitude par des méthodes de Monte-Carlo de second ordre.

Échelles d'analyses

Fournir des résultats à des échelles spatiales plus fines constituerait un apport important pour orienter les actions locales d'amélioration de la qualité de l'air intérieur, lorsque les données et les connaissances nécessaires le permettront. Une telle approche permettrait de mieux tenir compte des hétérogénéités et spécificités territoriales, particulièrement marquées pour le radon par exemple. Une échelle plus fine aiderait également à identifier les zones ou populations prioritaires à cibler, notamment concernant des sous-groupes défavorisés, vulnérables ou soumis à une multi-pollution marquée. Des scénarios d'exposition plus ciblés que ceux produits à l'échelle nationale pourraient enfin être envisagés.

Une échelle temporelle plus détaillée représenterait une perspective d'amélioration, lorsque les données et les connaissances nécessaires le permettront. Pour la pollution atmosphérique, des cadres méthodologiques existent déjà pour combiner les effets des expositions à court terme et à long terme au sein d'une estimation d'impact (Chanel *et al.* 2016; Künzli *et al.* 2008).

Contribution relative des déterminants des impacts sanitaires

La distinction des contributions des différences sources intérieures, des apports extérieurs, des conditions de ventilation ou des caractéristiques du bâti au fardeau sanitaire de la pollution de l'air intérieur permettrait de mieux identifier, voire prioriser, les déterminants à cibler pour réduire les concentrations et les expositions. Des scénarios d'analyse bénéfice-risque, pourraient être envisagés.

Modélisation multi-environnements

Un enjeu de l'exercice d'estimation des impacts sanitaires consiste en l'amélioration de l'estimation des expositions et, en particulier, à la prise en compte de l'ensemble des lieux de vie. La combinaison des concentrations et des temps passés dans différents environnements (logements, écoles, bureaux, transports, établissements recevant du public, espaces extérieurs, etc.) permettrait de reconstituer les profils d'exposition au plus proche du réel. Les analyses complémentaires réalisées sur les PM_{2,5} dans les présents travaux ouvre des perspectives d'extension à d'autres polluants, notamment le NO₂, ou à d'autres environnements. Des estimations d'exposition étant d'ores et déjà disponibles pour des environnements de vie clés chez les enfants (écoles et logements), cette population constituerait une porte d'entrée pertinente pour le développement d'approches multi-environnement. Pour la population adulte, l'intégration des expositions sur les lieux de travail reste très complexe mais représenterait un axe de progrès majeur.

Une telle approche multi-environnements nécessite toutefois de disposer de données représentatives des différents environnements, comparables et harmonisées, afin d'autoriser leur agrégation. En plus des données, une amélioration des connaissances est clé pour permettre de documenter les nombreuses hypothèses nécessaires et réduire les

incertitudes associées, en particulier sur la transposabilité des fonctions concentration-risque entre les environnements.

Mélanges, multi-pollutions, multivoies et interactions

Une perspective importante sera de développer le traitement des mélanges, de la multi-exposition ou multi-pollution et des effets d'interaction entre facteurs de risque au sein des estimations d'impacts sanitaires. Dans ce cadre, les synergies ou interactions de plusieurs paramètres environnementaux sont considérés, par exemple : plusieurs polluants en mélange ou l'interaction entre qualité de l'air et température. Les méthodologies actuelles sont limitées à une approche mono-polluant ou mono-exposition. Les méthodes émergentes d'évaluation des risques des mélanges restent aujourd'hui axées sur des substances d'une même famille chimique (Crépet 2021). A cela s'ajoute le fait que les fonctions concentration-risque analysent généralement les polluants ou expositions séparément. Les approches multi-polluants ou multi-expositions demeurent rares et empruntées de limites, notamment liées à la corrélation entre les expositions considérées.

Au-delà des interactions entre expositions, la prise en compte des mécanismes ou liens entre événements de santé représenterait également une perspective de travail. En effet, certaines expositions peuvent influencer la survenue de facteurs de risques intermédiaires qui interviennent eux-mêmes dans la survenue de maladies chroniques ou d'événements de santé. Cette notion a déjà été explorée au sein du projet GBD, où le fardeau des maladies cardiovasculaires attribuable à l'exposition au plomb a été examiné au travers des effets sur la pression artérielle, plutôt que de considérer ces événements de manière indépendante (GBD Disease and Injury and Risk factor Collaborators 2025).

Une dernière perspective de travail concerne la prise en compte de multiples voies d'exposition, telles que l'inhalation et l'ingestion, rarement considérées dans les estimations d'impact sanitaire jusque-là bien que particulièrement pertinente pour certaines populations ou polluants.

9. Bibliographie

- Abbey, D. E., B. E. Ostro, F. Petersen et R. J. Burchette. 1995. "Chronic respiratory symptoms associated with estimated long-term ambient concentrations of fine particulates less than 2.5 microns in aerodynamic diameter (PM_{2.5}) and other air pollutants." *J Expo Anal Environ Epidemiol* 5 (2): 137-59.
- Abtahi, M., A. Koolivand, S. Dobaradaran, K. Yaghmaeian, A. Mohseni-Bandpei, S. S. Khaloo, S. Jorfi et R. Saeedi. 2017. "National and sub-national age-sex specific and cause-specific mortality and disability-adjusted life years (DALYs) attributable to household air pollution from solid cookfuel use (HAP) in Iran, 1990-2013." *Environ Res* 156: 87-96. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.03.026>.
- ADEME, I CARE & CONSULT, ÉNERGIES DEMAIN, M Douillet, G. Sipos, L. Delugin, B. Bulliot, L. Remontet et E. Bidault. 2021. *Estimation du coût social du bruit en France et analyse de mesures d'évitement simultané du bruit et de la pollution de l'air*. Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME). <https://librairie.ademe.fr/mobilite-et-transports/4815-cout-social-du-bruit-en-france.html>.
- Agache, I., I. Ricci-Cabello, C. Canelo-Aybar, I. Annesi-Maesano, L. Cecchi, B. Biagioni, K. F. Chung, G. D'Amato, A. Damialis, S. Del Giacco, L. De Las Vecillas, J. Dominguez-Ortega, C. Galán, S. Gilles, M. Giovannini, S. Holgate, M. Jeebhay, K. Nadeau, N. Papadopoulos, S. Quirce, J. Sastre, C. Traidl-Hoffmann, J. Walusiak-Skorupa, J. Salazar, B. Sousa-Pinto, M. Colom, M. A. Fiol-deRoque, L. Gorreto López, N. Malih, L. Moro, M. G. Pardo, P. G. Pazo, R. Z. Campos, L. Saletti-Cuesta, M. Akdis, P. Alonso-Coello, M. Jutel et C. A. Akdis. 2024. "The impact of exposure to tobacco smoke and e-cigarettes on asthma-related outcomes: Systematic review informing the EAACI guidelines on environmental science for allergic diseases and asthma." *Allergy* 79 (9): 2346-65. <https://doi.org/10.1111/all.16151>.
- Ajrouché, R., C. Roudier, E. Cléro, G. Ielsch, D. Gay, J. Guillevis, C. Marant Micallef, B. Vacquier, A. Le Tertre et D. Laurier. 2018. "Quantitative health impact of indoor radon in France." *Radiat Environ Biophys* 57 (3): 205-14. <https://doi.org/10.1007/s00411-018-0741-x>.
- Al-Arydah, M. 2018. "Estimating the burden of lung cancer and the efficiency of home radon mitigation systems in some Canadian provinces." *Sci Total Environ* 626: 287-306. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.028>.
- Amalric, F. 2007. *Analyse économique des coûts du cancer en France : impact sur la qualité de vie, prévention, dépistage, soins, recherche*. Institut National du Cancer.
- Amir-ud-Din, R., R. Kumar, N. Naeem et M. Khan. 2024. "Air pollution and under-5 child mortality: linking satellite and IPUMS-DHS data across 41 countries in South Asia and Sub-Saharan Africa." *BMC Public Health* 24 (1): 2996. <https://doi.org/10.1186/s12889-024-20476-y>.
- Anderson, H. R. et D. G. Cook. 1997. "Passive smoking and sudden infant death syndrome: review of the epidemiological evidence." *Thorax* 52 (11): 1003. <https://doi.org/10.1136/thx.52.11.1003>.
- Ángeles, A. et G. Espinosa. 2015. "Lung Cancer Mortality from Exposure to Indoor Radon (222Rn) in Mexico." *Adv Res* 5 (3): 1-9. <https://doi.org/10.9734/AIR/2015/17736>.
- Anses. 2013. *Valeurs guides de qualité de l'air intérieur pour le dioxyde d'azote (n°2011-SA-0021)*. Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses). <https://www.anses.fr/fr/system/files/AIR2011sa0021Ra.pdf>.
- Anses. 2016. *Moississures dans le bâti (n°2014-SA-0016)*. Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses). <https://www.anses.fr/en/system/files/AIR2014SA0016Ra.pdf>.
- Anses. 2018a. *Valeurs guides de qualité de l'air intérieur pour le formaldéhyde (n°2017-SA-0041)*. Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses). <https://www.anses.fr/system/files/AIR2017SA0041Ra.pdf>.
- Anses. 2018b. *Valeurs guides de qualité de l'air intérieur pour le toluène (n°2016-SA-0043)*. Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses). <https://www.anses.fr/system/files/AIR2016SA0043Ra.pdf>.
- Anses. 2019a. *Caractérisation des transferts de pollution de l'air extérieur vers l'intérieur des bâtiments*. Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses). <https://www.anses.fr/fr/system/files/AIR2016SA0068Ra.pdf>.
- Anses. 2019b. *Effets sanitaires des particules de l'air ambiant extérieur selon les composés, les sources et la granulométrie*. Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses). <https://www.anses.fr/system/files/AIR2014SA0156Ra-Sante.pdf>.

- Anses. 2024a. *Valeurs guides de qualité de l'air intérieur pour le benzène (n°2021-MPEX-0006)*. Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses). <https://www.anses.fr/fr/system/files/AIR2021MPEX0006Ra.pdf>.
- Anses. 2024b. *Valeurs toxicologiques de référence pour le benzène (n°2021-MPEX-0005)*. Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses). <https://www.anses.fr/sites/default/files/VSR2021MPEX0005Ra.pdf>.
- Anses. 2026. *Valeurs guides de qualité de l'air intérieur pour les particules de l'air intérieur (n°2025-MPEX-0065)*. Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses). <https://www.anses.fr/system/files/AIR-VSR-2025-MPEX-0065-RA.pdf>.
- Anses. à paraître. *Référentiel méthodologique – Evaluation économique du fardeau sanitaire dans les travaux de l'Anses*. Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses).
- Anses et CSTB. 2014. *Etude exploratoire du coût socio-économique des polluants de l'air intérieur*. Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses) & Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB). <https://www.anses.fr/fr/system/files/AUT-Ra-CoutAirInterieurSHS2014.pdf>.
- Antova, T., S. Pattenden, B. Brunekreef, J. Heinrich, P. Rudnai, F. Forastiere, H. Luttmann-Gibson, L. Grize, B. Katsnelson, H. Moshhammer, B. Nikiforov, H. Slachtova, K. Slotova, R. Zlotkowska et T. Fletcher. 2008. "Exposure to indoor mould and children's respiratory health in the PATY study." *J Epidemiol Community Health* 62 (8): 708-14. <https://doi.org/10.1136/jech.2007.065896>.
- Armstrong, B., E. Hutchinson, J. Unwin et T. Fletcher. 2004. "Lung cancer risk after exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: a review and meta-analysis." *Environ Health Perspect* 112 (9): 970-8. <https://doi.org/10.1289/ehp.6895>.
- Asikainen, A., P. Carrer, S. Kephelopoulou, E. D. O. Fernandes, P. Wargocki et O. Hänninen. 2016. "Reducing burden of disease from residential indoor air exposures in Europe (HEALTHVENT project)." *Environ Health* 15: 35. <https://doi.org/10.1186/s12940-016-0101-8>.
- Assy, E., O. Ramalho et V. Desvignes. à paraître. *Campagne Nationale Logements 2 : Humidité et moisissures visibles dans le parc de logements en France hexagonale (2020 – 2023)*. Observatoire de la qualité des environnements intérieurs (OQEI).
- Azimi, P. et B. Stephens. 2020. "A framework for estimating the US mortality burden of fine particulate matter exposure attributable to indoor and outdoor microenvironments." *J Expo Sci Environ Epidemiol* 30 (2): 271-84. <https://doi.org/10.1038/s41370-018-0103-4>.
- Baastrup Soendergaard, M., S. Hansen, A.-S. Bjerrum, A. von Bülow, K. E. J. Haakansson, O. Hilberg, T. S. Ingebrigtsen, C. R. Johnsen, S. Lock-Johansson, L. Makowska Rasmussen, J. M. Schmid, C. S. Ulrik et C. Porsbjerg. 2024. "Tobacco Exposure and Efficacy of Biologic Therapy in Patients With Severe Asthma: A Nationwide Study From the Danish Severe Asthma Register." *J Allergy Clin Immunol Pract* 12 (1): 146-55.e5. <https://doi.org/10.1016/j.jaip.2023.10.012>.
- Bai, L., Z. He, C. Li et Z. Chen. 2020. "Investigation of yearly indoor/outdoor PM2.5 levels in the perspectives of health impacts and air pollution control: Case study in Changchun, in the northeast of China." *Sustain Cities Soc* 53: 101871. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101871>.
- Balidemaj, F., C. Isaxon, A. Abera et E. Malmqvist. 2021. "Indoor air pollution exposure of women in adama, ethiopia, and assessment of disease burden attributable to risk factor." *Int J Environ Res Public Health* 18 (18): 9859. <https://doi.org/10.3390/ijerph18189859>.
- Barros-Dios, J. M., M. A. Barreiro, A. Ruano-Ravina et A. Figueiras. 2002. "Exposure to residential radon and lung cancer in Spain: a population-based case-control study." *Am J Epidemiol* 156 (6): 548-55. <https://doi.org/10.1093/aje/kwf070>.
- Bates, M. N., R. K. Chandyo, P. Valentiner-Branth, A. K. Pokhrel, M. Mathisen, S. Basnet, P. S. Shrestha, T. A. Strand et K. R. Smith. 2013. "Acute lower respiratory infection in childhood and household fuel use in Bhaktapur, Nepal." *Environ Health Perspect* 121 (5): 637-42. <https://doi.org/10.1289/ehp.1205491>.
- Beevers, S., N. Assareh, A. Beddows, G. Stewart, M. Holland, D. Fecho, Y. Liu, A. Goodman, H. Walton, C. Brand, D. Evangelopoulos, D. Wood, T. Vu et D. Dajnak. 2025. "Climate change policies reduce air pollution and increase physical activity: Benefits, costs, inequalities, and indoor exposures." *Environ Int* 195: 109164. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.109164>.
- Belias, E. et D. Licina. 2024. "European residential ventilation: Investigating the impact on health and energy demand." *Energy Build* 304: 113839. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2023.113839>.

- Bhoonah, R., A. Maury-Micolier, O. Jolliet et P. Fantke. 2023. "Fine Particulate Matter Exposure and Health Impacts from Indoor Activities." *Indoor Air* 2023: 8857446. <https://doi.org/10.1155/2023/8857446>.
- Bhoonah, R., M. Mendez et A. Maury-Micolier. 2024. "Human health impacts and indoor chemical reactions of VOCs from cleaning products and occupants." *Atmos Environ* 338: 120846. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2024.120846>.
- Birk, M., T. Žagar, S. Tomšič, K. Lokar, A. Mihor, N. Bric, M. Mlakar et V. Zadnik. 2024. "Impact of Indoor Radon Exposure on Lung Cancer Incidence in Slovenia." *Cancers* 16 (8): 1445. <https://doi.org/10.3390/cancers16081445>.
- Bohicchio, F., S. Antignani, G. Venoso et F. Forastiere. 2013. "Quantitative evaluation of the lung cancer deaths attributable to residential radon: A simple method and results for all the 21 Italian Regions." *Radiati Meas* 50: 121-6. <https://doi.org/10.1016/j.radmeas.2012.09.011>.
- Boffetta, P. 2002. "Involuntary smoking and lung cancer." *Scand J Work Environ Health* 28 Suppl 2: 30-40.
- Bonita, R., J. Duncan, T. Truelsen, R. T. Jackson et R. Beaglehole. 1999. "Passive smoking as well as active smoking increases the risk of acute stroke." *Tob Control* 8 (2): 156-60. <https://doi.org/10.1136/tc.8.2.156>.
- Boshuizen, H. C., W. J. Nusselder, M. H. D. Plasmans, H. H. Hilderink, B. E. P. Snijders, R. Poos et C. H. van Gool. 2017. "Taking multi-morbidity into account when attributing DALYs to risk factors: comparing dynamic modeling with the GBD2010 calculation method." *BMC Public Health* 17 (1): 197. <https://doi.org/10.1186/s12889-017-4024-2>.
- Boulanger, G., T. Bayeux, C. Mandin, S. Kirchner, B. Vergriette, V. Pernellet-Joly et P. Kopp. 2017. "Socio-economic costs of indoor air pollution: A tentative estimation for some pollutants of health interest in France." *Environ Int* 104: 14-24. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.03.025>.
- Brand, Kevin P., Jan M. Zielinski et Daniel Krewski. 2005. "Residential Radon in Canada: An Uncertainty Analysis of Population and Individual Lung Cancer Risk." *Risk Analysis* 25 (2): 253-9. <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2005.00587.x>.
- Brook, R. D., R. L. Bard, R. T. Burnett, H. H. Shin, A. Vette, C. Croghan, M. Phillips, C. Rodes, J. Thornburg et R. Williams. 2011. "Differences in blood pressure and vascular responses associated with ambient fine particulate matter exposures measured at the personal versus community level." *Occup Environ Med* 68 (3): 224-30. <https://doi.org/10.1136/oem.2009.053991>.
- Brook, R. D., S. Rajagopalan, C. A. Pope, 3rd, J. R. Brook, A. Bhatnagar, A. V. Diez-Roux, F. Holguin, Y. Hong, R. V. Luepker, M. A. Mittleman, A. Peters, D. Siscovick, S. C. Smith, Jr., L. Whitsel et J. D. Kaufman. 2010. "Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: An update to the scientific statement from the American Heart Association." *Circulation* 121 (21): 2331-78. <https://doi.org/10.1161/CIR.0b013e3181dbecel>.
- Bu, X., Z. Xie, J. Liu, L. Wei, X. Wang, M. Chen et H. Ren. 2021. "Global PM_{2.5}-attributable health burden from 1990 to 2017: Estimates from the Global Burden of disease study 2017." *Environ Res* 197: 111123. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111123>.
- Budhathoki, S. S., B. S. Tinkari, A. Bhandari, M. Dhimal, H. Zhou, A. Ghimire, O. Basnet, J. Wrammert et A. Kc. 2020. "The Association of Childhood Pneumonia with Household Air Pollution in Nepal: Evidence from Nepal Demographic Health Surveys." *Matern Child Health J* 24: 48-56. <https://doi.org/10.1007/s10995-020-02882-x>.
- Burgel, P.-R., C. Laurendeau, C. Raherison, C. Fuhrman et N. Roche. 2018. "An attempt at modeling COPD epidemiological trends in France." *Respir Res* 19 (1): 130. <https://doi.org/10.1186/s12931-018-0827-7>.
- Burnett, R., H. Chen, M. Szyszkowicz, N. Fann, B. Hubbell, C. A. Pope, 3rd, J. S. Apte, M. Brauer, A. Cohen, S. Weichenthal, J. Coggins, Q. Di, B. Brunekreef, J. Frostad, S. S. Lim, H. Kan, K. D. Walker, G. D. Thurston, R. B. Hayes, C. C. Lim, M. C. Turner, M. Jerrett, D. Krewski, S. M. Gapstur, W. R. Diver, B. Ostro, D. Goldberg, D. L. Crouse, R. V. Martin, P. Peters, L. Pinault, M. Tjepkema, A. van Donkelaar, P. J. Villeneuve, A. B. Miller, P. Yin, M. Zhou, L. Wang, N. A. H. Janssen, M. Marra, R. W. Atkinson, H. Tsang, T. Quoc Thach, J. B. Cannon, R. T. Allen, J. E. Hart, F. Laden, G. Cesaroni, F. Forastiere, G. Weinmayr, A. Jaensch, G. Nagel, H. Concin et J. V. Spadaro. 2018. "Global estimates of mortality associated with long-term exposure to outdoor fine particulate matter." *Proc Natl Acad Sci USA* 115 (38): 9592-7. <https://doi.org/10.1073/pnas.1803222115>.
- Burnett, R. T., C. A. Pope, 3rd, M. Ezzati, C. Olives, S. S. Lim, S. Mehta, H. H. Shin, G. Singh, B. Hubbell, M. Brauer, H. R. Anderson, K. R. Smith, J. R. Balmes, N. G. Bruce, H. Kan, F. Laden, A. Prüss-Ustün, M. C. Turner, S. M. Gapstur, W. R. Diver et A. Cohen. 2014. "An integrated risk function for estimating the global burden of disease attributable to ambient fine particulate matter exposure." *Environ Health Perspect* 122 (4): 397-403. <https://doi.org/10.1289/ehp.1307049>.
- Burnett, R. T., M. Smith-doiron, D. Stieb, S. Cakmak et J. R. Brook. 1999. "Effects of Particulate and Gaseous Air Pollution on Cardiorespiratory Hospitalizations." *Arch Environ Health* 54 (2): 130-9. <https://doi.org/10.1080/00039899909602248>.

- California EPA. 2005. *Proposed Identification of Environmental Tobacco Smoke as a Toxic Air Contaminant*. UCSF: Center for Tobacco Control Research and Education. California Environmental Protection Agency (EPA) – Air Resources Board. <https://escholarship.org/uc/item/8hk6960q>.
- Cao, X., P. MacNaughton, Jose C. Laurent et J. G. Allen. 2017. "Radon-induced lung cancer deaths may be overestimated due to failure to account for confounding by exposure to diesel engine exhaust in BEIR VI miner studies." *PLoS One* 12 (9): e0184298. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0184298>.
- Cardenas, V. M., M. J. Thun, H. Austin, C. A. Lally, W. S. Clark, R. S. Greenberg et C. W. Heath, Jr. 1997. "Environmental tobacco smoke and lung cancer mortality in the American Cancer Society's Cancer Prevention Study. II." *Cancer Causes Control* 8 (1): 57–64. <https://doi.org/10.1023/a:1018483121625>.
- Catelino, O., A. Rogel, D. Laurier, S. Billon, D. Hemon, P. Verger et M. Tirmarche. 2006. "Lung cancer attributable to indoor radon exposure in france: impact of the risk models and uncertainty analysis." *Environ Health Perspect* 114 (9): 1361–6. <https://doi.org/10.1289/ehp.9070>.
- Chan, W. R., S. Parthasarathy, W. J. Fisk et T. E. McKone. 2016. "Estimated effect of ventilation and filtration on chronic health risks in U.S. offices, schools, and retail stores." *Indoor Air* 26 (2): 331–43. <https://doi.org/10.1111/ina.12189>.
- Chanel, O., L. Perez, N. Künzli, S. Medina et Aphekom group. 2016. "The hidden economic burden of air pollution-related morbidity: evidence from the Aphekom project." *Eur J Health Econom* 17 (9): 1101–15. <https://doi.org/10.1007/s10198-015-0748-z>.
- Chen, C. et B. Zhao. 2011. "Review of relationship between indoor and outdoor particles: I/O ratio, infiltration factor and penetration factor." *Atmos Environ* 45 (2): 275–88. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.09.048>.
- Chen, J., D. Moir et J. Whyte. 2012. "Canadian population risk of radon induced lung cancer: a re-assessment based on the recent cross-Canada radon survey." *Radiat Prot Dosimetry* 152 (1–3): 9–13. <https://doi.org/10.1093/rpd/ncs147>.
- Chen, R. J., B. H. Chen et H. D. Kan. 2010. "[Application of disability adjusted life years in evaluating health effects due to particulate air pollution in Chinese cities]." *Zhonghua Yu Fang Yi Xue Za Zhi* 44 (2): 140–3.
- Chen, R., P. Yin, X. Meng, C. Liu, L. Wang, X. Xu, J. A. Ross, L. A. Tse, Z. Zhao, H. Kan et M. Zhou. 2017. "Fine Particulate Air Pollution and Daily Mortality. A Nationwide Analysis in 272 Chinese Cities." *Am J Respir Crit Care Med* 196 (1): 73–81. <https://doi.org/10.1164/rccm.201609-1862OC>.
- Chen, T. et H. Liao. 2018b. "The Disease Burden of Indoor Air Pollution From Solid Fuel Use in China." *Asia-Pac J Public Health* 30 (4): 387–95. <https://doi.org/10.1177/1010539518761481>.
- Chen, Y., G. Shen, Y. Huang, Y. Zhang, Y. Han, R. Wang, H. Shen, S. Su, N. Lin, D. Zhu, L. Pei, X. Zheng, J. Wu, X. Wang, W. Liu, M. Wong et S. Tao. 2016. "Household air pollution and personal exposure risk of polycyclic aromatic hydrocarbons among rural residents in Shanxi, China." *Indoor Air* 26 (2): 246–58. <https://doi.org/10.1111/ina.12204>.
- Chen, Y., H. Shen, K. R. Smith, D. Guan, Y. Chen, G. Shen, J. Liu, H. Cheng, E. Y. Zeng et S. Tao. 2018a. "Estimating household air pollution exposures and health impacts from space heating in rural China." *Environ Int* 119: 117–24. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.04.054>.
- Chen, Z., N. Liu, H. Tang, X. Gao, Y. Zhang, H. Kan, F. Deng, B. Zhao, X. Zeng, Y. Sun, H. Qian, W. Liu, J. Mo, X. Zheng, C. Huang, C. Sun et Z. Zhao. 2022. "Health effects of exposure to sulfur dioxide, nitrogen dioxide, ozone, and carbon monoxide between 1980 and 2019: A systematic review and meta-analysis." *Indoor Air* 32 (11): e13170. <https://doi.org/10.1111/ina.13170>.
- Cheng, S., Y. Jin, Y. Dou, Y. Zhao, Y. Duan, H. Pei et P. Lyu. 2022. "Long-term particulate matter 2.5 exposure and dementia: a systematic review and meta-analysis." *Public Health* 212: 33–41. <https://doi.org/10.1016/j.puhe.2022.08.006>.
- CIRC. 2001. *Ionizing Radiation, Part 2: Some Internally Deposited Radionuclides*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 78. Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC). <https://publications.iarc.who.int/Book-And-Report-Series/Iarc-Monographs-On-The-Identification-Of-Carcinogenic-Hazards-To-Humans/Ionizing-Radiation-Part-2-Some-Internally-Deposited-Radionuclides-2001>.
- CIRC. 2002. *Some Traditional Herbal Medicines, Some Mycotoxins, Naphthalene and Styrene*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 82. Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC). <https://publications.iarc.who.int/Book-And-Report-Series/Iarc-Monographs-On-The-Identification-Of-Carcinogenic-Hazards-To-Humans/Some-Traditional-Herbal-Medicines-Some-Mycotoxins-Naphthalene-And-Styrene-2002>.

- CIRC. 2004. *Tobacco Smoke and Involuntary Smoking. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 83*. Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC). <https://publications.iarc.who.int/Book-And-Report-Series/Iarc-Monographs-On-The-Identification-Of-Carcinogenic-Hazards-To-Humans/Tobacco-Smoke-And-Involuntary-Smoking-2004>.
- CIRC. 2006. *Formaldehyde, 2-Butoxyethanol and 1-tert-Butoxypropan-2-ol. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 88*. Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC). <https://publications.iarc.who.int/Book-And-Report-Series/Iarc-Monographs-On-The-Identification-Of-Carcinogenic-Hazards-To-Humans/Formaldehyde-2-Butoxyethanol-And-1-tert-Butoxypropan-2-ol-2006>.
- CIRC. 2010a. *Household Use of Solid Fuels and High-temperature Frying. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 95*. Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC). <https://publications.iarc.who.int/Book-And-Report-Series/Iarc-Monographs-On-The-Identification-Of-Carcinogenic-Hazards-To-Humans/Household-Use-Of-Solid-Fuels-And-High-temperature-Frying-2010>.
- CIRC. 2010b. *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Some Related Exposures. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 92*. Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC). <https://publications.iarc.who.int/Book-And-Report-Series/Iarc-Monographs-On-The-Identification-Of-Carcinogenic-Hazards-To-Humans/Some-Non-heterocyclic-Polycyclic-Aromatic-Hydrocarbons-And-Some-Related-Exposures-2010>.
- CIRC. 2012. *Personal Habits and Indoor Combustions. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 100E*. Centre international de recherche sur le cancer (CIRC). <https://publications.iarc.who.int/122>.
- CIRC. 2015. *Outdoor Air Pollution. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 109*. Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC). <https://publications.iarc.who.int/Book-And-Report-Series/Iarc-Monographs-On-The-Identification-Of-Carcinogenic-Hazards-To-Humans/Outdoor-Air-Pollution-2015>.
- CIRC. 2018. *Benzene. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 120*. Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC). <https://publications.iarc.who.int/Book-And-Report-Series/Iarc-Monographs-On-The-Identification-Of-Carcinogenic-Hazards-To-Humans/Benzene-2018>.
- Clark, S. N., H. C. Y. Lam, E. J. Goode, E. L. Marczylo, K. S. Exley et S. Dimitroulopoulou. 2023. "The Burden of Respiratory Disease from Formaldehyde, Damp and Mould in English Housing." *Environments* 10 (8): 136. <https://doi.org/10.3390/environments10080136>.
- Çolak, Y., S. Afzal, B. G. Nordestgaard et P. Lange. 2015. "Characteristics and Prognosis of Never-Smokers and Smokers with Asthma in the Copenhagen General Population Study. A Prospective Cohort Study." *Am J Respir Crit Care Med* 192 (2): 172-81. <https://doi.org/10.1164/rccm.201502-0302OC>.
- Colzin, S., A. Crépet, B. Wies, A. Rocaboïs, M. Sanchez, S. Perreau, J. Jean, M. Redaelli, A. Kortenkamp, C. Rousselle, M. Vrijheid, M. Nieuwenhuijsen, R. Slama et K. Angeli. 2024. "A plausibility database summarizing the level of evidence regarding the hazards induced by the exposome on children health." *Int J Hyg Environ Health* 256: 114311. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2023.114311>.
- COMEAP. 2025. *Statement on possible approaches to estimating the health effects attributable to exposure to PM2.5 and NO2 indoors, using epidemiological studies on outdoor air pollution*. Committee on the Medical Effects of Air Pollutants (COMEAP). <https://www.gov.uk/government/publications/estimating-health-effects-of-pm25-and-no2-indoors/comeap-statement-on-possible-approaches-to-estimating-the-health-effects-attributable-to-exposure-to-pm25-and-no2-indoors-using-epidemiological-stud>.
- Commissariat général à la stratégie et à la prospective. 2013. *L'évaluation socioéconomique des investissements publics - Rapport du groupe de travail présidé par Émile Quinet, 349 p.* Commissariat général à la stratégie et à la prospective. <https://www.strategie-plan.gouv.fr/publications/levaluation-socioeconomique-investissements-publics-tome1>.
- Cori, L., E. Bustaffa, M. Cappai, O. Curzio, I. Dettori, N. Loi, P. Nurchis, A. Sanna, G. Serra, E. Sirigu, M. Tidore et F. Bianchi. 2022. "The role of risk communication in radon mapping, risk assessment and mitigation activities in Sardinia (Italy)." *Adv Geosci* 57: 49-61. <https://doi.org/10.5194/adgeo-57-49-2022>.
- Correia, A. W., C. A. Pope, 3rd, D. W. Dockery, Y. Wang, M. Ezzati et F. Dominici. 2013. "Effect of air pollution control on life expectancy in the United States: an analysis of 545 U.S. counties for the period from 2000 to 2007." *Epidemiology* 24 (1): 23-31. <https://doi.org/10.1097/EDE.0b013e3182770237>.
- Counil, E. 2021. "Contribution of causal factors to disease burden: how to interpret attributable fractions." *Breathe (Sheff)* 17 (4): 210086. <https://doi.org/10.1183/20734735.0086-2021>.

- Couraud, S., G. Zalcmann, B. Milleron, F. Morin et P.-J. Souquet. 2012. "Lung cancer in never smokers : a review." *Eur J Cancer* 48 (9): 1299-311. <https://doi.org/10.1016/j.ejca.2012.03.007>.
- Crépet, A. 2021. *Approches actuelles pour l'évaluation des risques à des mélanges de substances chimiques*. <https://anses.hal.science/anses-03209155v1>.
- Darby, S., D. Hill, A. Auvinen, J. M. Barros-Dios, H. Baysson, F. Bochicchio, H. Deo, R. Falk, F. Forastiere, M. Hakama, I. Heid, L. Kreienbrock, M. Kreuzer, F. Lagarde, I. Mäkeläinen, C. Muirhead, W. Oberaigner, G. Pershagen, A. Ruano-Ravina, E. Ruosteenoja, A. S. Rosario, M. Tirmarche, L. Tomásek, E. Whitley, H. E. Wichmann et R. Doll. 2005. "Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies." *Bmj* 330 (7485): 223. <https://doi.org/10.1136/bmj.38308.477650.63>.
- Darby, S., D. Hill, H. Deo, A. Auvinen, J. M. Barros-Dios, H. Baysson, F. Bochicchio, R. Falk, S. Farchi, A. Figueiras, M. Hakama, I. Heid, N. Hunter, L. Kreienbrock, M. Kreuzer, F. Lagarde, I. Mäkeläinen, C. Muirhead, W. Oberaigner, G. Pershagen, E. Ruosteenoja, A. Schaffrath Rosario, M. Tirmarche, L. Tomásek, E. Whitley, H.-E. Wichmann et R. Doll. 2006. "Residential radon and lung cancer—detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 persons with lung cancer and 14 208 persons without lung cancer from 13 epidemiologic studies in Europe." *Scand J Work Environ Health* (1): 1-84.
- Darby, S., D. Hill et R. Doll. 2001. "Radon: a likely carcinogen at all exposures." *Ann Oncol* 12 (10): 1341-51. <https://doi.org/10.1023/a:1012518223463>.
- De Jonge, K., J. Ghijssels et J. Laverge. 2023. "Energy savings and exposure to VOCs of different household sizes for three residential smart ventilation systems with heat recovery." *Energy Build* 290: 113091. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2023.113091>.
- Dechezleprêtre, A., N. Rivers et B. Stadler. 2019. *The economic cost of air pollution: Evidence from Europe*. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), Economics Department Working Papers.
- Declercq, C., M. Pascal, O. Chanel, M. Corso, A. Ung, L. Pascal, M. Blanchard, S. Larrieu et S. Medina. 2012. *Impact sanitaire de la pollution atmosphérique dans neuf villes françaises. Résultats du projet Aphekom*. Institut de veille sanitaire (InVS), Département santé environnement (DSE). https://www.santepubliquefrance.fr/sites/default/files/rdd/document/35946_10948-ps.pdf.
- Defossez, G., S. Le Guyader-Peyrou, Z. Uhry, P. Grosclaude, M. Colonna, E. Dantony, P. Delafosse, F. Molinié, A.-S. Woronoff, A.-M. Bouvier, N. Bossard, L. Remontet et A. Monnereau. 2019. *Estimations nationales de l'incidence et de la mortalité par cancer en France métropolitaine entre 1990 et 2018 - Étude à partir des registres des cancers du réseau Francim. Volume 1 : tumeurs solides*. Santé publique France. <https://www.santepubliquefrance.fr/maladies-et-traumatismes/cancers/cancer-du-sein/documents/rapport-synthese/estimations-nationales-de-l-incidence-et-de-la-mortalite-par-cancer-en-france-metropolitaine-entre-1990-et-2018-volume-1-tumeurs-solides-etud>.
- Delafosse, P., G. Defossez, F. Molinié, T. D'almeida, C. Lecoiffre, L. Lafay, M. Mounier, G. Coureau et B. Trétarre. 2020. *Survie des personnes atteintes de cancer en France métropolitaine 1989-2018 - Poumon*. Institut national du cancer (Boulogne-Billancourt). <https://www.santepubliquefrance.fr/docs/survie-des-personnes-atteintes-de-cancer-en-france-metropolitaine-1989-2018-poumon>.
- Delmas, M. C., L. Bénézet, C. Ribet, Y. Iwatsubo, D. Provost, R. Varraso, M. Zins, B. Leynaert, R. Nadif et N. Roche. 2021. "Prévalence de l'asthme chez l'adulte en France, données de la cohorte Constances." *Revue des Maladies Respiratoires* 38 (8): 797-806. <https://doi.org/10.1016/j.rmr.2021.05.007>.
- Delmas, M. C., N. Guignon, B. Leynaert, L. Com-Ruelle, I. Annesi-Maesano, J. B. Herbert et C. Fuhrman. 2009. "Prévalence de l'asthme chez l'enfant en France." *Archives de Pédiatrie* 16 (9): 1261-9. <https://doi.org/10.1016/j.arcped.2009.06.009>.
- Dhimal, M., P. Dhakal, N. Shrestha, K. Baral et M. Maskey. 2010. "Environmental burden of acute respiratory infection and pneumonia due to indoor smoke in Dhading." *J Nepal Health Res* 8 (1): 1-4.
- Dieguez, G., C. Ferro et B. Pyenson. 2017. *A multi-year look at the cost burden of cancer care*. Milliman Research. <https://www.milliman.com/en/insight/2017/a-multi-year-look-at-the-cost-burden-of-cancer-care>.
- Dobrzynski, L., K. W. Fornalski et J. Reszcyńska. 2018. "Meta-analysis of thirty-two case-control and two ecological radon studies of lung cancer." *J Radiat Res* 59 (2): 149-63. <https://doi.org/10.1093/jrr/rrx061>.
- Dossus, L., M. C. Boutron-Ruault, R. Kaaks, I. T. Gram, A. Vilier, B. Fervers, J. Manjer, A. Tjønneland, A. Olsen, K. Overvad, J. Chang-Claude, H. Boeing, A. Steffen, A. Trichopoulou, P. Lagiou, M. Sarantopoulou, D. Palli, F. Berrino, R. Tumino, P. Vineis, A. Mattiello, H. B. Bueno-de-Mesquita, F. J. van Duijnhoven, M. F. Bakker, P. H. Peeters, E. Weiderpass, E. Bjerkaas, T. Braaten, V. Menéndez, A. Agudo, M. J. Sanchez, P. Amiano, M. J. Tormo, A. Barricarte, S. Butt, K. T. Khaw, N. Wareham, T. J. Key, R. C. Travis, S. Rinaldi, V. McCormack, I. Romieu, D. G. Cox,

- T. Norat, E. Riboli et F. Clavel-Chapelon. 2014. "Active and passive cigarette smoking and breast cancer risk: results from the EPIC cohort." *Int J Cancer* 134 (8): 1871-88. <https://doi.org/10.1002/ijc.28508>.
- Ebelt, S. T., A. J. Petkau, S. Vedal, T. V. Fisher et M. Brauer. 2000. "Exposure of chronic obstructive pulmonary disease patients to particulate matter: relationships between personal and ambient air concentrations." *J Air Waste Manag Assoc* 50 (7): 1081-94. <https://doi.org/10.1080/10473289.2000.10464166>.
- Ebelt, S. T., W. E. Wilson et M. Brauer. 2005. "Exposure to ambient and nonambient components of particulate matter: a comparison of health effects." *Epidemiology* 16 (3): 396-405. <https://doi.org/10.1097/01.ede.0000158918.57071.3e>.
- Eisner, M. D., John Balmes, P. P. Katz, L. Trupin, E. H. Yelin et P. D. Blanc. 2005. "Lifetime environmental tobacco smoke exposure and the risk of chronic obstructive pulmonary disease." *Environ Health* 4 (1): 7. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-4-7>.
- Etzel, R. A., E. N. Pattishall, N. J. Haley, R. H. Fletcher et F. W. Henderson. 1992. "Passive smoking and middle ear effusion among children in day care." *Pediatrics* 90 (2 Pt 1): 228-32.
- Ezzati, M., A. D. Lopez, A. Rodgers, S. Vander Hoorn et C. J. L. Murray. 2002. "Selected major risk factors and global and regional burden of disease." *Lancet* 360 (9343): 1347-60. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(02\)11403-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(02)11403-6).
- Fagot-Campana, A., S. Fosse, C. Roudier, I. Romon, A. Penfornis, P. Lecomte, I. Bourdel-Marchasson, M. Chantry, J. Deligne, C. Fournier, N. Poutignat, A. Weill, A. Paumier et E. Eschwège. 2009. "Caractéristiques, risque vasculaire et complications chez les personnes diabétiques en France métropolitaine : d'importantes évolutions entre l'entred 2001 et l'entred 2007." *Bull Epidemiol Hebd* 42-43: 450-5.
- Fantke, P., W. A. Chiu, L. Aylward, R. Judson, L. Huang, S. Jang, T. Gouin, L. Rhomberg, N. Aurisano, T. McKone et O. Jolliet. 2021. "Exposure and Toxicity Characterization of Chemical Emissions and Chemicals in Products: Global Recommendations and Implementation in USEtox." *Int J Life Cycle Assess* 26 (5): 899-915. <https://doi.org/10.1007/s11367-021-01889-y>.
- Fatmi, Z., D. Coggon, A. Kazi, I. Naeem, M. M. Kadir et N. Sathikumar. 2014. "Solid fuel use is a major risk factor for acute coronary syndromes among rural women: A matched case control study." *Public Health* 128 (1): 77-82. <https://doi.org/10.1016/j.puhe.2013.09.005>.
- Fazli, T., X. Dong, J. S. Fu et B. Stephens. 2021. "Predicting U.S. Residential Building Energy Use and Indoor Pollutant Exposures in the Mid-21st Century." *Environ Sci Technol* 55 (5): 3219-28. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c06308>.
- Fischer, S. L. 2001. "Biomass-derived liquid cooking fuels for household use in rural China: potential for reducing health costs and mitigating greenhouse gas emissions." *Energy Sustain Dev* 5 (1): 23-30. [https://doi.org/10.1016/S0973-0826\(09\)60017-X](https://doi.org/10.1016/S0973-0826(09)60017-X).
- Fisk, W. J., E.A. Eliseeva et M. J. Mendell. 2010. "Association of residential dampness and mold with respiratory tract infections and bronchitis: a meta-analysis." *Environ Health* 15 (9): 72. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-9-72>.
- Fisk, W. J., Q. Lei-Gomez et M. J. Mendell. 2007. "Meta-analyses of the associations of respiratory health effects with dampness and mold in homes." *Indoor Air* 17 (4): 284-96. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0668.2007.00475.x>.
- Forastiere, F., J. V. Spadaro, C. Ancona, Z. Jovanovic Andersen, I. Cozzi, S. Gumy, D. Loncar, P. Mudu, S. Medina, R. Perez Velasco, H. Walton, J. Zhang et M. Krzyzanowski. 2024. "Choices of morbidity outcomes and concentration-response functions for health risk assessment of long-term exposure to air pollution." *Environ Epidemiol* 8 (4): e314. <https://doi.org/10.1097/EE9.0000000000000314>.
- France Stratégie. 2022. *L'évaluation socioéconomique des effets de santé des projets d'investissement public - Rapport du groupe de travail présidé par Benoît Dervaux et Lise Rochaix*, 328 p. <https://www.strategie-plan.gouv.fr/publications/evaluation-socioeconomique-effets-de-sante-projets-dinvestissement-public-0>.
- France Stratégie. 2023. *Guide de l'évaluation socioéconomique des investissements publics - Comité d'experts des méthodes d'évaluation socioéconomique des investissements publics, présidé par Roger Guesnerie, édition 2023*, 209 p. <https://www.strategie-plan.gouv.fr/publications/guide-de-levaluation-socioeconomique-investissements-publics-edition-2023>.
- Frischknecht, R., A. Braunschweig, P. Hofstetter et P. Suter. 2000. "Human health damages due to ionising radiation in life cycle impact assessment." *Environ Impact Assess Rev* 20 (2): 159-89. [https://doi.org/10.1016/S0195-9255\(99\)00042-6](https://doi.org/10.1016/S0195-9255(99)00042-6).
- Ganmaa, D., P. Khudyakov, U. Buyanjargal, B. Jargalsaikhan, D. Baigal, O. Munkhjargal, N. Yansan, S. Bolormaa, E. Lkhagvasuren, C. T. Sempas, S. Bromage, Z. Wu, B. Ochirbat, B. Gunchin et A. R. Martineau. 2019. "Prevalence

- and Determinants of QuantiFERON-Diagnosed Tuberculosis Infection in 9810 Mongolian Schoolchildren." *Clin Infect Dis* 69 (5): 813–9. <https://doi.org/10.1093/cid/ciy975>.
- Gaskin, J., D. Coyle, J. Whyte et D. Krewski. 2018. "Utility gains from reductions in the modifiable burden of lung cancer attributable to residential radon in Canada." *Can J Public Health* 109 (4): 598–609. <https://doi.org/10.17269/s41997-018-0119-5>.
- Gauquelin, L., M. Derbez, S. Nassim, S. Sutharsini, O. Ramalho et V. Desvignes. 2025. *Campagne Nationale Logements 2 : Recherche des déterminants des concentrations intérieures en PM2,5*. OQEI (Observatoire de la Qualité des Environnements Intérieurs). <https://hal.science/hal-05597150>.
- GBD Chronic Respiratory Disease Collaborators. 2020. "Prevalence and attributable health burden of chronic respiratory diseases, 1990–2017: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2017." *Lancet Respir Med* 8 (6): 585–96. [https://doi.org/10.1016/S2213-2600\(20\)30105-3](https://doi.org/10.1016/S2213-2600(20)30105-3).
- GBD Collaborative Network. 2024. *Global Burden of Disease Study 2021 (GBD 2021) – Disability Weights*. (Seattle, United States of America: Institute for Health Metrics and Evaluation (IHME)). <https://ghdx.healthdata.org/record/ihme-data/gbd-2021-disability-weights>.
- GBD Disease and Injury and Risk factor Collaborators. 2025. "Burden of 375 diseases and injuries, risk-attributable burden of 88 risk factors, and healthy life expectancy in 204 countries and territories, including 660 subnational locations, 1990–2023: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2023." *Lancet* 406 (10513): 1873–922. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(25\)01637-X](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(25)01637-X).
- GBD Disease and Injury Incidence and Prevalence Collaborators. 2017. "Global, regional, and national incidence, prevalence, and years lived with disability for 328 diseases and injuries for 195 countries, 1990–2016: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2016." *Lancet* 390 (10100): 1211–59. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(17\)32154-2](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(17)32154-2).
- GBD HAP Collaborators. 2025. "Global, regional, and national burden of household air pollution, 1990–2021: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2021." *Lancet* 405 (10485): 1167–81. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(24\)02840-X](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(24)02840-X).
- GBD LRI Collaborators. 2017. "Estimates of the global, regional, and national morbidity, mortality, and aetiologies of lower respiratory tract infections in 195 countries: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2015." *Lancet Infect Dis* 17 (11): 1133–61. [https://doi.org/10.1016/S1473-3099\(17\)30396-1](https://doi.org/10.1016/S1473-3099(17)30396-1).
- GBD Respiratory Tract Cancers Collaborators. 2021. "Global, regional, and national burden of respiratory tract cancers and associated risk factors from 1990 to 2019: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019." *Lancet Respir Med* 9: 1030–49. [https://doi.org/10.1016/S2213-2600\(21\)00164-8](https://doi.org/10.1016/S2213-2600(21)00164-8).
- GBD Risk Factor Collaborators. 2018. "Global, regional, and national comparative risk assessment of 84 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks for 195 countries and territories, 1990–2017: A systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2017." *Lancet* 392 (10159): 1923–94. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(18\)32225-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)32225-6).
- GBD Risk Factors Collaborators. 2016. "Global, regional, and national comparative risk assessment of 79 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks, 1990–2015: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2015." *Lancet* 388 (10053): 1659–724. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(16\)31679-8](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(16)31679-8).
- GBD Risk Factors Collaborators. 2020. "Global burden of 87 risk factors in 204 countries and territories, 1990–2019: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019." *Lancet* 396 (10258): 1223–49. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(20\)30752-2](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(20)30752-2).
- GBD Risk Factors Collaborators. 2024. "Global burden and strength of evidence for 88 risk factors in 204 countries and 811 subnational locations, 1990–2021: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2021." *Lancet* 403 (10440): 2162–203. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(24\)00933-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(24)00933-4).
- Geelen, L. M. J., M. A. J. Huijbregts, H. den Hollander, A. M. J. Ragas, H. A. van Jaarsveld et D. de Zwart. 2009. "Confronting environmental pressure, environmental quality and human health impact indicators of priority air emissions." *Atmos Environ* 43 (9): 1613–21. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.12.002>.
- Gehring, U., A. H. Wijga, M. Brauer, P. Fischer, J. C. de Jongste, M. Kerhof, M. Oldenwening, H. A. Smit et B. Brunekreef. 2010. "Traffic-related air pollution and the development of asthma and allergies during the first 8 years of life." *Am J Respir Crit Care Med* 15 (6): 596. <https://doi.org/10.1164/rccm.200906-0858OC>.
- Gibbs, G. W. 1997. "Estimating residential polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) related lung cancer risks using occupational data." *Ann Occup Hyg* 41: 49–53.

- Grave, C. 2023. "Identification des niveaux de sévérité des AVC en France permettant de calculer les YLD AVC (communication personnelle à Santé publique France - Direction des maladies non transmissibles et traumatismes)."
- Gray, A., S. Read, P. McGale et S. Darby. 2009. "Lung cancer deaths from indoor radon and the cost effectiveness and potential of policies to reduce them." *BMJ* 338: a3110. <https://doi.org/10.1136/bmj.a3110>.
- Greco, S. L., E. MacIntyre, S. Young, H. Warden, C. Drudge, J. Kim, E. Candido, P. Demers et R. Copes. 2020. "An approach to estimating the environmental burden of cancer from known and probable carcinogens: Application to Ontario, Canada." *BMC Public Health* 20: 1017. <https://doi.org/10.1186/s12889-020-08771-w>.
- Gredner, T., G. Behrens, C. Stock, H. Brenner et U. Mons. 2018. "Cancers Due to Infection and Selected Environmental Factors." *Dtsch Arztebl Int* 115 (35-36): 586-93. <https://doi.org/10.3238/arztebl.2018.0586>.
- Greenland, S. 2015. "Concepts and pitfalls in measuring and interpreting attributable fractions, prevented fractions, and causation probabilities." *Ann Epidemiol* 25 (3): 155-61. <https://doi.org/10.1016/j.annepidem.2014.11.005>.
- Gronlund, C. J., S. Humbert, S. Shaked, M. S. O'Neill et O. Jolliet. 2015. "Characterizing the burden of disease of particulate matter for life cycle impact assessment." *Air Qual Atmos Health* 8 (1): 29-46. <https://doi.org/10.1007/s11869-014-0283-6>.
- Gruenewald, T., B. A. Seals, L. D. Knibbs et H. D. Hosgood. 2023. "Population Attributable Fraction of Gas Stoves and Childhood Asthma in the United States." *Int J Environ Res Public Health* 20 (1): 75. <https://doi.org/10.3390/ijerph20010075>.
- Guignard, R., F. Beck, J.B. Richard et P. Peretti-watel. 2014. *Le tabagisme en France. Analyse de l'enquête Baromètre santé 2010*. Institut national de prévention et d'éducation pour la santé (Inpes). <https://www.santepubliquefrance.fr/determinants-de-sante/tabac/documents/le-tabagisme-en-france.-analyse-de-l-enquete-barometre-sante-2010>.
- Guignon, N., M. C. Delmas, L. Fonteneau et A.-L. Perrine. 2017. "La santé des élèves de CM2 en 2015 : un bilan contrasté selon l'origine sociale." *Etudes et résultats, DREES, n°993*.
- Ha, M., S. S. Hwang, S. Kang, N. W. Park, B. U. Chang et Y. Kim. 2017. "Geographical Correlations between Indoor Radon Concentration and Risks of Lung Cancer, Non-Hodgkin's Lymphoma, and Leukemia during 1999-2008 in Korea." *Int J Environ Res Public Health* 14 (4): 344. <https://doi.org/10.3390/ijerph14040344>.
- Habte, B. M., K. A. Beyene, S. A. Patel, T. G. Fenta et A. M. Fitzpatrick. 2024. "Asthma Control and Associated Factors Among Children with Current Asthma - Findings from the 2019 Child Behavioral Risk Factor Surveillance System - Asthma Call-Back Survey." *J Asthma Allergy* 17: 611-20. <https://doi.org/10.2147/jaa.S465550>.
- Hahn Menacho, Á J., A. Marvuglia et E. Benetto. 2023. "Occupant's health and energy use in an office building: A sensor-enabled life cycle assessment." *Build Environ* 236: 110274. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2023.110274>.
- Hamilton, I., J. Milner, Z. Chalabi, P. Das, B. Jones, C. Shrubsole, M. Davies et P. Wilkinson. 2015. "Health effects of home energy efficiency interventions in England: a modelling study." *BMJ Open* 5 (4): e007298. <https://doi.org/10.1136/bmjopen-2014-007298>.
- Hänninen, O., A. B. Knol, M. Jantunen, T. A. Lim, A. Conrad, M. Rappolder, P. Carrer, A. C. Fanetti, R. Kim, J. Buekers, R. Torfs, I. Iavarone, T. Classen, C. Hornberg et O. C. Mekel. 2014. "Environmental burden of disease in Europe: assessing nine risk factors in six countries." *Environ Health Perspect* 122 (5): 439-46. <https://doi.org/10.1289/ehp.1206154>.
- Hasselblad, V., D. M. Eddy et D. J. Kotchmar. 1992. "Synthesis of environmental evidence: nitrogen dioxide epidemiology studies." *J Air Waste Manage Assoc* 42 (5): 662-71. <https://doi.org/10.1080/10473289.1992.10467018>.
- Hawkins, V. R., C. L. Marcham, J. P. Springston, J. D. Miller, G. Braybrooke, C. Maunder, L. Feng et B. Kollmeyer. 2020. *The Value of IAQ: A review of the scientific evidence supporting the benefits of investing in better indoor air quality*.
- HCSP. 2013. *Valeurs repères d'aide à la gestion pour les particules dans l'air intérieur*. Haut Conseil de Santé Publique (HCSP). <https://www.hcsp.fr/explore.cgi/avisrapportsdomaine?clefr=371>.
- HCSP. 2019. *Valeurs repères d'aide à la gestion de la qualité de l'air intérieur pour le formaldéhyde*. Haut Conseil de la Santé Publique (HCSP). <https://www.hcsp.fr/explore.cgi/avisrapportsdomaine?clefr=732>.
- HCSP. 2024. *Valeurs repères d'aide à la gestion de la qualité de l'air intérieur pour le benzène*. Haut Conseil de la Santé Publique (HCSP). <https://www.hcsp.fr/explore.cgi/avisrapportsdomaine?clefr=1403>.
- He, J. et P. K. Whelton. 1999. "Passive cigarette smoking increases risk of coronary heart disease." *Eur Heart J* 20 (24): 1764-5. <https://doi.org/10.1053/euhj.1999.1825>.

- HEI. 2022. *Systematic Review and Meta-analysis of Selected Health Effects of Long-Term Exposure to Traffic-Related Air Pollution. Special Report 23*. Health Effects Institute (HEI) – Panel on the Health Effects of Long-Term Exposure to Traffic-Related Air Pollution (Boston, MA). <https://www.healtheffects.org/publication/systematic-review-and-meta-analysis-selected-health-effects-long-term-exposure-traffic>.
- Heinzl, F., M. Schnelzer et P. Scholz-Kreisel. 2024. "Lung cancer mortality attributable to residential radon in Germany." *Radiat Environ Biophys* 63 (4): 505–17. <https://doi.org/10.1007/s00411-024-01095-y>.
- Hill, L. D., R. Edwards, J. R. Turner, Y. D. Argo, P. B. Olkhanud, M. Odsuren, S. Guttikunda, C. Ochir et K. R. Smith. 2017. "Health assessment of future PM_{2.5} exposures from indoor, outdoor, and secondhand tobacco smoke concentrations under alternative policy pathways in Ulaanbaatar, Mongolia." *PLoS One* 12 (10): e0186834. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0186834>.
- Hill, S. E., T. Blakely, I. Kawachi et A. Woodward. 2007. "Mortality among lifelong nonsmokers exposed to secondhand smoke at home: cohort data and sensitivity analyses." *Am J Epidemiol* 165 (5): 530–40. <https://doi.org/10.1093/aje/kwk043>.
- Hofstetter, P. 1998. "Perspectives in life cycle impact assessment – a structured approach to combine models of the technosphere, ecosphere and valuesphere." <https://doi.org/10.3929/ethz-a-001987931>.
- Hong, W.-J., H. Jia, W.-L. Ma, R. K. Sinha, H.-B. Moon, H. Nakata, N. H. Minh, Kai H. Chi, W.-L. Li, K. Kannan, E. Sverko et Y.-F. Li. 2016. "Distribution, Fate, Inhalation Exposure and Lung Cancer Risk of Atmospheric Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Some Asian Countries." *Environ Sci Technol* 50 (13): 7163–74. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01090>.
- Hu, Y., Y. Wang, Z. Zhao et B. Zhao. 2024. "Reconsidering gas as clean energy: Switching to electricity for household cooking to reduce NO₂-attributed disease burden." *Eco-Environ Health* 3 (2): 174–82. <https://doi.org/10.1016/j.eehl.2023.10.003>.
- Huang, L., N. Aurisano, P. Fantke, A. Dissanayake, L. G. L. M. Edirisinghe et O. Jolliet. 2024. "Near-field exposures and human health impacts for organic chemicals in interior paints: A high-throughput screening." *J Hazard Mater* 465: 133145. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.133145>.
- Huijbregts, M. A., L. J. Rombouts, A. M. Ragas et D. van de Meent. 2005. "Human-toxicological effect and damage factors of carcinogenic and noncarcinogenic chemicals for life cycle impact assessment." *Integr Environ Assess Manag* 1 (3): 181–244. <https://doi.org/10.1897/2004-007r.1>.
- Hulin, M., M.-L. Bidondo, P. Delezire, S. Sivanantham, V. Wagner, C. Dassonville, M.-C. Delmas, S. Host, M. Corso et S. Medina. 2024. *Évaluation quantitative d'impact sur la santé (EQIS) de la qualité de l'air dans et autour des établissements scolaires. Pertinence, faisabilité et première étude nationale*. Santé publique France (Saint-Maurice). <https://www.santepubliquefrance.fr/pollution-et-sante/air/enquetes-etudes/evaluation-quantitative-dimpact-sur-la-sante-egis-de-la-qualite-de-lair-dans-et-autour-des>.
- ICRP. 2010. *Lung Cancer Risk from Radon and Progeny and Statement on Radon*. ICRP Publication 115, Ann. ICRP 40(1). International Commission on Radiological Protection (ICRP). <https://www.icrp.org/publication.asp?id=icrp%20publication%20115>.
- Institute of Medicine. 2004. *Damp Indoor Spaces and Health*. The National Academies Press (US) (Washington, DC). <https://www.nationalacademies.org/publications/11011>.
- Jaakkola, J. J., B. F. Hwang et N. Jaakkola. 2005. "Home dampness and molds, parental atopy, and asthma in childhood: a six-year population-based cohort study." *Environ Health Perspect* 113 (3): 357–61. <https://doi.org/10.1289/ehp.7242>.
- Jaakkola, J. J., N. Jaakkola et K. Zahlsen. 2001. "Fetal growth and length of gestation in relation to prenatal exposure to environmental tobacco smoke assessed by hair nicotine concentration." *Environ Health Perspect* 109 (6): 557–61. <https://doi.org/10.1289/ehp.01109557>.
- Jaakkola, M. S. et J. J. K. Jaakkola. 2006. "Impact of smoke-free workplace legislation on exposures and health: Possibilities for prevention." *Eur Respir J* 28 (2): 397–408. <https://doi.org/10.1183/09031936.06.00001306>.
- Jaakkola, M. S., H. Nordman, R. Piipari, J. Uitti, J. Laitinen, A. Karjalainen, P. Hahtola et J. J. Jaakkola. 2002. "Indoor dampness and molds and development of adult-onset asthma: a population-based incident case-control study." *Environ Health Perspect* 110 (5): 543–7. <https://doi.org/10.1289/ehp.02110543>.
- Jaakkola, M. S., R. Piipari, N. Jaakkola et J. J. Jaakkola. 2003. "Environmental tobacco smoke and adult-onset asthma: a population-based incident case-control study." *Am J Public Health* 93 (12): 2055–60. <https://doi.org/10.2105/ajph.93.12.2055>.

- Jaakkola, M. S., R. Quansah, T. T. Hugg, S. A. Heikkinen et J. J. Jaakkola. 2013. "Association of indoor dampness and molds with rhinitis risk: a systematic review and meta-analysis." *J Allergy Clin Immunol* 132 (5): 1099-110.e18. <https://doi.org/10.1016/j.jaci.2013.07.028>.
- Jéhannin-Ligier, K., E. Dantony, N. Bossard, F. Molinié, G. Defossez, L. Daubisse-Marliac, P. Delafosse, L. Remontet et Z. Uhry. 2017. *Projection de l'incidence et de la mortalité par cancer en France métropolitaine en 2017 - rapport technique*. Santé publique France. <https://www.santepubliquefrance.fr/docs/rapportsynthese/projection-de-lincidence-et-de-la-mortalite-par-cancer-en-france-metropolitaine-en-2017>.
- Ji, C., J. Lv, J. Zhang, M. Zhu, C. Yu, H. Ma, G. Jin, Y. Guo, P. Pei, L. Yang, Y. Chen, H. Du, Z. Chen, Z. Hu, L. Li et H. Shen. 2023. "Household air pollution and risk of incident lung cancer in urban China: A prospective cohort study." *Int J Cancer* 153 (9): 1592-601. <https://doi.org/10.1002/ijc.34646>.
- Ji, W., B. Zhou et B. Zhao. 2019. "Potential reductions in premature mortality attributable to PM_{2.5} by reducing indoor pollution: A model analysis for Beijing-Tianjin-Hebei of China." *Environ Pollut* 245: 260-71. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.082>.
- Jiang, L., Y. Li, Y. Cai, K. Liu, C. Liu et J. Zhang. 2022. "Probabilistic health risk assessment and monetization based on benzene series exposure in newly renovated teaching buildings." *Environ Int* 163: 107194. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107194>.
- Jo, C. 2014. "Cost-of-illness studies: concepts, scopes, and methods." *Clin Mol Hepatol* 20 (4): 327-37. <https://doi.org/10.3350/cmh.2014.20.4.327>.
- Jones, L. L., A. Hassanien, D. G. Cook, J. Britton et J. Leonardi-Bee. 2012. "Parental Smoking and the Risk of Middle Ear Disease in Children: A Systematic Review and Meta-analysis." *Arch Pediatr Adolesc Med* 166 (1): 18-27. <https://doi.org/10.1001/archpediatrics.2011.158>.
- Jose, R. S., J. L. Pérez et R. M. Gonzalez-Barras. 2021. "Multizone airflow and pollution simulations of indoor emission sources." *Sci Total Environ* 766: 142593. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142593>.
- Joyce, P. J., A. Goronovski, A. H. Tkaczyk et A. Björklund. 2017. "A framework for including enhanced exposure to naturally occurring radioactive materials (NORM) in LCA." *Int J Life Cycle Assess* 22 (7): 1078-95. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1218-2>.
- Kamga, A., C. Rochefort-Morel, Y. L. Guen, H. Oukel, A. Pipet et C. Leroyer. 2022. "Asthma and smoking: A review." *Respir Med Res* 82: 100916. <https://doi.org/10.1016/j.resmer.2022.100916>.
- Kang, L., W. Jing, J. Liu et M. Liu. 2023. "Trends of global and regional aetiologies, risk factors and mortality of lower respiratory infections from 1990 to 2019: An analysis for the Global Burden of Disease Study 2019." *Respirology* 28 (2): 166-75. <https://doi.org/10.1111/resp.14389>.
- Karakas, F., D. Grassie, Y. Schwartz, J. Dong, Z. Chalabi, D. Mumovic, A. Mavrogianni et J. Milner. 2023. "School building energy efficiency and NO₂ related risk of childhood asthma in England and Wales: Modelling study." *Sci Total Environ* 901: 166109. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166109>.
- Karevold, G., E. Kvestad, P. Nafstad et K. J. Kvaerner. 2006. "Respiratory infections in schoolchildren: co-morbidity and risk factors." *Arch Dis Child* 91 (5): 391-5. <https://doi.org/10.1136/adc.2005.083881>.
- Kasim, K., P. Levallois, B. Abdous, P. Auger et K. C. Johnson. 2005. "Environmental tobacco smoke and risk of adult leukemia." *Epidemiology* 16 (5): 672-80. <https://doi.org/10.1097/01.ede.0000173039.79207.80>.
- Keith, L. H. 2015. "The Source of U.S. EPA's Sixteen PAH Priority Pollutants." *Polycycl Aromat Compd* 35 (2-4): 147-60. <https://doi.org/10.1080/10406638.2014.892886>.
- Kelly, P., S. Kahlmeier, T. Götschi, N. Orsini, J. Richards, N. Roberts, P. Scarborough et C. Foster. 2014. "Systematic review and meta-analysis of reduction in all-cause mortality from walking and cycling and shape of dose response relationship." *Int J Behav Nutr Phys Act* 11 (1): 132. <https://doi.org/10.1186/s12966-014-0132-x>.
- Khreis, H., C. Kelly, J. Tate, R. Parslow, K. Lucas et M. Nieuwenhuijsen. 2017. "Exposure to traffic-related air pollution and risk of development of childhood asthma: A systematic review and meta-analysis." *Environ Int* 100: 1-31. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.11.012>.
- Kim, J. H. et H. Mina. 2018b. "The Disease Burden of Lung Cancer Attributable to Residential Radon Exposure in Korean Homes." *J Korean Med Sci* 33 (29): 1-14. <https://doi.org/10.3346/jkms.2018.33.e223>.
- Kim, S. H., S. B. Koh, C. M. Lee, C. Kim et D. R. Kang. 2018a. "Indoor radon and lung cancer: Estimation of attributable risk, disease burden, and effects of mitigation." *Yonsei Medical Journal* 59 (9): 1123-30. <https://doi.org/10.3349/ymj.2018.59.9.1123>.
- Kirchner, S., J.-F. Arenes, C. Cochet, M. Derbez, C. Duboudin, P. Elias, A. Gregoire, B. Jédor, J.-P. Lucas, N. Pasquier, M. Pigneret et O. Ramalho. 2007. *Campagne Nationale Logements 1 : état de la qualité de l'air dans les*

- logements français – Observatoire de la Qualité de l’Air Intérieur (OQAI)*. Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB). <https://www.oqei.fr/campagnes-et-etudes/campagne-nationale-logements-1>.
- Kirsch, F., A. Schramm, L. Schwarzkopf, J. I. Lutter, B. Szentes, M. Huber et R. Leidl. 2019. "Direct and indirect costs of COPD progression and its comorbidities in a structured disease management program: results from the LQ-DMP study." *Respir Res* 20 (1): 215. <https://doi.org/10.1186/s12931-019-1179-7>.
- Knibbs, L. D., S. Woldeyohannes, G. B. Marks et C. T. Cowie. 2018. "Damp housing, gas stoves, and the burden of childhood asthma in Australia." *Med J Aust* 208 (7): 299–302. <https://doi.org/10.5694/mja17.00469>.
- Koenig, J. Q., T. F. Mar, R. W. Allen, K. Jansen, T. Lumley, J. H. Sullivan, C. A. Trenga, T. Larson et L. J. Liu. 2005. "Pulmonary effects of indoor- and outdoor-generated particles in children with asthma." *Environ Health Perspect* 113 (4): 499–503. <https://doi.org/10.1289/ehp.7511>.
- Krewski, D., J. H. Lubin, J. M. Zielinski, M. Alavanja, V. S. Catalan, R. W. Field, J. B. Klotz, E. G. Létourneau, C. F. Lynch, J. I. Lyon, D. P. Sandler, J. B. Schoenberg, D. J. Steck, J. A. Stolwijk, C. Weinberg et H. B. Wilcox. 2005. "Residential radon and risk of lung cancer: a combined analysis of 7 North American case-control studies." *Epidemiology* 16 (2): 137–45. <https://doi.org/10.1097/01.ede.0000152522.80261.e3>.
- Kuhn, R., D. S. Rothman, S. Turner, J. Solórzano et B. Hughes. 2016. "Beyond attributable burden: Estimating the avoidable burden of disease associated with household air pollution." *PLoS One* 11 (3): e0149669. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0149669>.
- Künzli, N., L. Perez, F. Lurmann, A. Hricko, B. Penfold et R. McConnell. 2008. "An Attributable Risk Model for Exposures Assumed to Cause Both Chronic Disease and its Exacerbations." *Epidemiology* 19 (2): 179–85.
- Lam, J., E. Koustas, P. Sutton, A. M. Padula, M. D. Cabana, H. Vesterinen, C. Griffiths, M. Dickie, N. Daniels, E. Whitaker et T. J. Woodruff. 2021. "Exposure to formaldehyde and asthma outcomes: A systematic review, meta-analysis, and economic assessment." *PLoS One* 16 (3): e0248258. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0248258>.
- Le Guyader-Peyrou, S., G. Defossez, E. Dantony, M. Mounier, E. Cornet, Z. Uhry, A. Cowppli-Bony, M. Maynadié, X. Troussard, P. Delafosse, P. Grosclaude, M. Colonna, A.-S. Woronoff, L. Remontet, N. Bossard et A. Monnereau. 2019. *Estimations nationales de l’incidence et de la mortalité par cancer en France métropolitaine entre 1990 et 2018 – Étude à partir des registres des cancers du réseau Francim. Volume 2 – Hémopathies malignes*. <https://www.santepubliquefrance.fr/docs/estimations-nationales-de-l-incidence-et-de-la-mortalite-par-cancer-en-france-metropolitaine-entre-1990-et-2018-volume-2-hemopathies-malignes>.
- Lee, H. A., W. K. Lee, D. Lim, S. H. Park, S. J. Baik, K. A. Kong, K. Jung-Choi et H. Park. 2015. "Risks of lung cancer due to radon exposure among the regions of Korea." *J Korean Med Sci* 30 (5): 542–8. <https://doi.org/10.3346/jkms.2015.30.5.542>.
- Lee, K. K., R. Bing, J. Kiang, S. Bashir, N. Spath, D. Stelzle, K. Mortimer, A. Bularga, D. Doudesis, S. S. Joshi, F. Strachan, S. Gumy, H. Adair-Rohani, E. F. Attia, M. H. Chung, M. R. Miller, D. E. Newby, N. L. Mills, D. A. McAllister et A. S. V. Shah. 2020. "Adverse health effects associated with household air pollution: a systematic review, meta-analysis, and burden estimation study." *Lancet Glob Health* 8 (11): e1427–34. [https://doi.org/10.1016/S2214-109X\(20\)30343-0](https://doi.org/10.1016/S2214-109X(20)30343-0).
- Lehtomäki, H., G. M. Aasvang, G. Sulo, B. R. Denby, O. O. Hänninen, M. Brauer, G. Pereira, O. Dadrás et A. K. Bølling. 2025. "Burden of disease attributable to PM_{2.5} at low exposure levels: impact of methodological choices." *Environ Health* 25 (1): 4. <https://doi.org/10.1186/s12940-025-01250-y>.
- Leroutier, M. et H. Ollivier. 2025. *The Cost of Air Pollution for Workers and Firms*. <https://hal.science/hal-05009744v1>.
- Li, J. S., J. K. Peat, W. Xuan et G. Berry. 1999. "Meta-analysis on the association between environmental tobacco smoke (ETS) exposure and the prevalence of lower respiratory tract infection in early childhood." *Pediatr Pulmonol* 27 (1): 5–13.
- Li, P., S. S. Deng, J. B. Wang, A. Iwata, Y. L. Qiao, X. B. Dai et P. Boffetta. 2012. "Occupational and environmental cancer incidence and mortality in China." *Occup Med* 62 (4): 281–7. <https://doi.org/10.1093/occmed/kqs016>.
- Lim, S. S., T. Vos, A. D. Flaxman, G. Danaei, K. Shibuya, H. Adair-Rohani, M. A. AlMazroa, M. Amann, H. R. Anderson, K. G. Andrews, M. Aryee, C. Atkinson, L. J. Bacchus, A. N. Bahalim, K. Balakrishnan, J. Balmes, S. L. Barker-Collo, A. Baxter, M. L. Bell, J. D. Blore, F. Blyth, C. Bonner, G. Borges, R. Bourne, M. Boussinesq, M. Brauer, P. Brooks, N. G. Bruce, B. Brunekreef, C. Bryan-Hancock, C. Bucello, R. Buchbinder, F. Bull, R. T. Burnett, T. E. Byers, B. Calabria, J. Carapetis, E. Carnahan, Z. Chafe, F. Charlson, H. Chen, J. S. Chen, A. T.-A. Cheng, J. C. Child, A. Cohen, K. E. Colson, B. C. Cowie, S. Darby, S. Darling, A. Davis, L. Degenhardt, F. Dentener, D. C. Des Jarlais, K. Devries, M. Dherani, E. L. Ding, E. R. Dorsey, T. Driscoll, K. Edmond, S. E. Ali, R. E. Engell, P. J. Erwin, S. Fahimi, G. Falder, F. Farzadfar, A. Ferrari, M. M. Finucane, S. Flaxman, F. G. R. Fowkes, G. Freedman, M. K. Freeman, E. Gakidou, S.

- Ghosh, E. Giovannucci, G. Gmel, K. Graham, R. Grainger, B. Grant, D. Gunnell, H. R. Gutierrez, W. Hall, H. W. Hoek, A. Hogan, H. D. Hosgood, III, D. Hoy, H. Hu, B. J. Hubbell, S. J. Hutchings, S. E. Ibeanusi, G. L. Jacklyn, R. Jasrasaria, J. B. Jonas, H. Kan, J. A. Kanis, N. Kassebaum, N. Kawakami, Y.-H. Khang, S. Khatibzadeh, J.-P. Khoo, C. Kok, F. Laden, R. Laloo, Q. Lan, T. Lathlean, J. L. Leasher, J. Leigh, Yang Li, J. Kent Lin, S. E. Lipshultz, S. London, R. Lozano, Y. Lu, J. Mak, R. Malekzadeh, L. Mallinger, W. Marcenes, L. March, R. Marks, R. Martin, P. McGale, J. McGrath, S. Mehta, Z. A. Memish, G. A. Mensah, T. R. Merriman, R. Micha, C. Michaud, V. Mishra, K. M. Handafiah, A. A. Mokdad, L. Morawska, D. Mozaffarian, T. Murphy, M. Naghavi, B. Neal, P. K. Nelson, J. M. Nolla, R. Norman, C. Olives, S. B. Omer, J. Orchard, R. Osborne, B. Ostro, A. Page, K. D. Pandey, C. D. H. Parry, E. Passmore, J. Patra, N. Pearce, P. M. Pelizzari, M. Petzold, M. R. Phillips, D. Pope, C. A. Pope, III, J. Powles, M. Rao, H. Razavi, E. A. Rehfuess, J. T. Rehm, B. Ritz, F. P. Rivara, T. Roberts, C. Robinson, J. A. Rodriguez-Portales, I. Romieu, R. Room, L. C. Rosenfeld, A. Roy, L. Rushton, J. A. Salomon, U. Sampson, L. Sanchez-Riera, E. Sanman, A. Sapkota, S. Seedat, P. Shi, K. Shield, Rupak Shivakoti, R. M. Singh, D. A. Sleet, E. Smith, K. R. Smith, N. J. C. Stapelberg, K. Steenland, H. Stöckl, L. J. Stovner, K. Straif, L. Straney, G. D. Thurston, J. H. Tran, R. Van Dingenen, A. van Donkelaar, J. L. Veerman, L. Vijayakumar, R. Weintraub, M. M. Weissman, R. A. White, H. Whiteford, S. T. Wiersma, J. D. Wilkinson, H. C. Williams, W. Williams, N. Wilson, A. D. Woolf, P. Yip, J. M. Zielinski, A. D. Lopez, C. J. L. Murray et M. Ezzati. 2012. "A comparative risk assessment of burden of disease and injury attributable to 67 risk factors and risk factor clusters in 21 regions, 1990–2010: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2010." *Lancet* 380 (9859): 2224–60. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(12\)61766-8](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(12)61766-8).
- Lin, L. Z., X. L. Zhan, C. Y. Jin, J. H. Liang, J. Jing et G. H. Dong. 2022. "The epidemiological evidence linking exposure to ambient particulate matter with neurodevelopmental disorders: A systematic review and meta-analysis." *Environ Res* 209: 112876. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112876>.
- Lin, W., B. Brunekreef et U. Gehring. 2013. "Meta-analysis of the effects of indoor nitrogen dioxide and gas cooking on asthma and wheeze in children." *Int J Epidemiol* 42 (6): 1724–37. <https://doi.org/10.1093/ije/dyt150>.
- Liu, N., Z. Bu, W. Liu, H. Kan, Z. Zhao, F. Deng, C. Huang, B. Zhao, X. Zeng, Y. Sun, H. Qian, J. Mo, C. Sun, J. Guo, X. Zheng, L. B. Weschler et Y. Zhang. 2022a. "Health effects of exposure to indoor volatile organic compounds from 1980 to 2017: A systematic review and meta-analysis." *Indoor Air* 32 (5): e13038. <https://doi.org/10.1111/ina.13038>.
- Liu, N., L. Fang, W. Liu, H. Kan, Z. Zhao, F. Deng, C. Huang, B. Zhao, X. Zeng, Y. Sun, H. Qian, J. Mo, C. Sun, J. Guo, X. Zheng, Z. Bu, L. B. Weschler et Y. Zhang. 2023b. "Health effects of exposure to indoor formaldehyde in civil buildings: A systematic review and meta-analysis on the literature in the past 40 years." *Build Environ* 233: 110080. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2023.110080>.
- Liu, N., W. Liu, F. Deng, Y. Liu, X. Gao, L. Fang, Z. Chen, H. Tang, S. Hong, M. Pan, X. Huo, K. Guo, F. Ruan, W. Zhang, B. Zhao, J. Mo, C. Huang, C. Su, C. Sun, Z. Zou, H. Li, Y. Sun, H. Qian, X. Zheng, X. Zeng, J. Guo, Z. Bu, C. Mandin, O. Hänninen, J. S. Ji, L. B. Weschler, H. Kan, Z. Zhao et Y. Zhang. 2023a. "The burden of disease attributable to indoor air pollutants in China from 2000 to 2017." *Lancet Planet Health* 7 (11): e900–11. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(23\)00215-2](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(23)00215-2).
- Liu, W., Y. Sun, N. Liu, J. Hou, X. Huo, Y. Zhao, Y. Zhang, F. Deng, H. Kan, Z. Zhao, C. Huang, B. Zhao, X. Zeng, H. Qian, X. Zheng, J. Mo, C. Sun, C. Su, Z. Zou, H. Li, J. Guo et Z. Bu. 2022b. "Indoor exposure to phthalates and its burden of disease in China." *Indoor Air* 32 (4): e13030. <https://doi.org/10.1111/ina.13030>.
- Logue, J. M., P. N. Price, M. H. Sherman et B. C. Singer. 2012. "A method to estimate the chronic health impact of air pollutants in U.S. residences." *Environ Health Perspect* 120 (2): 216–22. <https://doi.org/10.1289/ehp.1104035>.
- Logue, J. M., M. Sleiman, V. N. Montesinos, M. L. Russell, M. I. Litter, N. L. Benowitz, L. A. Gundel et H. Destailhats. 2017. "Emissions from Electronic Cigarettes: Assessing Vapers' Intake of Toxic Compounds, Secondhand Exposures, and the Associated Health Impacts." *Environ Sci Technol* 51 (16): 9271–9. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00710>.
- Long, C. M., H. H. Suh, L. Kobzik, P. J. Catalano, Y. Y. Ning et P. Koutrakis. 2001. "A pilot investigation of the relative toxicity of indoor and outdoor fine particles: in vitro effects of endotoxin and other particulate properties." *Environ Health Perspect* 109 (10): 1019–26. <https://doi.org/10.1289/ehp.011091019>.
- Lönnroth, K., K. G. Castro, J. M. Chakaya, L. S. Chauhan, K. Floyd, P. Glaziou et M. C. Raviglione. 2010. "Tuberculosis control and elimination 2010–50: cure, care, and social development." *Lancet* 375 (9728): 1814–29. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(10\)60483-7](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(10)60483-7).
- Lopez-Jaramillo, P., P. Joseph, J. P. Lopez-Lopez, F. Lanas, A. Avezum, R. Diaz, P. A. Camacho, P. Seron, G. Oliveira, A. Orlandini, S. Rangarajan, S. Islam et S. Yusuf. 2022. "Risk factors, cardiovascular disease, and mortality in South America: a PURE substudy." *Eur Heart J* 43 (30): 2841–51. <https://doi.org/10.1093/eurheartj/ehac113>.
- Lorenzo-Gonzalez, M., A. Ruano-Ravina, M. Torres-Duran, Karl T. Kelsey, M. Provencio, I. Parente-Lamelas, M. Piñeiro-Lamas, L. Varela-Lema, M. Perez-Rios, A. Fernandez-Villar et J. M. Barros-Dios. 2020. "Lung cancer risk and

- residential radon exposure: A pooling of case-control studies in northwestern Spain." *Environ Res* 189: 109968. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109968>.
- Lubin, J. 1994. *Radon and lung cancer risk : a joint analysis of 11 underground miners studies*. Bethesda, Md.: U.S. Dept. of Health and Human Services, Public Health Service, National Institutes of Health.
- Lubin, J. H. 2003. "Studies of radon and lung cancer in North America and China." *Radiat Prot Dosimetry* 104 (4): 315-9. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.rpd.a006194>.
- Ma, H. B. et C. J. Hong. 1992. "Effects of particulate air pollution on respiratory disease." *Chinese Journal of Public Health* 11: 229-32.
- Macacu, A., P. Autier, M. Boniol et P. Boyle. 2015. "Active and passive smoking and risk of breast cancer: a meta-analysis." *Breast Cancer Res Treat* 154 (2): 213-24. <https://doi.org/10.1007/s10549-015-3628-4>.
- MacDonald Gibson, J. et Z. S. Farah. 2012. "Environmental risks to public health in the United Arab Emirates: A quantitative assessment and strategic plan." *Environ Health Perspect* 120 (5): 681-6. <https://doi.org/10.1289/ehp.1104064>.
- MacDonald Gibson, J., J. Thomsen, F. Launay, E. Harder et N. DeFelice. 2013. "Deaths and Medical Visits Attributable to Environmental Pollution in the United Arab Emirates." *PLoS One* 8 (3): e57536. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0057536>.
- MacIntosh, D. L., T. Minegishi, M. Kaufman, B. J. Baker, J. G. Allen, J. I. Levy et T. A. Myatt. 2010. "The benefits of whole-house in-duct air cleaning in reducing exposures to fine particulate matter of outdoor origin: A modeling analysis." *J Expo Sci Environ Epidemiol* 20 (2): 213-24. <https://doi.org/10.1038/jes.2009.16>.
- Mainka, A. et P. Fantke. 2022. "Preschool children health impacts from indoor exposure to PM2.5 and metals." *Environ Int* 160: 107062. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.107062>.
- Malinovská, J., M. Lustigová, J. Michalec, P. Krollová, A. Fruhaufova, L. Bučková, A. Romanová, K. Beňová, E. Povolná, E. S. Guru, K. Kozmíková et J. Brož. 2025. "Prevalence of smoking and smoking cessation and associated factors in diabetes population aged 50 years and over in Europe." *Sci Rep* 15 (1): 14123. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-98876-2>.
- Medina, S., M. Corso, O. Chanel, V. Wagner, P. de Crouy-Chanel, S. Host, K. Ndiaye, A. Colette, E. Real, S. Deguen, S. Cassadou, F. Chin, M.-C. Delmas, S. Fosse, C. Grave, V. Olié, P. Poinat, V. Pontiers, N. Allemand et M. Blanchard. 2025a. *Estimation de la morbidité attribuable à l'exposition à long terme à la pollution de l'air ambiant et de ses impacts économiques en France hexagonale, 2016-2019. Volume 1 : Évaluation quantitative d'impact sur la santé (EQIS-PA)* Santé publique France. <https://www.santepubliquefrance.fr/determinants-de-sante/pollution-et-sante/air/documents/enquetes-etudes/estimation-de-la-morbidite-attribuable-a-l-exposition-a-long-terme-a-la-pollution-de-l-air-ambiant-et-de-ses-impacts-economiques-en-france-hexagonale>.
- Medina, S., M. Corso, O. Chanel, V. Wagner, P. de Crouy-Chanel, S. Host, K. Ndiaye, A. Colette, E. Real, S. Deguen, S. Cassadou, F. Chin, M.-C. Delmas, S. Fosse, C. Grave, V. Olié, P. Poinat, V. Pontiers, N. Allemand et M. Blanchard. 2025b. *Estimation de la morbidité attribuable à l'exposition à long terme à la pollution de l'air ambiant et de ses impacts économiques en France hexagonale, 2016-2019. Volume 2 : Evaluation des impacts économiques*. Santé publique France. <https://www.santepubliquefrance.fr/determinants-de-sante/pollution-et-sante/air/documents/enquetes-etudes/estimation-de-la-morbidite-attribuable-a-l-exposition-a-long-terme-a-la-pollution-de-l-air-ambiant-et-de-ses-impacts-economiques-en-france-hexagonale2>.
- Meijer, A. 2007. "Human health damages due to indoor sources of radon in life cycle assessment of dwellings." Proceedings of IBPSA (International Building Performance Simulation Association), 2007.
- Meijer, A., M. A. J. Huijbregts et L. Reijnders. 2005. "Human health damages due to indoor sources of organic compounds and radioactivity in life cycle impact assessment of dwellings - Part 1: Characterisation factors." *Int J Life Cycle Assess* 10 (5): 309-16. <https://doi.org/10.1065/lca2004.12.194.1>.
- Mestl, H. E. S., K. Aunan et H. M. Seip. 2007. "Health benefits from reducing indoor air pollution from household solid fuel use in China - Three abatement scenarios." *Environ Int* 33 (6): 831-40. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.03.012>.
- Mestl, H. E. S. et R. Edwards. 2011. "Global burden of disease as a result of indoor air pollution in Shaanxi, Hubei and Zhejiang, China." *Sci Total Environ* 409 (8): 1391-8. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.01.020>.
- Miligkos, M., J. Oh, R. Kwon, GN Konstantinou, S. Kim, D. K. Yon et N. G. Papadopoulos. 2025. "Epidemiology of asthma across the ages." *Ann Allergy Asthma Immunol* 134 (4): 376-84.e13. <https://doi.org/10.1016/j.anaai.2024.12.004>.

- Miller, K. A., S. Siscovick D., L. Sheppard, K. Shepherd, H. Sullivan J., G. L. Anderson et J. D. Kaufman. 2007. "Long-Term Exposure to Air Pollution and Incidence of Cardiovascular Events in Women." *N Engl J Med* 356 (5): 447-58. <https://doi.org/10.1056/NEJMoa054409>.
- Milner, J., B. Armstrong, M. Davies, I. Ridley, Z. Chalabi, C. Shrubsole, S. Vardoulakis et P. Wilkinson. 2017. "An Exposure-Mortality Relationship for Residential Indoor PM2.5 Exposure from Outdoor Sources." *Climate* 5 (3): 66. <https://doi.org/10.3390/cli5030066>.
- Milner, J., Z. Chalabi, S. Vardoulakis et P. Wilkinson. 2015. "Housing interventions and health: Quantifying the impact of indoor particles on mortality and morbidity with disease recovery." *Environ Int* 81: 73-9. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.04.011>.
- Mohajeri, N., S. C. Hsu, J. Milner, J. Taylor, G. Kiesewetter, A. Gudmundsson, H. Kennard, I. Hamilton et M. Davies. 2023. "Urban-rural disparity in global estimation of PM2.5 household air pollution and its attributable health burden." *Lancet Planet Health* 7 (8): e660-72. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(23\)00133-X](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(23)00133-X).
- Mondal, I., M. Groves, E. M. Driver, W. Vittori et R. U. Halden. 2024. "Carcinogenic formaldehyde in U.S. residential buildings: Mass inventories, human health impacts, and associated healthcare costs." *Sci Total Environ* 944: 173640. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173640>.
- Monn, C. et S. Becker. 1999. "Cytotoxicity and induction of proinflammatory cytokines from human monocytes exposed to fine (PM2.5) and coarse particles (PM10-2.5) in outdoor and indoor air." *Toxicol Appl Pharmacol* 155 (3): 245-52. <https://doi.org/10.1006/taap.1998.8591>.
- Mounier, M., M. Maynadié, X. Troussard, S. Orazio, A. Monnerneau, E. Cornet, C. Lecoffre, L. Lafay, G. Coureau et B. Trétarre. 2020. *Survie des personnes atteintes de cancer en France métropolitaine 1989-2018 - Leucémies aiguës myéloïdes*. Institut national du cancer. <https://www.cancer.fr/toute-l-information-sur-les-cancers/comprendre-les-cancers/epidemiologie-et-donnees-en-cancerologie/les-donnees-sur-les-cancers/survie-des-personnes-atteintes-de-cancer-en-france-metropolitaine/hemopathies-malignes/leucemies-aigues-myeloides-lam>.
- Mudarri, D. H. 2016. "Valuing the Economic Costs of Allergic Rhinitis, Acute Bronchitis, and Asthma from Exposure to Indoor Dampness and Mold in the US." *J Environ Public Health* 2016: 2386596. <https://doi.org/10.1155/2016/2386596>.
- Murray, C. J., M. Ezzati, A. D. Flaxman, S. Lim, R. Lozano, C. Michaud, M. Naghavi, J. A. Salomon, K. Shibuya, T. Vos, D. Wikler et A. D. Lopez. 2012. "GBD 2010: design, definitions, and metrics." *Lancet* 380 (9859): 2063-6. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(12\)61899-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(12)61899-6).
- NASEM. 2024. *Health Risks of Indoor Exposure to Fine Particulate Matter and Practical Mitigation Solutions*. National Academies of Sciences, Engineering and Medicine (NASEM). <https://www.nationalacademies.org/projects/NAE-NAE-21-01>.
- National Cancer Institute. 1999. *Health Effects of Exposure to Environmental Tobacco Smoke. Tobacco Control Monograph No. 10*. U.S. Department of Health and Human Services, National Institutes of Health, National Cancer Institute. <https://cancercontrol.cancer.gov/brp/tcrb/monographs/monograph-10>.
- National Research Council. 1988. *Health Risks of Radon and Other Internally Deposited Alpha-Emitters: BEIR IV*. Washington, DC: The National Academies Press.
- National Research Council. 1999. *Health Effects of Exposure to Radon: BEIR VI*. Washington, DC: The National Academies Press.
- Nie, T., G. Zhang, Y. Sun, W. Wang, T. Wang et H. Duan. 2025. "Effects of Indoor Air Quality on Human Physiological Impact: A Review." *Buildings* 15 (8): 1296. <https://doi.org/10.3390/buildings15081296>.
- Norman, R., B. Barnes, A. Mathee et D. Bradshaw. 2007. "Estimating the burden of disease attributable to indoor air pollution from household use of solid fuels in South Africa in 2000." *S Afr Med J* 97 (8): 764-71.
- Norman, R., D. Bradshaw, S. Lewin, E. Cairncross, N. Nannan et T. Vos. 2010. "Estimating the burden of disease attributable to four selected environmental risk factors in South Africa." *Rev Environ Health* 25 (2): 87-119. <https://doi.org/10.1515/REVEH.2010.25.2.87>.
- Nuorti, J. P., J. C. Butler, M. M. Farley, L. H. Harrison, A. McGeer, M. S. Kolczak et R. F. Breiman. 2000. "Cigarette smoking and invasive pneumococcal disease." *N Engl J Med* 342 (10): 681-9. <https://doi.org/10.1056/nejm200003093421002>.
- Oberg, M., M. S. Jaakkola, A. Woodward, A. Peruga et A. Prüss-Ustün. 2011. "Worldwide burden of disease from exposure to second-hand smoke: a retrospective analysis of data from 192 countries." *Lancet* 377 (9760): 139-46. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(10\)61388-8](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(10)61388-8).
- OCDE. 2016. *Les conséquences économiques de la pollution de l'air extérieur*. Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) (Éditions OCDE, Paris).

- OCDE. 2025. *Mortality Risk Valuation in Policy Assessment: A Global Meta-Analysis of Value of Statistical Life Studies*. Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) (Éditions OCDE, Paris).
- OMS. 2009a. *WHO guidelines for indoor air quality: dampness and mould*. Organisation Mondiale de la Santé (OMS). <https://www.who.int/publications/i/item/9789289041683>.
- OMS. 2009b. *WHO Handbook on indoor radon: a public health perspective*. Organisation Mondiale de la Santé (OMS). <https://www.who.int/publications/i/item/9789241547673>.
- OMS. 2010. *WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants*. Organisation Mondiale de la Santé (OMS). <https://www.who.int/publications/i/item/9789289002134>.
- OMS. 2014. *WHO guidelines for indoor air quality: household fuel combustion*. Organisation Mondiale de la Santé (OMS). <https://www.who.int/publications/i/item/9789241548885>.
- OMS. 2020. *WHO methods and data sources for global burden of disease estimates 2000-2019*. Organisation Mondiale de la Santé (OMS) (Genève). https://www.who.int/docs/default-source/global-health-estimates/ghe2019_daly-methods.pdf.
- OMS. 2021. *WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*. Organisation Mondiale de la Santé (OMS). <https://www.who.int/publications/i/item/9789240034228>.
- OMS. 2023. "AirQ+: Software Tool for Health Risk Assessment of Air Pollution." Consulté le 31 juillet 2026. <https://www.who.int/europe/tools-and-toolkits/airq---software-tool-for-health-risk-assessment-of-air-pollution>.
- OMS Europe. 2011a. *Environmental burden of disease associated with inadequate housing: a method guide to the quantification of health effects of selected housing risks in the WHO European Region*. Organisation Mondiale de la Santé (OMS), bureau Europe. <https://www.who.int/publications/i/item/9789289057899>.
- OMS Europe. 2011b. *Burden of disease from environmental noise - quantification of health life years lost in Europe*. Organisation Mondiale de la Santé (OMS), bureau Europe. <https://www.who.int/publications/i/item/burden-of-disease-from-environmental-noise-quantification-of-healthy-life-years-lost-in-europe>.
- OMS Europe. 2013a. *Review of evidence on health aspects of air pollution: REVIHAAP project - technical report*. Organisation Mondiale de la Santé (OMS), bureau Europe. <https://www.who.int/europe/publications/i/item/WHO-EURO-2013-4101-43860-61757>.
- OMS Europe. 2013b. *Health risks of air pollution in Europe - HRAPIE project: recommendations for concentration-response functions for cost-benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide*. Organisation Mondiale de la Santé (OMS), bureau Europe. <https://www.who.int/europe/publications/i/item/WHO-EURO-2013-8621-48393-71842>.
- OMS Europe. 2021. *Literature review on chemical pollutants in indoor air in public settings for children and overview of their health effects with a focus on schools, kindergartens and day-care centres*. Organisation Mondiale de la Santé (OMS), bureau Europe. <https://www.who.int/europe/publications/i/item/9789289055642>.
- Oxlade, O. et M. Murray. 2012. "Tuberculosis and Poverty: Why Are the Poor at Greater Risk in India?" *PLoS One* 7 (11): e47533. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0047533>.
- Pál, L., S. Lovas, M. McKee, J. Diószegi, N. Kovács et S. Szűcs. 2024. "Exposure to volatile organic compounds in offices and in residential and educational buildings in the European Union between 2010 and 2023: A systematic review and health risk assessment." *Sci Total Environ* 945: 173965. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173965>.
- Pappin, A. J., T. Christidis, L. L. Pinault, D. L. Crouse, J. R. Brook, A. Erickson, P. Hystad, C. Li, R. V. Martin, J. Meng, S. Weichenthal, A. van Donkelaar, M. Tjepkema, M. Brauer et R. T. Burnett. 2019. "Examining the Shape of the Association between Low Levels of Fine Particulate Matter and Mortality across Three Cycles of the Canadian Census Health and Environment Cohort." *Environ Health Perspect* 127 (10): 107008. <https://doi.org/10.1289/ehp5204>.
- Park, J., H. J. Kim, C. H. Lee, C. H. Lee et H. W. Lee. 2021. "Impact of long-term exposure to ambient air pollution on the incidence of chronic obstructive pulmonary disease: A systematic review and meta-analysis." *Environ Res* 194: 110703. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110703>.
- Pasquereau, A., A. Gautier, R. Andler, R. Guignard, J.B. Richard, V. Nguyen-Thanh et le groupe Baromètre santé. 2017. "Tabac et e-cigarette en France: niveaux d'usage d'après les premiers résultats du Baromètre santé 2016." *Bull Epidemiol Hebd* 12: 214-22.
- Pawel, D. J. et J. S. Puskin. 2004. "The U.S. Environmental Protection Agency's assessment of risks from indoor radon." *Health Phys* 87 (1): 68-74. <https://doi.org/10.1097/00004032-200407000-00008>.

- Pekkanen, J., A. Hyvärinen, U. Haverinen-Shaughnessy, M. Korppi, T. Putus et A. Nevalainen. 2007. "Moisture damage and childhood asthma: a population-based incident case-control study." *Eur Respir J* 29 (3): 509-15. <https://doi.org/10.1183/09031936.00040806>.
- Pérez-Ríos, M., J. M. Barros-Dios, A. Montes-Martínez et A. Ruano-Ravina. 2010. "Attributable mortality to radon exposure in Galicia, Spain. Is it necessary to act in the face of this health problem?" *BMC Public Health* 10: 256. <https://doi.org/10.1186/1471-2458-10-256>.
- Perez, T., P. Serrier, C. Pribil et A. Mahdad. 2013. "BPCO et qualité de vie : impact de la maladie en médecine générale en France." *Revue des Maladies Respiratoires* 30 (1): 22-32. <https://doi.org/10.1016/j.rmr.2012.08.005>.
- Perron, G., M. Garcia, F. Carbonnel, F. Trebuchon, J.-P. Daures, M. Amouyal, P. Demoly et D. Costa. 2019. "Le Childhood Asthma Control Test améliore les adaptations thérapeutiques recommandées chez les asthmatiques de 6 à 11 ans en médecine générale. Étude prospective comparative randomisée." *La Presse Médicale* 48 (9): e257-66. <https://doi.org/10.1016/j.lpm.2018.10.021>.
- Peterson, E., A. Aker, J. Kim, Y. Li, K. Brand et R. Copes. 2013. "Lung cancer risk from radon in Ontario, Canada: how many lung cancers can we prevent?" *Cancer Causes Control* 24 (11): 2013-20. <https://doi.org/10.1007/s10552-013-0278-x>.
- Pope, C. A. 3rd, R. T. Burnett, M. J. Thun, E. E. Calle, D. Krewski, K. Ito et G. D. Thurston. 2002. "Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution." *Jama* 287 (9): 1132-41. <https://doi.org/10.1001/jama.287.9.1132>.
- Pope, C. A., 3rd, R. T. Burnett, G. D. Thurston, M. J. Thun, E. E. Calle, D. Krewski et J. J. Godleski. 2004. "Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution: epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease." *Circulation* 109 (1): 71-7. <https://doi.org/10.1161/01.Cir.0000108927.80044.7f>.
- Pope, C. A., 3rd et D. W. Dockery. 2006. "Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect." *J Air Waste Manag Assoc* 56 (6): 709-42. <https://doi.org/10.1080/10473289.2006.10464485>.
- Pope, C. A., 3rd, M. Ezzati et D. W. Dockery. 2009. "Fine-particulate air pollution and life expectancy in the United States." *N Engl J Med* 360 (4): 376-86. <https://doi.org/10.1056/NEJMs0805646>.
- Price, D., M. Fletcher et T. van der Molen. 2014. "Asthma control and management in 8,000 European patients: the REcognise Asthma and Link to Symptoms and Experience (REALISE) survey." *npj Prim Care Respir Med* 24 (1): 14009. <https://doi.org/10.1038/npjpcrm.2014.9>.
- Puzzolo, E., N. Fleeman, F. Lorenzetti, F. Rubinstein, Y. Li, R. Xing, G. Shen, E. Nix, M. Maden, R. Bresnahan, R. Duarte, L. Abebe, J. Lewis, K. N. Williams, H. Adahir-Rohani et D. Pope. 2024. "Estimated health effects from domestic use of gaseous fuels for cooking and heating in high-income, middle-income, and low-income countries: a systematic review and meta-analyses." *Lancet Respir Med* 12 (4): 281-93. [https://doi.org/10.1016/S2213-2600\(23\)00427-7](https://doi.org/10.1016/S2213-2600(23)00427-7).
- Qin, P., X. Luo, Y. Zeng, Y. Zhang, Y. Li, Y. Wu, M. Han, R. Qie, X. Wu, D. Liu, S. Huang, Y. Zhao, Y. Feng, X. Yang, F. Hu, X. Sun, D. Hu et M. Zhang. 2021. "Long-term association of ambient air pollution and hypertension in adults and in children: A systematic review and meta-analysis." *Sci Total Environ* 796: 148620. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148620>.
- Quansah, R., M. S. Jaakkola, T. T. Hugg, S. A. Heikkinen et J. J. Jaakkola. 2012. "Residential dampness and molds and the risk of developing asthma: a systematic review and meta-analysis." *PLoS One* 7 (11): e47526. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0047526>.
- Quatremère, G., A. Pasquereau, R. Guignard, R. Andler, V. Nguyen-Thanh et les groupes Baromètre de Santé publique France 2020. *Exposition à la fumée de tabac sur le lieu de travail et au domicile entre 2014 et 2018 : résultats du Baromètre de Santé publique France*. Santé publique France. <https://www.santepubliquefrance.fr/determinants-de-sante/tabac/documents/rapport-synthese/exposition-a-la-fumee-de-tabac-sur-le-lieu-de-travail-et-au-domicile-entre-2014-et-2018-resultats-du-barometre-de-sante-publique-france>.
- Rabbani, U., A. Sahito, A. A. Nafees, A. Kazi et Z. Fatmi. 2017. "Pulmonary Tuberculosis Is Associated with Biomass Fuel Use among Rural Women in Pakistan: An Age- and Residence-Matched Case-Control Study." *Asia-Pac J Public Health* 29 (3): 211-8. <https://doi.org/10.1177/1010539517696554>.
- Ragas, A. M. J., R. Oldenkamp, N. L. Preeker, J. Wernicke et U. Schlink. 2011. "Cumulative risk assessment of chemical exposures in urban environments." *Environ Int* 37 (5): 872-81. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.02.015>.
- Raherison, C., P. Mayran, A. Jeziorski, A. Deccache et A. Didier. 2017. "Patient asthmatique : contrôle, ressenti et observance. Résultats français de l'enquête REALISE™." *Revue des Maladies Respiratoires* 34 (1): 19-28. <https://doi.org/10.1016/j.rmr.2016.04.003>.

- Ramalho, O., C. Dassonville, A. Grégoire, S. Sivanantham, E. Lafaurie, M.J. Rueda Lopez, P. Bonnet, V. Desvignes et D. Samri. 2025. *Campagne Nationale Logements 2 : Etat de la qualité de l'air dans les logements en France métropolitaine. Partie 1 : COV, COSV, NO2 et Radon (SC-QEI-2025-109)*. OQEI (Observatoire de la Qualité des Environnements Intérieurs). <https://www.oqei.fr/fr/campagnes-et-etudes/campagne-nationale-logements-2>.
- Rao, S., V. Chirkov, F. Dentener, R. van Dingenen, S. Pachauri, P. Purohit, M. Amann, C. Heyes, P. Kinney, P. Kolp, Z. Klimont, K. Riahi et W. Schoepp. 2012. "Environmental Modeling and Methods for Estimation of the Global Health Impacts of Air Pollution." *Environ Model Assess* 17 (6): 613–22. <https://doi.org/10.1007/s10666-012-9317-3>.
- Real, E., F. Couvidat, A. Ung, L. Malherbe, B. Raux, A. Gressent et A. Colette. 2022. "Historical reconstruction of background air pollution over France for 2000–2015." *Earth Syst Sci Data* 14 (5): 2419–43. <https://doi.org/10.5194/essd-14-2419-2022>.
- Rezaei, N., M. Sharafkhah, Y. Farahmand, S. G. Sepanlou, S. Dalvand, H. Poustchi, A. Sajadi, S. Masoudi, G. Roshandel, M. Khoshnia, L. Eslami, M. Akhlaghi et A. Delavari. 2024. "Population attributable fractions of cancer mortality related to indoor air pollution, animal contact, and water source as environmental risk factors: Findings from the Golestan Cohort Study." *PLoS One* 19 (6): e0304828. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0304828>.
- Riggs, L., M. Keall, P. Howden-Chapman et M. G. Baker. 2021. "Environmental burden of disease from unsafe and substandard housing, New Zealand, 2010–2017." *Bull World Health Organ* 99 (4): 259–70. <https://doi.org/10.2471/blt.20.263285>.
- Rocabois, A. 2024. "Caractérisation de l'impact de l'exposome sur la santé des enfants européens." Thèse de doctorat, Université Grenoble Alpes. <https://theses.fr/2024GRALS032>.
- Roman, H. A., K. D. Walker, T. L. Walsh, L. Conner, H. M. Richmond, B. J. Hubbell et P. L. Kinney. 2008. "Expert judgment assessment of the mortality impact of changes in ambient fine particulate matter in the U.S." *Environ Sci Technol* 42 (7): 2268–74. <https://doi.org/10.1021/es0713882>.
- Ruano-Ravina, A., L. Varela Lema, M. García Talavera, M. García Gómez, S. González Muñoz, M. I. Santiago-Pérez, J. Rey-Brandariz, J. Barros-Dios et M. Pérez-Ríos. 2021. "Lung cancer mortality attributable to residential radon exposure in Spain and its regions." *Environ Res* 199: 111372. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111372>.
- Rumchev, K. B., J. T. Spickett, M. K. Bulsara, M. R. Phillips et S. M. Stick. 2002. "Domestic exposure to formaldehyde significantly increases the risk of asthma in young children." *Eur Respir J* 20 (2): 403–8. <https://doi.org/10.1183/09031936.02.00245002>.
- Rumrich, I. K. et O. Hänninen. 2015. "Environmental Asthma Reduction Potential Estimates for Selected Mitigation Actions in Finland Using a Life Table Approach." *Int J Environ Res Public Health* 12 (6): 6506–22. <https://doi.org/10.3390/ijerph120606506>.
- Samet, J. M., E. Avila-Tang, P. Boffetta, L. M. Hannan, S. Olivo-Marston, M. J. Thun et C. M. Rudin. 2009. "Lung Cancer in Never Smokers: Clinical Epidemiology and Environmental Risk Factors." *Clin Cancer Res* 15 (18): 5626–45. <https://doi.org/10.1158/1078-0432.CCR-09-0376>.
- Savouré, M., J. Bousquet, J. J. K. Jaakkola, M. S. Jaakkola, B. Jacquemin et R. Nadif. 2022. "Worldwide prevalence of rhinitis in adults: A review of definitions and temporal evolution." *Clin Transl Allergy* 12 (3): e12130. <https://doi.org/10.1002/clt2.12130>.
- Savouré, M., J. Bousquet, B. Leynaert, A. Renuy, V. Siroux, M. Goldberg, M. Zins, B. Jacquemin et R. Nadif. 2023. "Rhinitis phenotypes and multimorbidities in the general population: the CONSTANCES cohort." *Eur Respir J* 61 (2): 2200943. <https://doi.org/10.1183/13993003.00943-2022>.
- Schlienger, J.-L. 2013. "Complications du diabète de type 2." *La Presse Médicale* 42 (5): 839–48. <https://doi.org/10.1016/j.lpm.2013.02.313>.
- Scholten, B., L. Portengen, A. Pronk, R. Stierum, G. S. Downward, J. Vlaanderen et R. Vermeulen. 2022. "Estimation of the Exposure-Response Relation between Benzene and Acute Myeloid Leukemia by Combining Epidemiologic, Human Biomarker, and Animal Data." *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev* 31 (4): 751–7. <https://doi.org/10.1158/1055-9965.Epi-21-0287>.
- Schram-Bijkerk, D., E. E. M. M. Van Kempen et A. B. Knol. 2013. "The burden of disease related to indoor air in the Netherlands: Do different methods lead to different results?" *Occup Environ Med* 70 (2): 126–32. <https://doi.org/10.1136/oemed-2012-100707>.
- Schucht, S., F. Tognet, A. Colette, L. Letinois, C. Lenoble, S. Agasse et Q. Mathieu. 2019. *Coût économique pour l'agriculture des impacts de la pollution de l'air par l'ozone - APollO: analyse économique des impacts de la pollution atmosphérique de l'ozone sur la productivité agricole et sylvicole en France*.

<https://bibliothèque.ademe.fr/air/327-cout-economique-pour-l-agriculture-des-impacts-de-la-pollution-de-l-air-par-l-ozone.html#>.

- Sehgal, M., S. A. Rizwan et A. Krishnan. 2014. "Disease burden due to biomass cooking-fuel-related household air pollution among women in India." *Global Health Action* 7 (1): 25326. <https://doi.org/10.3402/gha.v7.25326>.
- Shan, X., X. Tian, B. Wang, L. He, L. Zhang, B. Xue, C. Liu, L. Zheng, Y. Yu et B. Luo. 2022. "A global burden assessment of lung cancer attributed to residential radon exposure during 1990–2019." *Indoor Air* 32 (10): e13120. <https://doi.org/10.1111/ina.13120>.
- Simkovich, S. M., D. Goodman, C. Roa, M. E. Crocker, G. E. Gianella, B. J. Kirenga, R. A. Wise et W. Checkley. 2019. "The health and social implications of household air pollution and respiratory diseases." *npj Prim Care Respir Med* 29 (1): 12. <https://doi.org/10.1038/s41533-019-0126-x>.
- Simons, E., T. To et S. Dell. 2011. "The population attributable fraction of asthma among Canadian children." *Can J Public Health* 102 (1): 35–41. <https://doi.org/10.1007/bf03404874>.
- Sleiman, M., J. M. Logue, W. Luo, J. F. Pankow, L. A. Gundel et H. Destailats. 2014. "Inhalable constituents of thirdhand tobacco smoke: Chemical characterization and health impact considerations." *Environ Sci Technol* 48 (22): 13093–101. <https://doi.org/10.1021/es5036333>.
- Smith, K. R. 2000. "National burden of disease in India from indoor air pollution." *Proc Natl Acad Sci USA* 97 (24): 13286–93. <https://doi.org/10.1073/pnas.97.24.13286>.
- Smith, K. R., N. Bruce, K. Balakrishnan, H. Adair-Rohani, J. R. Balmes, Z. Chafe, M. Dherani, H. D. Hosgood, S. Mehta, D. Pope et E. Rehfuess. 2014. "Millions dead: how do we know and what does it mean? Methods used in the comparative risk assessment of household air pollution." *Annu Rev Public Health* 35: 185–206. <https://doi.org/10.1146/annurev-publhealth-032013-182356>.
- Soerjomataram, I., K. Shield, C. Marant-Micallef, J. Vignat, C. Hill, A. Rogel, G. Menvielle, L. Dossus, J. N. Ormsby, J. Rehm, L. Rushton, P. Vineis, M. Parkin et F. Bray. 2018. "Cancers related to lifestyle and environmental factors in France in 2015." *Eur J Cancer* 105: 103–13. <https://doi.org/10.1016/j.ejca.2018.09.009>.
- Soltanpour, Z., Y. Mohammadian et Y. Fakhri. 2022. "The exposure to formaldehyde in industries and health care centers: A systematic review and probabilistic health risk assessment." *Environ Res* 204: 112094. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112094>.
- Steenland, K. 1999. "Risk assessment for heart disease and workplace ETS exposure among nonsmokers." *Environ Health Perspect* 107 Suppl 6 (Suppl 6): 859–63. <https://doi.org/10.1289/ehp.99107s6859>.
- Steindorf, K., J. Lubin, H. E. Wichmann et H. Becher. 1995. "Lung cancer deaths attributable to indoor radon exposure in West Germany." *Int J Epidemiol* 24 (3): 485–92. <https://doi.org/10.1093/ije/24.3.485>.
- Stevens, G. A., R. H. Dias et M. Ezzati. 2008. "The effects of 3 environmental risks on mortality disparities across Mexican communities." *Proc Natl Acad Sci USA* 105 (44): 16860–5. <https://doi.org/10.1073/pnas.0808927105>.
- Strak, M., G. Weinmayr, S. Rodopoulou, J. Chen, K. de Hoogh, Z. J. Andersen, R. W. Atkinson, M. Bauwelinck, T. Bekkevold, T. Bellander, M.-C. Boutron-Ruault, J. Brandt, G. Cesaroni, H. Concin, D. Focht, F. Forastiere, J. Gulliver, O. Hertel, B. Hoffmann, U. A. Hvidtfeldt, N. A. H. Janssen, K.-H. Jöckel, J. T. Jørgensen, M. Ketzel, J. O. Klompmaker, A. Lager, K. Leander, S. Liu, P. Ljungman, P. K. E. Magnusson, A. J. Mehta, G. Nagel, B. Oftedal, G. Pershagen, A. Peters, O. Raaschou-Nielsen, M. Renzi, D. Rizzuto, Y. T. van der Schouw, S. Schramm, G. Severi, T. Sigsgaard, M. Sørensen, M. Stafoggia, Anne Tjønneland, W. M. M. Verschuren, D. Vienneau, K. Wolf, K. Katsouyanni, B. Brunekreef, G. Hoek et E. Samoli. 2021. "Long term exposure to low level air pollution and mortality in eight European cohorts within the ELAPSE project: pooled analysis." *BMJ* 374: n1904. <https://doi.org/10.1136/bmj.n1904>.
- Su, C., M. Pan, N. Liu, Y. Zhang, H. Kan, Z. Zhao, F. Deng, B. Zhao, H. Qian, X. Zeng, Y. Sun, W. Liu, J. Mo, J. Guo, X. Zheng, C. Sun, Z. Zou, H. Li et C. Huang. 2022. "Lung cancer as adverse health effect by indoor radon exposure in China from 2000 to 2020: A systematic review and meta-analysis." *Indoor Air* 32 (11): e13154. <https://doi.org/10.1111/ina.13154>.
- Sun, C., Y. Cai, J. Chen, J. Li, C. Su, Z. Zou et C. Huang. 2024. "Indoor ammonia concentrations in college dormitories and the health effects." *J Build Eng* 84: 108556. <https://doi.org/10.1016/j.jobbe.2024.108556>.
- Sun, J., Y. Qiao, M. Zhao, C. G. Magnussen et B. Xi. 2023. "Global, regional, and national burden of cardiovascular diseases in youths and young adults aged 15–39 years in 204 countries/territories, 1990–2019: a systematic analysis of Global Burden of Disease Study 2019." *BMC Medicine* 21 (1): 222. <https://doi.org/10.1186/s12916-023-02925-4>.
- Sun, Y., J. Hou, Y. Sheng, X. Kong, L. B. Weschler et J. Sundell. 2019. "Modern life makes children allergic. A cross-sectional study: associations of home environment and lifestyles with asthma and allergy among children

- in Tianjin region, China." *Int Arch Occup Environ Health* 92 (4): 587–98. <https://doi.org/10.1007/s00420-018-1395-3>.
- Symonds, P., J. Milner, N. Mohajeri, J. Aplin, J. Hale, S. J. Lloyd, H. Fremont, S. Younkin, C. Shrubsole, L. Robertson, J. Taylor, N. Zimmermann, P. Wilkinson et M. Davies. 2020. "A tool for assessing the climate change mitigation and health impacts of environmental policies: the Cities Rapid Assessment Framework for Transformation (CRAFT)." *Wellcome Open Res* 5: 269. <https://doi.org/10.12688/wellcomeopenres.16345.2>.
- Thomson, N. C., R. Polosa et D. D. Sin. 2022. "Cigarette Smoking and Asthma." *J Allergy Clin Immunol Pract* 10 (11): 2783–97. <https://doi.org/10.1016/j.jaip.2022.04.034>.
- Tirmarche, M., D. Bergot, D. Laurier, G. Monchaux et A. Rogel. 2003. *Quantification of lung cancer risk after low radon exposure and low exposure rate : synthesis from epidemiological and experimental data*. Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire (IRSN). <https://recherche-expertise.asnr.fr/page/rapport-umiers-animal-data-final-report-quantification-lung-cancer-risk-after-low-radon>.
- Torres-Durán, M., J. M. Barros-Dios, A. Fernández-Villar et A. Ruano-Ravina. 2014. "Residential radon and lung cancer in never smokers. A systematic review." *Cancer Lett* 345 (1): 21–6. <https://doi.org/10.1016/j.canlet.2013.12.010>.
- Tsiavia, T., E. Fréalle, V. Bex, O. Dumas, M. Goldberg, N. Le Moual, C. Ribet, N. Roche, M. Sauré, R. Varraso, M. Zins, B. Leynaert, R. Nadif et L. Orsi. 2025. "Mouldy area size and asthma symptom score and control in adults: the CONSTANCES cohort." *Environ Res* 284: 122254. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.122254>.
- U.S. Department of Health and Human Services. 2006. *The Health Consequences of Involuntary Exposure to Tobacco Smoke: A Report of the Surgeon General*. U.S. Department of Health and Human Services, Centers for Disease Control and Prevention, Coordinating Center for Health Promotion, National Center for Chronic Disease Prevention and Health Promotion, Office on Smoking and Health (Atlanta, GA). https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK44324/pdf/Bookshelf_NBK44324.pdf.
- Underhill, L. J., C. W. Milando, J. I. Levy, W. S. Dols, S. K. Lee et M. P. Fabian. 2020. "Simulation of indoor and outdoor air quality and health impacts following installation of energy-efficient retrofits in a multifamily housing unit." *Build Environ* 170: 106507. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2019.106507>.
- US Burden of Disease Collaborators. 2013. "The state of US health, 1990–2010: burden of diseases, injuries, and risk factors." *Jama* 310 (6): 591–608. <https://doi.org/10.1001/jama.2013.13805>.
- US EPA. 2003. *EPA Assessment of Risks from Radon in Homes*. United States Environmental Protection Agency (US EPA), Office of Radiation and Indoor Air. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-05/documents/402-r-03-003.pdf>.
- US EPA. 2011. *The Benefits and Costs of the Clean Air Act from 1990 to 2020 (Final Report – Rev. A)*. U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Office of Air and Radiation. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-07/documents/fullreport_rev_a.pdf.
- US EPA. 2019. *Integrated Science Assessment (ISA) for Particulate Matter*. United States Environmental Protection Agency (US EPA). <https://www.epa.gov/isa/integrated-science-assessment-isa-particulate-matter>.
- Valent, F., D. Little, R. Bertollini, L. E. Nemer, F. Barbone et G. Tamburini. 2004. "Burden of disease attributable to selected environmental factors and injury among children and adolescents in Europe." *Lancet* 363 (9426): 2032–9. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(04\)16452-0](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(04)16452-0).
- Veloso, B., J. R. Nogueira et M. F. Cardoso. 2012. "Lung cancer and indoor radon exposure in the north of Portugal--an ecological study." *Cancer Epidemiol* 36 (1): e26–32. <https://doi.org/10.1016/j.canep.2011.10.005>.
- Vijay, S. et J. Wang. 2022. "Health benefit/burden, PM2.5 removal effectiveness, and power consumption based comparison of common residential air-cleaning technologies in the United States." *Indoor Air* 32 (7): e13080. <https://doi.org/10.1111/ina.13080>.
- Vlaanderen, J., Q. Lan, H. Kromhout, N. Rothman et R. Vermeulen. 2011. "Occupational benzene exposure and the risk of lymphoma subtypes: a meta-analysis of cohort studies incorporating three study quality dimensions." *Environ Health Perspect* 119 (2): 159–67. <https://doi.org/10.1289/ehp.1002318>.
- Vork, K. L., R. L. Broadwin et R. J. Blaisdell. 2007. "Developing asthma in childhood from exposure to secondhand tobacco smoke: insights from a meta-regression." *Environ Health Perspect* 115 (10): 1394–400. <https://doi.org/10.1289/ehp.10155>.
- Wagner, V., M. Pascal, M. Corso, A. Alari, T. Benmarhnia et A. Le Tertre. 2023. "On the supra-linearity of the relationship between air pollution, mortality and hospital admission in 18 French cities." *Int Arch Occup Environ Health* 96 (4): 551–63. <https://doi.org/10.1007/s00420-022-01948-3>.
- Wang, J.-B., Y.-G. Fan, Y. Jiang, P. Li, H.-J. Xiao, W.-Q. Chen, W.-Q. Wei, Q.-H. Zhou, Y.-L. Qiao et P. Boffetta. 2011. "Attributable causes of lung cancer incidence and mortality in China." *Thorac Cancer* 2 (4): 156–63. <https://doi.org/10.1111/j.1759-7714.2011.00067.x>.

- Wang, J., M. Pindus et C. Janson. 2019. "Dampness, mould, onset and remission of adult respiratory symptoms, asthma and rhinitis." *Eur Respir J* 53 (3): 1801921. <https://doi.org/10.1183/13993003.01921-2018>.
- Wang, K., Y. Zhang, Y. Wang, J. Liu, P. Zhou, Y. Yuan, Z. Yin, S. Mo, Y. Yu et M. Peng. 2022b. "Secular trends in global burden of diabetes attributable to particulate matter pollution from 1990 to 2019." *Environ Sci Pollut Res* 29 (35): 52844–56. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-19510-6>.
- Wang, Y., E. Cooper, F. Tahmasebi, J. Taylor, S. Stamp, P. Symonds, E. Burman et D. Mumovic. 2022. "Improving indoor air quality and occupant health through smart control of windows and portable air purifiers in residential buildings." *Build Serv Eng Res Technol* 43 (5): 571–88. <https://doi.org/10.1177/01436244221099482>.
- Wang, Y., Y.-S. Zhang et X.-P. Li. 2008. "The effect of air pollution on hospital visits for respiratory symptoms in urban areas of Jinan." *China Environ Sci* 28 (6): 571–6.
- Wargocki, P. 2016. "Ventilation, Indoor Air Quality, Health, and Productivity." Dans *Ergonomic Workplace Design for Health, Wellness, and Productivity*, édité par Taylor & Francis.
- Wargocki, P., J. A. Porras-Salazar, S. Contreras-Espinoza et W. Bahnfleth. 2020. "The relationships between classroom air quality and children's performance in school." *Build Environ* 173: 106749. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2020.106749>.
- Wargocki, P. et D. P. Wyon. 2013. "Providing better thermal and air quality conditions in school classrooms would be cost-effective." *Build Environ* 59: 581–9. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2012.10.007>.
- Wen, W., X. O. Shu, Y. T. Gao, G. Yang, Q. Li, H. Li et W. Zheng. 2006. "Environmental tobacco smoke and mortality in Chinese women who have never smoked: prospective cohort study." *Bmj* 333 (7564): 376. <https://doi.org/10.1136/bmj.38834.522894.2F>.
- Wyon, D. P. 2004. "The effects of indoor air quality on performance and productivity." *Indoor Air*: 92–101. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0668.2004.00278.x>.
- Xiang, J., E. Seto, J. Mo, J. Jim Zhang et Y. Zhang. 2021. "Impacts of implementing Healthy Building guidelines for daily PM2.5 limit on premature deaths and economic losses in urban China: A population-based modeling study." *Environ Int* 147: 106342. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106342>.
- Xiang, J., C. J. Weschler, J. Zhang, L. Zhang, Z. Sun, X. Duan et Y. Zhang. 2019. "Ozone in urban China: Impact on mortalities and approaches for establishing indoor guideline concentrations." *Indoor air* 29 (4): 604–15. <https://doi.org/10.1111/ina.12565>.
- Xie, Y., B. Zhao, Y. Zhao, Q. Luo, S. Wang, B. Zhao et S. Bai. 2017. "Reduction in population exposure to PM2.5 and cancer risk due to PM2.5-bound PAHs exposure in Beijing, China during the APEC meeting." *Environ Pollut* 225: 338–45. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.02.059>.
- Xu, H., Y. Liu, Q. Wang, R. Ma, J. Ban et T. Li. 2024. "The disease burden related to time-weighted PM2.5 exposure in China and the potential health benefits of the national standards for indoor air quality: A modeling study." *Sustain Horiz* 9: 100078. <https://doi.org/10.1016/j.horiz.2023.100078>.
- Yang, B.-Y., S. Fan, E. Thiering, J. Seissler, D. Nowak, G.-H. Dong et J. Heinrich. 2020. "Ambient air pollution and diabetes: A systematic review and meta-analysis." *Environ Res* 180: 108817. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108817>.
- Yang, J., Z. Lin et S. Shi. 2024. "Household air pollution and attributable burden of disease in rural China: A literature review and a modelling study." *J Hazard Mater* 470: 134159. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.134159>.
- Ye, Y., Y. T. Zhu, J. C. Zhang, H. L. Zhang, R. W. Fan, Y. X. Jin, H. Q. Hu, X. Y. Xin et D. Li. 2023. "Burden and attributable risk factors of ischemic stroke in China from 1990 to 2019: an analysis from the Global Burden of Disease Study 2019." *Front Neurol* 14: 1216777. <https://doi.org/10.3389/fneur.2023.1216777>.
- Yin, P., M. Brauer, A. Cohen, R. T. Burnett, J. Liu, Y. Liu, R. Liang, W. Wang, J. Qi, L. Wang et M. Zhou. 2017. "Long-term Fine Particulate Matter Exposure and Nonaccidental and Cause-specific Mortality in a Large National Cohort of Chinese Men." *Environ Health Perspect* 125 (11): 117002. <https://doi.org/10.1289/ehp1673>.
- Yu, P., S. Guo, R. Xu, T. Ye, S. Li, M. R. Sim, M. J. Abramson et Y. Guo. 2021. "Cohort studies of long-term exposure to outdoor particulate matter and risks of cancer: A systematic review and meta-analysis." *Innovation (Camb)* 2 (3): 100143. <https://doi.org/10.1016/j.xinn.2021.100143>.
- Yuan, S., J. Wang, Q. Jiang, Z. He, Y. Huang, Z. Li, L. Cai et S. Cao. 2019. "Long-term exposure to PM2.5 and stroke: A systematic review and meta-analysis of cohort studies." *Environ Res* 177: 108587. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108587>.
- Zaatari, M., E. Nirlo, D. Jareemit, N. Crain, J. Srebric et J. Siegel. 2014. "Ventilation and indoor air quality in retail stores: A critical review (RP-1596)." *HVAC & R Res* 20 (2): 276–94. <https://doi.org/10.1080/10789669.2013.869126>.

- Zhang, A., Y. Liu, J. S. Ji et B. Zhao. 2023. "Air Purifier Intervention to Remove Indoor PM2.5 in Urban China: A Cost-Effectiveness and Health Inequality Impact Study." *Environ Sci Technol* 57 (11): 4492–503. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c09730>.
- Zhang, Y., S. Tao, H. Shen et J. Ma. 2009. "Inhalation exposure to ambient polycyclic aromatic hydrocarbons and lung cancer risk of Chinese population." *Proc Natl Acad Sci USA* 106 (50): 21063–7. <https://doi.org/10.1073/pnas.0905756106>.
- Zhang, Z. L., J. Sun, J. Y. Dong, H. L. Tian, L. Xue, L. Q. Qin et J. Tong. 2012. "Residential radon and lung cancer risk: an updated meta-analysis of case-control studies." *Asian Pac J Cancer Prev* 13 (6): 2459–65. <https://doi.org/10.7314/apjcp.2012.13.6.2459>.
- Zhao, B., J. Zhao, H. Zha, R. Hu, Y. Liu, C. Liang, H. Shi, S. Chen, Y. Guo, D. Zhang, K. Aunan, S. Zhang, X. Zhang, L. Xue et S. Wang. 2021. "Health Benefits and Costs of Clean Heating Renovation: An Integrated Assessment in a Major Chinese City." *Environ Sci Technol* 55 (14): 10046–55. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c00930>.
- Zhao, B., H. Zheng, S. Wang, K. R. Smith, X. Lu, K. Aunan, Y. Gu, Y. Wang, D. Ding, J. Xing, X. Fu, X. Yang, K. N. Liou et J. Hao. 2018. "Change in household fuels dominates the decrease in PM2.5 exposure and premature mortality in China in 2005–2015." *Proc Natl Acad Sci USA* 115 (49): 12401–6. <https://doi.org/10.1073/pnas.1812955115>.
- Zhao, D., P. Azimi et B. Stephens. 2015. "Evaluating the Long-Term Health and Economic Impacts of Central Residential Air Filtration for Reducing Premature Mortality Associated with Indoor Fine Particulate Matter (PM2.5) of Outdoor Origin." *Int J Environ Res Public Health* 12 (7): 8448–79. <https://doi.org/10.3390/ijerph120708448>.
- Zhao, Y. 2007. *Study on health effect and economic loss on urban citizens caused by air pollution*. China University of Geoscience (Beijing, China).
- Zhou, B. et B. Zhao. 2012. "Population inhalation exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and associated lung cancer risk in Beijing region: Contributions of indoor and outdoor sources and exposures." *Atmos Environ* 62: 472–80. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.08.059>.
- Zhou, B. et B. Zhao. 2014. "Analysis of intervention strategies for inhalation exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and associated lung cancer risk based on a Monte Carlo population exposure assessment model." *PLoS One* 9 (1): e85676. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0085676>.
- Zhou, R. X., H. J. Liao, J. J. Hu, H. Xiong, X. Y. Cai et D. W. Ye. 2024. "Global Burden of Lung Cancer Attributable to Household Fine Particulate Matter Pollution in 204 Countries and Territories, 1990 to 2019." *J Thorac Oncol* 19 (6): 883–97. <https://doi.org/10.1016/j.jtho.2024.01.014>.
- Zhu, B., X. Wu, X. Wang, Q. Zheng et G. Sun. 2014. "The association between passive smoking and type 2 diabetes: a meta-analysis." *Asia Pac J Public Health* 26 (3): 226–37. <https://doi.org/10.1177/1010539514531041>.
- Zhu, W., J. Cai, Y. Hu, H. Zhang, X. Han, H. Zheng et J. Wu. 2021. "Long-term exposure to fine particulate matter relates with incident myocardial infarction (MI) risks and post-MI mortality: A meta-analysis." *Chemosphere* 267: 128903. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128903>.
- Zou, J., T. Sun, X. Song, Y. M. Liu, F. Lei, M. M. Chen, Z. Chen, P. Zhang, Y. X. Ji, X. J. Zhang, Z. G. She, J. Cai, Y. Luo, P. Wang et H. Li. 2022. "Distributions and trends of the global burden of COPD attributable to risk factors by SDI, age, and sex from 1990 to 2019: a systematic analysis of GBD 2019 data." *Respir Res* 23 (1): 90. <https://doi.org/10.1186/s12931-022-02011-y>.

10. Annexes

10.1. Liste des textes intégraux relus et raisons de leur exclusion le cas échéant

Au total, 176 textes intégraux ont été relus par deux coordinateurs de l'Anses pour ne retenir que les publications répondant aux critères PECOTS définis *a priori* (paragraphe 2.1). Les références citées dans les revues de la littérature (identifiées par * dans le tableau ci-dessous) ont été passées en revue et celles correspondant au périmètre selon les critères PECOTS ont été incluses dans le corpus, à l'exception des plus datées (publiées avant 2000).

Référence	Localisation	Décision après lecture du texte intégral	Raison de l'exclusion le cas échéant
Abtahi, M. 2017. "National and sub-national age-sex specific and cause-specific mortality and disability-adjusted life years (DALYs) attributable to household air pollution from solid cookfuel use (HAP) in Iran, 1990–2013." <i>Environ Res</i> 156: 87–96. https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.03.026 .	Iran	Inclusion	
Ajrouché, R. 2018. "Quantitative health impact of indoor radon in France." <i>Radiat Environ Biophys</i> 57 (3): 205–14. https://doi.org/10.1007/s00411-018-0741-x .	France	Inclusion	
Al-Arydah, M. 2018. "Estimating the burden of lung cancer and the efficiency of home radon mitigation systems in some Canadian provinces." <i>Sci Total Environ</i> 626: 287–306. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.028 .	Canada	Inclusion	
Amir-ud-Din, R. 2024. "Air pollution and under-5 child mortality: linking satellite and IPUMS-DHS data across 41 countries in South Asia and Sub-Saharan Africa." <i>BMC Public Health</i> 24 (1): 2996. https://doi.org/10.1186/s12889-024-20476-y .	Asie et Afrique	Inclusion	
Ángeles, A. 2015. "Lung Cancer Mortality from Exposure to Indoor Radon (222Rn) in Mexico." <i>Adv Res</i> 5 (3): 1–9. https://doi.org/10.9734/AIR/2015/17736 .	Mexique	Inclusion	
Asikainen, A. 2016. "Reducing burden of disease from residential indoor air exposures in Europe (HEALTHVENT project)." <i>Environ Health</i> 15: 35. https://doi.org/10.1186/s12940-016-0101-8 .	Europe	Inclusion	
Bai, L. 2020. "Investigation of yearly indoor/outdoor PM2.5 levels in the perspectives of health impacts and air pollution control: Case study in Changchun, in the northeast of China." <i>Sustain Cities Soc</i> 53: 101871. https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101871 .	Chine	Inclusion	

Référence	Localisation	Décision après lecture du texte intégral	Raison de l'exclusion le cas échéant
Balidemaj, F. 2021. "Indoor air pollution exposure of women in adama, ethiopia, and assessment of disease burden attributable to risk factor." Int J Environ Res Public Health 18 (18). https://doi.org/10.3390/ijerph18189859 .	Éthiopie	Inclusion	
Bates, M. 2013. "Acute lower respiratory infection in childhood and household fuel use in Bhaktapur, Nepal." Environ Health Perspect 121 (5): 637–642. https://doi.org/10.1289/ehp.1205491 .	Népal	Inclusion	
Beevers, S. 2025. "Climate change policies reduce air pollution and increase physical activity: Benefits, costs, inequalities, and indoor exposures." Environ Int 195. https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.109164 .	Royaume-Uni	Inclusion	
Belias, E. 2024. "European residential ventilation: Investigating the impact on health and energy demand." Energy Build 304. https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2023.113839 .	Europe	Inclusion	
Bhoonah, R. 2023. "Fine Particulate Matter Exposure and Health Impacts from Indoor Activities." Indoor Air 2023. https://doi.org/10.1155/2023/8857446 .	Simulation	Inclusion	
Bhoonah, R. 2024. "Human health impacts and indoor chemical reactions of VOCs from cleaning products and occupants." Atmos Environ 338. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2024.120846 .	Simulation	Inclusion	
Birk, M. 2024. "Impact of Indoor Radon Exposure on Lung Cancer Incidence in Slovenia." Cancers 16 (8). https://doi.org/10.3390/cancers16081445 .	Slovénie	Inclusion	
Bochicchio, F. 2013. "Quantitative evaluation of the lung cancer deaths attributable to residential radon: A simple method and results for all the 21 Italian Regions." Radiat Meas 50: 121–126. https://doi.org/10.1016/j.radmeas.2012.09.011 .	Italie	Inclusion	
Boulanger, G. 2017. "Socio-economic costs of indoor air pollution: A tentative estimation for some pollutants of health interest in France." Environ Int 104: 14–24. https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.03.025 .	France	Inclusion	
Brand, Kevin P. 2005. "Residential Radon in Canada: An Uncertainty Analysis of Population and Individual Lung Cancer Risk." Risk Analysis 25 (2): 253–269. https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2005.00587.x .	Canada	Inclusion	
Bu, X. 2021. "Global PM2.5-attributable health burden from 1990 to 2017: Estimates from the Global Burden of disease study 2017." Environ Res 197. https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111123 .	Monde	Inclusion	
Budhathoki, S. 2020. "The Association of Childhood Pneumonia with Household Air Pollution in Nepal: Evidence from Nepal Demographic Health Surveys." Matern Child Health J 24: 48–56. https://doi.org/10.1007/s10995-020-02882-x .	Népal	Inclusion	
Cao, X. 2017. "Radon-induced lung cancer deaths may be overestimated due to failure to account for confounding by exposure to diesel engine exhaust in BEIR VI miner studies." PLoS One 12 (9): e0184298. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0184298 .	États-Unis	Inclusion	
Catelinois, O. 2006. "Lung cancer attributable to indoor radon exposure in france: impact of the risk models and uncertainty analysis." Environ Health Perspect 114 (9): 1361–6. https://doi.org/10.1289/ehp.9070 .	France	Inclusion	

Référence	Localisation	Décision après lecture du texte intégral	Raison de l'exclusion le cas échéant
Chan, W. 2016. "Estimated effect of ventilation and filtration on chronic health risks in U.S. offices, schools, and retail stores." Indoor Air 26 (2): 331-343. https://doi.org/10.1111/ina.12189 .	États-Unis	Inclusion	
Chen, J. 2023. "Indoor Air Quality and Its Health Effects in Offices and School Buildings in Yangtze River Delta." Environ Sci Eng, 2023.	Chine	Exclusion	Texte intégral non disponible
Chen, J., D. Moir et J. Whyte. 2012. "Canadian population risk of radon induced lung cancer: a re-assessment based on the recent cross-Canada radon survey." Radiat Prot Dosimetry 152 (1-3): 9-13. https://doi.org/10.1093/rpd/ncs147 .	Canada	Inclusion	
Chen, T. 2018. "The Disease Burden of Indoor Air Pollution From Solid Fuel Use in China." Asia-Pac J Public Health 30 (4): 387-395. https://doi.org/10.1177/1010539518761481 .	Chine	Inclusion	
Chen, Y. 2016. "Household air pollution and personal exposure risk of polycyclic aromatic hydrocarbons among rural residents in Shanxi, China." Indoor Air 26 (2): 246-258. https://doi.org/10.1111/ina.12204 .	Chine	Inclusion	
Chen, Y. 2018. "Estimating household air pollution exposures and health impacts from space heating in rural China." Environ Int 119: 117-124. https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.04.054 .	Chine	Inclusion	
Clark, S. 2023. "The Burden of Respiratory Disease from Formaldehyde, Damp and Mould in English Housing." Environments 10 (8). https://doi.org/10.3390/environments10080136 .	Royaume Uni	Inclusion	
Clark, S. 2024. "Global Burden of Disease from Environmental Factors." Annu Rev Public Health. https://doi.org/10.1146/annurev-publhealth-071823-105338 .	Monde	Exclusion	Revue, pas de résultats nouveaux*
Cori, L. 2022. "The role of risk communication in radon mapping, risk assessment and mitigation activities in Sardinia (Italy)." Adv Geosci 57: 49-61. https://doi.org/10.5194/adgeo-57-49-2022 .	Italie	Inclusion	
Darby, S. 2001. "Radon: a likely carcinogen at all exposures." Ann Oncol 12 (10): 1341-51. https://doi.org/10.1023/a:1012518223463 .	Royaume Uni	Inclusion	
De Jonge, K. 2022. "Time-resolved dynamic disability adjusted life-years estimation." Indoor Air 32 (11). https://doi.org/10.1111/ina.13149 .	Simulation	Exclusion	Orientation méthodologique forte
De Jonge, K. 2023. "Energy savings and exposure to VOCs of different household sizes for three residential smart ventilation systems with heat recovery." Energy Build 290. https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2023.113091 .	Simulation	Inclusion	
Dhimai, M. 2010. "Environmental burden of acute respiratory infection and pneumonia due to indoor smoke in Dhading." J Nepal Health Res 8 (1): 1-4.	Népal	Inclusion	
Ezzati, M. 2002. "Selected major risk factors and global and regional burden of disease." Lancet 360 (9343): 1347-1360. https://doi.org/10.1016/S0140-6736(02)11403-6 .	Monde	Inclusion	
Fatmi, Z. 2014. "Solid fuel use is a major risk factor for acute coronary syndromes among rural women: A matched case control study." Public Health 128 (1): 77-82. https://doi.org/10.1016/j.puhe.2013.09.005 .	Pakistan	Inclusion	

Référence	Localisation	Décision après lecture du texte intégral	Raison de l'exclusion le cas échéant
Fazli, T. 2021. "Predicting U.S. Residential Building Energy Use and Indoor Pollutant Exposures in the Mid-21st Century." Environ Sci Technol 55 (5): 3219-3228. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c06308 .	États-Unis	Inclusion	
Feng, X. 2024. "Exposure to volatile organic compounds and mortality in US adults: A population-based prospective cohort study." Sci Total Environ 928. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172512 .	États-Unis	Exclusion	Pas une analyse d'impact
Fischer, S. 2001. "Biomass-derived liquid cooking fuels for household use in rural China: potential for reducing health costs and mitigating greenhouse gas emissions." Energy Sustain Dev 5 (1): 23-30. https://doi.org/10.1016/S0973-0826(09)60017-X .	Chine	Inclusion	
Ganmaa, D. 2019. "Prevalence and Determinants of QuantiFERON-Diagnosed Tuberculosis Infection in 9810 Mongolian Schoolchildren." Clin Infect Dis 69 (5): 813-819. https://doi.org/10.1093/cid/ciy975 .	Mongolie	Inclusion	
Gaskin, J. 2018. "Utility gains from reductions in the modifiable burden of lung cancer attributable to residential radon in Canada." Can J Public Health 109 (4): 598-609. https://doi.org/10.17269/s41997-018-0119-5 .	Canada	Inclusion	
GBD Chronic Respiratory Disease Collaborators. 2020. "Prevalence and attributable health burden of chronic respiratory diseases, 1990-2017: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2017." Lancet Respir Med 8 (6): 585-596. https://doi.org/10.1016/S2213-2600(20)30105-3 .	Monde	Inclusion	
GBD LRI Collaborators. 2017. "Estimates of the global, regional, and national morbidity, mortality, and aetiologies of lower respiratory tract infections in 195 countries: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2015." Lancet Infect Dis 17 (11): 1133-1161. https://doi.org/10.1016/S1473-3099(17)30396-1 .	Monde	Inclusion	
GBD Respiratory Tract Cancers Collaborators. 2021. "Global, regional, and national burden of respiratory tract cancers and associated risk factors from 1990 to 2019: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019." Lancet Respir Med 9: 1030-1049. https://doi.org/10.1016/S2213-2600(21)00164-8 .	Monde	Inclusion	
GBD Risk Factor Collaborators. 2018. "Global, regional, and national comparative risk assessment of 84 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks for 195 countries and territories, 1990-2017: A systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2017." Lancet 392 (10159): 1923-1994. https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)32225-6 .	Monde	Inclusion	
GBD Risk Factors Collaborators. 2016. "Global, regional, and national comparative risk assessment of 79 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks, 1990-2015: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2015." Lancet 388 (10053): 1659-1724. https://doi.org/10.1016/S0140-6736(16)31679-8 .	Monde	Inclusion	
GBD Risk Factors Collaborators. 2020. "Global burden of 87 risk factors in 204 countries and territories, 1990-2019: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019." Lancet 396 (10258): 1223-1249. https://doi.org/10.1016/S0140-6736(20)30752-2 .	Monde	Inclusion	

Référence	Localisation	Décision après lecture du texte intégral	Raison de l'exclusion le cas échéant
Gray, A. 2009. "Lung cancer deaths from indoor radon and the cost effectiveness and potential of policies to reduce them." BMJ 338: a3110. https://doi.org/10.1136/bmj.a3110 .	Royaume Uni	Inclusion	
Greco, S. 2020. "An approach to estimating the environmental burden of cancer from known and probable carcinogens: Application to Ontario, Canada." BMC Public Health 20 (1). https://doi.org/10.1186/s12889-020-08771-w .	Canada	Inclusion	
Gredner, T. 2018. "Cancers Due to Infection and Selected Environmental Factors." Dtsch Arztebl Int 115 (35-36): 586-593. https://doi.org/10.3238/arztebl.2018.0586 .	Allemagne	Inclusion	
Gruenwald, T. 2023. "Population Attributable Fraction of Gas Stoves and Childhood Asthma in the United States." Int J Environ Res Public Health 20 (1). https://doi.org/10.3390/ijerph20010075 .	États-Unis	Inclusion	
Hahn Menacho, Á J. 2023. "Occupant's health and energy use in an office building: A sensor-enabled life cycle assessment." Build Environ 236. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2023.110274 .	Luxembourg	Inclusion	
Hänninen, O. 2014. "Environmental burden of disease in Europe: assessing nine risk factors in six countries." Environ Health Perspect 122 (5): 439-46. https://doi.org/10.1289/ehp.1206154 .	Europe	Inclusion	
Harvie-Clark, J. 2024. "Updating BS 8233: Aligning residential acoustic design guidance with the health evidence." Proceedings of the Institute of Acoustics, 2024.	Simulation	Exclusion	Hors périmètre (acoustique, bruit)
Hauri, D. 2013. "Prediction of residential radon exposure of the whole Swiss population: comparison of model-based predictions with measurement-based predictions." Indoor air 23 (5): 406-416. https://doi.org/10.1111/ina.12040 .	Suisse	Exclusion	Pas une analyse d'impact
Heinzl, F. 2024. "Lung cancer mortality attributable to residential radon in Germany." Radiat Environ Biophys 63 (4): 505-517. https://doi.org/10.1007/s00411-024-01095-y .	Allemagne	Inclusion	
Hill, L. 2017. "Health assessment of future PM2.5 exposures from indoor, outdoor, and secondhand tobacco smoke concentrations under alternative policy pathways in Ulaanbaatar, Mongolia." PLoS One 12 (10). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0186834 .	Mongolie	Inclusion	
Hu, Y. 2024. "Reconsidering gas as clean energy: Switching to electricity for household cooking to reduce NO(2)-attributed disease burden." Eco-Environ Health 3 (2): 174-182. https://doi.org/10.1016/j.eehl.2023.10.003 .	Chine	Inclusion	
Huang, L. 2024. "Near-field exposures and human health impacts for organic chemicals in interior paints: A high-throughput screening." J Hazard Mater 465. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.133145 .	Simulation	Inclusion	
Hulin, M. 2024. "Évaluation quantitative d'impact sur la santé (ÉQIS) de la qualité de l'air dans et autour des établissements scolaires. Pertinence, faisabilité et première étude nationale." Santé publique France (Saint-Maurice). https://www.santepubliquefrance.fr/determinants-de-sante/pollution-et-sante/air/documents/enquetes-etudes/evaluation-quantitative-d-impact-sur-la-sante-egis-de-la-qualite-de-l-air-dans-et-autour-des-etablissements-scolaires.-pertinence-faisabilite-et .	France	Inclusion	

Référence	Localisation	Décision après lecture du texte intégral	Raison de l'exclusion le cas échéant
Ike, G. 2024. "Modelling the air pollution induced health effects of energy consumption across varied spaces in OECD countries: An asymmetric analysis." J Environ Manag 349: 119550. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119550 .	Monde	Exclusion	Orientation méthodologique forte
Jaakkola, M. 2006. "Impact of smoke-free workplace legislation on exposures and health: Possibilities for prevention." Eur Respir J 28 (2): 397-408. https://doi.org/10.1183/09031936.06.00001306 .	Europe et États-Unis	Inclusion	
Ji, C. 2023. "Household air pollution and risk of incident lung cancer in urban China: A prospective cohort study." Int J Cancer 153 (9): 1592-1601. https://doi.org/10.1002/ijc.34646 .	Chine	Inclusion	
Ji, W. 2019. "Potential reductions in premature mortality attributable to PM2.5 by reducing indoor pollution: A model analysis for Beijing-Tianjin-Hebei of China." Environ Pollut 245: 260-271. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.082 .	Chine	Inclusion	
Jiang, L. 2022. "Probabilistic health risk assessment and monetization based on benzene series exposure in newly renovated teaching buildings." Environ Int 163. https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107194 .	Chine	Inclusion	
Johnson, B. 2000. "A review of health-based comparative risk assessments in the United States." Rev Environ Health 15 (3): 273-287. https://doi.org/10.1515/REVEH.2000.15.3.273 .	États-Unis	Exclusion	Revue, approche qualitative uniquement*
Jose, R. 2021. "Multizone airflow and pollution simulations of indoor emission sources." Sci Total Environ 766. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142593 .	Espagne	Inclusion	
Kamangar, F. 2020. "The global, regional, and national burden of oesophageal cancer and its attributable risk factors in 195 countries and territories, 1990-2017: A systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2017." Lancet Gastroenterol Hepatol 5 (6): 582-597. https://doi.org/10.1016/S2468-1253(20)30007-8 .	Monde	Exclusion	Hors périmètre (pas d'exposition intérieure)
Kang, L. 2023. "Trends of global and regional aetiologies, risk factors and mortality of lower respiratory infections from 1990 to 2019: An analysis for the Global Burden of Disease Study 2019." Respirology 28 (2): 166-175. https://doi.org/10.1111/resp.14389 .	Monde	Inclusion	
Karakas, F. 2023. "School building energy efficiency and NO2 related risk of childhood asthma in England and Wales: Modelling study." Sci Total Environ 901. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166109 .	Royaume Uni	Inclusion	
Kim, J. 2018b. "The Disease Burden of Lung Cancer Attributable to Residential Radon Exposure in Korean Homes." J Korean Med Sci 33 (29): 1-14. https://doi.org/10.3346/jkms.2018.33.e223 .	Corée	Inclusion	
Kim, S. 2018a. "Indoor radon and lung cancer: Estimation of attributable risk, disease burden, and effects of mitigation." Yonsei Medical Journal 59 (9): 1123-1130. https://doi.org/10.3349/ymj.2018.59.9.1123 .	Corée	Inclusion	
Knibbs, L. 2018. "Damp housing, gas stoves, and the burden of childhood asthma in Australia." Med J Aust 208 (7): 299-302. https://doi.org/10.5694/mja17.00469 .	Australie	Inclusion	

Référence	Localisation	Décision après lecture du texte intégral	Raison de l'exclusion le cas échéant
Kuhn, R. 2016. "Beyond attributable burden: Estimating the avoidable burden of disease associated with household air pollution." PLoS One 11 (3). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0149669 .	Monde	Inclusion	
Lee, H. 2015. "Risks of lung cancer due to radon exposure among the regions of Korea." J Korean Med Sci 30 (5): 542-548. https://doi.org/10.3346/jkms.2015.30.5.542 .	Corée	Inclusion	
Lee, K. 2020. "Adverse health effects associated with household air pollution: a systematic review, meta-analysis, and burden estimation study." Lancet Glob Health 8 (11): e1427-e1434. https://doi.org/10.1016/S2214-109X(20)30343-0 .	Monde	Inclusion	
Li, H. 2023. "Investigation on the cross-infection control performance of interactive cascade ventilation in multi-scenario of winter." J Build Eng 65. https://doi.org/10.1016/j.jobe.2022.105728 .	Chine	Exclusion	Hors périmètre (virus)
Li, P. 2012. "Occupational and environmental cancer incidence and mortality in China." Occup Med 62 (4): 281-287. https://doi.org/10.1093/occmed/kqs016 .	Chine	Inclusion	
Liu, M. 2021. "Change trend in disease burden of stroke and its risk factors in China, 1990-2017." Chin J Public Health 37 (10): 1501-1507. https://doi.org/10.11847/zgggws1128349 .	Chine	Exclusion	Langue
Liu, N. 2023. "The burden of disease attributable to indoor air pollutants in China from 2000 to 2017." Lancet Planet Health 7 (11): e900-e911. https://doi.org/10.1016/S2542-5196(23)00215-2 .	Chine	Inclusion	
Liu, W. 2022. "Indoor exposure to phthalates and its burden of disease in China." Indoor Air 32 (4). https://doi.org/10.1111/ina.13030 .	Chine	Inclusion	
Liu, Y. 2024. "Disease Burden and Prediction Analysis of Tracheal, Bronchus, and Lung Cancer Attributable to Residential Radon, Solid Fuels, and Particulate Matter Pollution Under Different Sociodemographic Transitions From 1990 to 2030." Chest 165 (2): 446-460. https://doi.org/10.1016/j.chest.2023.09.028 .	Monde	Exclusion	Texte intégral non disponible
Logue, J. 2012. "A method to estimate the chronic health impact of air pollutants in U.S. residences." Environ Health Perspect 120 (2): 216-222. https://doi.org/10.1289/ehp.1104035 .	États-Unis	Inclusion	
Logue, J. 2017. "Emissions from Electronic Cigarettes: Assessing Vapers' Intake of Toxic Compounds, Secondhand Exposures, and the Associated Health Impacts." Environ Sci Technol 51 (16): 9271-9279. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00710 .	Simulation	Inclusion	
Lönnroth, K. 2010. "Tuberculosis control and elimination 2010-50: cure, care, and social development." Lancet 375 (9728): 1814-29. https://doi.org/10.1016/S0140-6736(10)60483-7 .	Monde	Inclusion	
Lopez-Jaramillo, P. 2022. "Risk factors, cardiovascular disease, and mortality in South America: a PURE substudy." Eur Heart J 43 (30): 2841-2851. https://doi.org/10.1093/eurheartj/ehac113 .	Amérique du Sud	Inclusion	
MacDonald Gibson, J. 2012. "Environmental risks to public health in the United Arab Emirates: A quantitative assessment and strategic plan." Environ Health Perspect 120 (5): 681-686. https://doi.org/10.1289/ehp.1104064 .	Émirats Arabes Unis	Inclusion	

Référence	Localisation	Décision après lecture du texte intégral	Raison de l'exclusion le cas échéant
MacDonald Gibson, J. 2013. "Deaths and Medical Visits Attributable to Environmental Pollution in the United Arab Emirates." PLoS One 8 (3). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0057536 .	Émirats Arabes Unis	Inclusion	
MacHado, D. 2020. "Monitoring the progress of health-related sustainable development goals (SDGs) in Brazilian states using the Global Burden of Disease indicators." Popul Health Metr 18. https://doi.org/10.1186/s12963-020-00207-2 .	Brésil	Exclusion	
Mainka, A. 2022. "Preschool children health impacts from indoor exposure to PM2.5 and metals." Environ Int 160. https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.107062 .	Pologne	Inclusion	
Martin-Gisbert, L. 2023. "Lung cancer mortality attributable to residential radon: a systematic scoping review." J Expo Sci Environ Epidemiol 33 (3): 368–376. https://doi.org/10.1038/s41370-022-00506-w .	Monde	Exclusion	Revue, pas de résultats nouveaux*
Medina, S. 2025. "Estimation de la morbidité attribuable à l'exposition à long terme à la pollution de l'air ambiant et de ses impacts économiques en France hexagonale, 2016–2019. Volume 1 : Évaluation quantitative d'impact sur la santé (EQIS-PA)." Santé publique France. https://www.santepubliquefrance.fr/determinants-de-sante/pollution-et-sante/air/documents/enquetes-etudes/estimation-de-la-morbidite-attribuable-a-l-exposition-a-long-terme-a-la-pollution-de-l-air-ambiant-et-de-ses-impacts-economiques-en-france-hexagona .	France	Inclusion	
Meijer, A., M. A. J. Huijbregts et L. Reijnders. 2005. "Human health damages due to indoor sources of organic compounds and radioactivity in life cycle impact assessment of dwellings – Part 1: Characterisation factors." Int J Life Cycle Assess 10 (5): 309–316. https://doi.org/10.1065/lca2004.12.194.1 .	Pays-Bas	Inclusion	
Meijer, A. 2007. "Human health damages due to indoor sources of radon in life cycle assessment of dwellings." Proceedings of IBPSA (International Building Performance Simulation Association), 2007.	Pays-Bas	Inclusion	
Menzler, S. 2008. "Population attributable fraction for lung cancer due to residential radon in Switzerland and Germany." Health Physics 95 (2): 179–189. https://doi.org/10.1097/01.HP.0000309769.55126.03 .	Allemagne et Suisse	Exclusion	Texte intégral non disponible
Mestl, H. 2007. "Health benefits from reducing indoor air pollution from household solid fuel use in China – Three abatement scenarios." Environ Int 33 (6): 831–840. https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.03.012 .	Chine	Inclusion	
Mestl, H. 2011. "Global burden of disease as a result of indoor air pollution in Shaanxi, Hubei and Zhejiang, China." Sci Total Environ 409 (8): 1391–1398. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.01.020 .	Chine	Inclusion	
Milner, J. 2015. "Housing interventions and health: Quantifying the impact of indoor particles on mortality and morbidity with disease recovery." Environ Int 81: 73–79. https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.04.011 .	Royaume Uni	Inclusion	
Mohajeri, N. 2023. "Urban–rural disparity in global estimation of PM2.5 household air pollution and its attributable health burden." Lancet Planet Health 7 (8): e660–e672. https://doi.org/10.1016/S2542-5196(23)00133-X .	Monde	Inclusion	

Référence	Localisation	Décision après lecture du texte intégral	Raison de l'exclusion le cas échéant
Mondal, I. 2024. "Carcinogenic formaldehyde in U.S. residential buildings: Mass inventories, human health impacts, and associated healthcare costs." Sci Total Environ 944. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173640 .	États-Unis	Inclusion	
Morantes, G. 2023. "A preliminary assessment of the health impacts of indoor air contaminants determined using the DALY metric." Int J Vent 22 (4): 307–316. https://doi.org/10.1080/14733315.2023.2198800 .	Monde	Exclusion	Orientation méthodologique forte
Morantes, G. 2024. "Harm from Residential Indoor Air Contaminants." Environ Sci Technol 58 (1): 242–257. https://doi.org/10.1021/acs.est.3c07374 .	Méthodo	Exclusion	Orientation méthodologique forte
Mudarri, D. 2016. "Valuing the Economic Costs of Allergic Rhinitis, Acute Bronchitis, and Asthma from Exposure to Indoor Dampness and Mold in the US." J Environ Public Health 2016. https://doi.org/10.1155/2016/2386596 .	États-Unis	Inclusion	
Murray, M. 2011. "Modeling social, environmental and biological determinants of tuberculosis." Int J Tuberc Lung Dis 15 (SUPPL. 2): S64–S70. https://doi.org/10.5588/ijtld.10.0535 .	Monde	Exclusion	Revue, pas de résultats nouveaux*
Narita, N. 2006. "Development of life cycle impact assessment methods for indoor air pollution." Proceedings of Healthy Buildings 2006 – Creating a Healthy Indoor Environment for People, 2006.	Simulation	Exclusion	Résumé de conférence
Noh, J. 2016. "Residential radon and environmental burden of disease among Non-smokers." Ann Occup Environ Med 28 (1). https://doi.org/10.1186/s40557-016-0092-5 .	Monde	Exclusion	Revue, pas de résultats nouveaux*
Norman, R. 2007. "Estimating the burden of disease attributable to indoor air pollution from household use of solid fuels in South Africa in 2000." S Afr Med J 97 (8): 764–771.	Afrique	Inclusion	
Norman, R. 2010. "Estimating the burden of disease attributable to four selected environmental risk factors in South Africa." Rev Environ Health 25 (2): 87–119. https://doi.org/10.1515/REVEH.2010.25.2.87 .	Afrique	Inclusion	
Öberg, M. 2011. "Worldwide burden of disease from exposure to second-hand smoke: a retrospective analysis of data from 192 countries." Lancet 377 (9760): 139–46. https://doi.org/10.1016/s0140-6736(10)61388-8 .	Monde	Inclusion	
OMS Europe. 2011. "Environmental burden of disease associated with inadequate housing: a method guide to the quantification of health effects of selected housing risks in the WHO European Region." Organisation Mondiale de la Santé (OMS), bureau Europe. https://www.who.int/publications/i/item/9789289057899 .	Europe	Inclusion	
Othman, M. 2018. "Health impact assessment from building life cycles and trace metals in coarse particulate matter in urban office environments." Ecotoxicol Environ Saf 148: 293–302. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.10.034 .	Simulation	Exclusion	Hors périmètre (contact cutané et ingestion)
Oxlade, O. 2012. "Tuberculosis and Poverty: Why Are the Poor at Greater Risk in India?" PLoS One 7 (11). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0047533 .	Inde	Inclusion	
Pál, L. 2024. "Exposure to volatile organic compounds in offices and in residential and educational buildings in the European Union between 2010 and 2023: A systematic review and health risk assessment." Sci Total Environ 945. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173965 .	Europe	Inclusion	

Référence	Localisation	Décision après lecture du texte intégral	Raison de l'exclusion le cas échéant
Paulillo, A. 2023. "Characterizing human health damage from ionizing radiation in life cycle assessment." Int J Life Cycle Assess 28 (12): 1723-1734. https://doi.org/10.1007/s11367-023-02226-1 .	Simulation	Exclusion	Pas une analyse d'impact sur les environnements intérieurs
Pawel, D. 2004. "The U.S. Environmental Protection Agency's assessment of risks from indoor radon." Health Phys 87 (1): 68-74. https://doi.org/10.1097/00004032-200407000-00008 .	États-Unis	Inclusion	
Pérez-Ríos, M. 2010. "Attributable mortality to radon exposure in Galicia, Spain. Is it necessary to act in the face of this health problem?" BMC Public Health 10: 256. https://doi.org/10.1186/1471-2458-10-256 .	Espagne	Inclusion	
Peterson, E. 2013. "Lung cancer risk from radon in Ontario, Canada: how many lung cancers can we prevent?" Cancer Causes Control 24 (11): 2013-20. https://doi.org/10.1007/s10552-013-0278-x .	Canada	Inclusion	
Prüss-Ustün, A. 2011. "Knowns and unknowns on burden of disease due to chemicals: A systematic review." Environ Health: Glob Access Sci Source 10 (1). https://doi.org/10.1186/1476-069X-10-9 .	Monde	Exclusion	Revue, pas de résultats nouveaux*
Rabbani, U. 2017. "Pulmonary Tuberculosis Is Associated with Biomass Fuel Use among Rural Women in Pakistan: An Age- and Residence-Matched Case-Control Study." Asia-Pac J Public Health 29 (3): 211-218. https://doi.org/10.1177/1010539517696554 .	Pakistan	Inclusion	
Ragas, A. 2011. "Cumulative risk assessment of chemical exposures in urban environments." Environ Int 37 (5): 872-881. https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.02.015 .	Simulation	Inclusion	
Rao, S. 2012. "Environmental Modeling and Methods for Estimation of the Global Health Impacts of Air Pollution." Environ Model Assess 17 (6): 613-622. https://doi.org/10.1007/s10666-012-9317-3 .	Monde	Inclusion	
Rezaei, N. 2024. "Population attributable fractions of cancer mortality related to indoor air pollution, animal contact, and water source as environmental risk factors: Findings from the Golestan Cohort Study." PLoS One 19 (6 June). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0304828 .	Iran	Inclusion	
Riggs, L. 2021. "Environmental burden of disease from unsafe and substandard housing, New Zealand, 2010-2017." Bull World Health Organ 99 (4): 259-270. https://doi.org/10.2471/blt.20.263285 .	Nouvelle Zélande	Inclusion	
Ruano-Ravina, A. 2021. "Lung cancer mortality attributable to residential radon exposure in Spain and its regions." Environ Res 199. https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111372 .	Espagne	Inclusion	
Rumrich, I. 2015. "Environmental Asthma Reduction Potential Estimates for Selected Mitigation Actions in Finland Using a Life Table Approach." Int J Environ Res Public Health 12 (6): 6506-6522. https://doi.org/10.3390/ijerph120606506 .	Finlande	Inclusion	
Schram-Bijkerk, D. 2013. "The burden of disease related to indoor air in the Netherlands: Do different methods lead to different results?" Occup Environ Med 70 (2): 126-132. https://doi.org/10.1136/oemed-2012-100707 .	Pays-Bas	Inclusion	

Référence	Localisation	Décision après lecture du texte intégral	Raison de l'exclusion le cas échéant
Sehgal, M. 2014. "Disease burden due to biomass cooking-fuel-related household air pollution among women in India." Global Health Action 7 (1). https://doi.org/10.3402/gha.v7.25326 .	Inde	Inclusion	
Shan, X. 2022. "A global burden assessment of lung cancer attributed to residential radon exposure during 1990–2019." Indoor Air 32 (10). https://doi.org/10.1111/ina.13120 .	Monde	Inclusion	
Shi, Y. 2024. "Disease burden of stroke attributed to indoor solid fuel in China from 1990 to 2019." Zhongguo Huanjing Kexue [China Environ Sci] 44 (2): 1094–1100.	Chine	Exclusion	Langue
Simons, E. 2011. "The population attributable fraction of asthma among Canadian children." Can J Public Health 102 (1): 35–41. https://doi.org/10.1007/bf03404874 .	Canada	Inclusion	
Singh, A. 2022. "Estimating cardiovascular health gains from eradicating indoor cold in Australia." Environ Health: Glob Access Sci Source 21 (1). https://doi.org/10.1186/s12940-022-00865-9 .	Australie	Exclusion	Hors périmètre (température)
Sleiman, M. 2014. "Inhalable constituents of thirdhand tobacco smoke: Chemical characterization and health impact considerations." Environ Sci Technol 48 (22): 13093–13101. https://doi.org/10.1021/es5036333 .	Simulation	Inclusion	
Smith, K. 2000. "National burden of disease in India from indoor air pollution." Proc Natl Acad Sci USA 97 (24): 13286–13293. https://doi.org/10.1073/pnas.97.24.13286 .	Inde	Inclusion	
Smith, K. 2003. "The burden of disease from indoor air pollution in developing countries: Comparison of estimates." Int J Hyg Environ Health 206 (4–5): 279–289. https://doi.org/10.1078/1438-4639-00224 .	Monde	Exclusion	Revue, pas de résultats nouveaux*
Smith, K. 2014. "Millions dead: how do we know and what does it mean? Methods used in the comparative risk assessment of household air pollution." Annu Rev Public Health 35: 185–206. https://doi.org/10.1146/annurev-publhealth-032013-182356 .	Monde	Inclusion	
Soerjomataram, I. 2018. "Cancers related to lifestyle and environmental factors in France in 2015." Eur J Cancer 105: 103–113. https://doi.org/10.1016/j.ejca.2018.09.009 .	France	Inclusion	
Steindorf, K. 1995. "Lung cancer deaths attributable to indoor radon exposure in West Germany." Int J Epidemiol 24 (3): 485–92. https://doi.org/10.1093/ije/24.3.485 .	Allemagne	Inclusion	
Stevens, G. 2008. "The effects of 3 environmental risks on mortality disparities across Mexican communities." Proc Natl Acad Sci USA 105 (44): 16860–16865. https://doi.org/10.1073/pnas.0808927105 .	Mexique	Inclusion	
Sun, C. 2020. "Healthy Ranking of Indoor Risk Factors for Childhood Asthma: A Cross-Sectional Study in Shanghai." Environ Sci Eng, 2020.	Chine	Exclusion	Texte intégral non disponible
Sun, C. 2023. "Indoor air quality and its health effects in offices and school buildings in the Yangtze River Delta." Air Qual Atmos Health 16 (8): 1571–1586. https://doi.org/10.1007/s11869-023-01358-5 .	Chine	Exclusion	Texte intégral non disponible
Sun, C. 2024. "Indoor ammonia concentrations in college dormitories and the health effects." J Build Eng 84. https://doi.org/10.1016/j.jobe.2024.108556 .	Chine	Inclusion	

Référence	Localisation	Décision après lecture du texte intégral	Raison de l'exclusion le cas échéant
Sun, J. 2023. "Global, regional, and national burden of cardiovascular diseases in youths and young adults aged 15–39 years in 204 countries/territories, 1990–2019: a systematic analysis of Global Burden of Disease Study 2019." BMC Medicine 21 (1). https://doi.org/10.1186/s12916-023-02925-4 .	Monde	Inclusion	
Sun, Y. 2019. "Modern life makes children allergic. A cross-sectional study: associations of home environment and lifestyles with asthma and allergy among children in Tianjin region, China." Int Arch Occup Environ Health 92 (4): 587–598. https://doi.org/10.1007/s00420-018-1395-3 .	Chine	Inclusion	
Symonds, P. 2020. "A tool for assessing the climate change mitigation and health impacts of environmental policies: the Cities Rapid Assessment Framework for Transformation (CRAFT)." Wellcome Open Res 5: 269. https://doi.org/10.12688/wellcomeopenres.16345.2 .	Royaume Uni	Inclusion	
Tao, D. 2024. "Reducing children's exposure to di(2-ethylhexyl) phthalate in homes and kindergartens in China: Impact on lifetime cancer risks and burden of disease." Build Simul 17 (3): 431–440. https://doi.org/10.1007/s12273-023-1094-1 .	Chine	Exclusion	Texte intégral non disponible
Truta-Popa, L. 2010. "Preliminary lung cancer risk assessment of exposure to radon progeny for Transylvania, Romania." Health Phys 99 (3): 301–7. https://doi.org/10.1097/HP.0b013e3181c03cde .	Roumanie	Exclusion	Texte intégral non disponible
Turner, W. 2013. "A combined energy and IAQ assessment of the potential value of commissioning residential mechanical ventilation systems." Build Environ 60: 194–201. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2012.10.016 .	États-Unis	Exclusion	Combinaison pollution de l'air et consommation énergétique
Underhill, L. 2020. "Simulation of indoor and outdoor air quality and health impacts following installation of energy-efficient retrofits in a multifamily housing unit." Build Environ 170. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2019.106507 .	Etats-Unis	Inclusion	
US Burden of Disease Collaborators. 2013. "The state of US health, 1990–2010: burden of diseases, injuries, and risk factors." Jama 310 (6): 591–608. https://doi.org/10.1001/jama.2013.13805 .	Monde	Inclusion	
Vaillant, L. 2023. "Proposal of a quantitative approach integrating radioactive and chemical risks." Radioprotection 58 (2): 147–155. https://doi.org/10.1051/radiopro/2023012 .	Monde	Exclusion	Pas une analyse d'impact
Valent, F. 2004. "Burden of disease attributable to selected environmental factors and injury among children and adolescents in Europe." Lancet 363 (9426): 2032–2039. https://doi.org/10.1016/S0140-6736(04)16452-0 .	Europe	Inclusion	
Veloso, B. 2012. "Lung cancer and indoor radon exposure in the north of Portugal--an ecological study." Cancer Epidemiol 36 (1): e26–32. https://doi.org/10.1016/j.canep.2011.10.005 .	Portugal	Inclusion	
Vijay, S. 2022. "Health benefit/burden, PM2.5 removal effectiveness, and power consumption based comparison of common residential air-cleaning technologies in the United States." Indoor Air 32 (7). https://doi.org/10.1111/ina.13080 .	Simulation	Inclusion	

Référence	Localisation	Décision après lecture du texte intégral	Raison de l'exclusion le cas échéant
Wang, J. 2011. "Attributable causes of lung cancer incidence and mortality in China." Thorac Cancer 2 (4): 156-163. https://doi.org/10.1111/j.1759-7714.2011.00067.x .	Chine	Inclusion	
Wang, K. 2022. "Secular trends in global burden of diabetes attributable to particulate matter pollution from 1990 to 2019." Environ Sci Pollut Res 29 (35): 52844-52856. https://doi.org/10.1007/s11356-022-19510-6 .	Monde	Inclusion	
Wang, Y. 2022. "Improving indoor air quality and occupant health through smart control of windows and portable air purifiers in residential buildings." Build Serv Eng Res Technol 43 (5): 571-588. https://doi.org/10.1177/01436244221099482 .	Simulation	Inclusion	
Xiang, J. 2019. "Ozone in urban China: Impact on mortalities and approaches for establishing indoor guideline concentrations." Indoor air 29 (4): 604-615. https://doi.org/10.1111/ina.12565 .	Chine	Inclusion	
Xiang, J. 2021. "Impacts of implementing Healthy Building guidelines for daily PM2.5 limit on premature deaths and economic losses in urban China: A population-based modeling study." Environ Int 147: 106342. https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106342 .	Chine	Inclusion	
Xie, Y. 2017. "Reduction in population exposure to PM2.5 and cancer risk due to PM2.5-bound PAHs exposure in Beijing, China during the APEC meeting." Environ Pollut 225: 338-345. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.02.059 .	Chine	Inclusion	
Xu, A. 2008. "Estimation on the mortality and disease burden attributed to selected risk factors in Shandong province." Zhonghua liu xing bing xue za zhi [Chin J Epidemiol] 29 (10): 959-964.	Chine	Exclusion	Langue
Xu, H. 2024. "The disease burden related to time-weighted PM2.5 exposure in China and the potential health benefits of the national standards for indoor air quality: A modeling study." Sustain Horiz 9. https://doi.org/10.1016/j.horiz.2023.100078 .	Chine	Inclusion	
Yang, J. 2024. "Household air pollution and attributable burden of disease in rural China: A literature review and a modelling study." J Hazard Mater 470. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.134159 .	Chine	Inclusion	
Ye, Y. 2023. "Burden and attributable risk factors of ischemic stroke in China from 1990 to 2019: an analysis from the Global Burden of Disease Study 2019." Front Neurol 14. https://doi.org/10.3389/fneur.2023.1216777 .	Chine	Inclusion	
Yin, P. 2017. "[Disease burden attributable to household air pollution in 1990 and 2013 in China]." Zhonghua yu fang yi xue za zhi [Chin J Prev Med] 51 (1): 53-57. https://doi.org/10.3760/cma.j.issn.0253-9624.2017.01.011 .	Chine	Exclusion	Langue
Yoon, S. 2015. "Measuring the environmental burden of disease in South Korea: A population-based study." Int J Environ Res Public Health 12 (7): 7938-7948. https://doi.org/10.3390/ijerph120707938 .	Corée	Exclusion	Reprise de résultats existants
Zaatari, M. 2014. "Ventilation and indoor air quality in retail stores: A critical review (RP-1596)." HVAC & R Res 20 (2): 276-294. https://doi.org/10.1080/10789669.2013.869126 .	Monde	Inclusion	
Zeng, X. 2023. "Health effects and economic losses of formaldehyde pollution in interior decoration." Zhongguo Huanjing Kexue [China Environ Sci] 43 (8): 4370-4381.	Chine	Exclusion	Langue

Référence	Localisation	Décision après lecture du texte intégral	Raison de l'exclusion le cas échéant
Zhang, A. 2023. "Air Purifier Intervention to Remove Indoor PM2.5 in Urban China: A Cost-Effectiveness and Health Inequality Impact Study." Environ Sci Technol 57 (11): 4492–503. https://doi.org/10.1021/acs.est.2c09730 .	Chine	Inclusion	
Zhao, B. 2018. "Change in household fuels dominates the decrease in PM2.5 exposure and premature mortality in China in 2005–2015." Proc Natl Acad Sci USA 115 (49): 12401–6. https://doi.org/10.1073/pnas.1812955115 .	Chine	Inclusion	
Zhao, B. 2021. "Health Benefits and Costs of Clean Heating Renovation: An Integrated Assessment in a Major Chinese City." Environ Sci Technol 55 (14): 10046–55. https://doi.org/10.1021/acs.est.1c00930 .	Chine	Inclusion	
Zhao, D. 2015. "Evaluating the Long-Term Health and Economic Impacts of Central Residential Air Filtration for Reducing Premature Mortality Associated with Indoor Fine Particulate Matter (PM2.5) of Outdoor Origin." Int J Environ Res Public Health 12 (7): 8448–79. https://doi.org/10.3390/ijerph120708448 .	États-Unis	Inclusion	
Zheng, L. 2022. "Mortality trend of chronic respiratory diseases in China, 1990–2019." Chin J Epidemiol 53 (2): 14–21. https://doi.org/10.3760/cma.j.cn112338-20210601-00443 .	Chine	Exclusion	Langue
Zhou, B. 2012. "Population inhalation exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and associated lung cancer risk in Beijing region: Contributions of indoor and outdoor sources and exposures." Atmos Environ 62: 472–80. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.08.059 .	Simulation	Inclusion	
Zhou, B. 2014. "Analysis of intervention strategies for inhalation exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and associated lung cancer risk based on a Monte Carlo population exposure assessment model." PLoS One 9 (1). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0085676 .	Simulation	Inclusion	
Zhou, R. 2024. "Global Burden of Lung Cancer Attributable to Household Fine Particulate Matter Pollution in 204 Countries and Territories, 1990 to 2019." J Thorac Oncol 19 (6): 883–97. https://doi.org/10.1016/j.jtho.2024.01.014 .	Monde	Inclusion	
Zou, J. 2022. "Distributions and trends of the global burden of COPD attributable to risk factors by SDI, age, and sex from 1990 to 2019: a systematic analysis of GBD 2019 data." Respir Res 23 (1). https://doi.org/10.1186/s12931-022-02011-y .	Monde	Inclusion	

10.2. Description des 139 publications d'intérêt identifiées dans la littérature

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou événements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Abtahi <i>et al.</i> (2017) (Iran)	Estimation de l'exposition issue du projet GBD, année 2013, et analyse des trajectoires au cours du temps. Indicateur d'exposition : utilisation de combustibles solides pour la cuisine.	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • 5,26 % en 1990 et 0,15 % en 2013	Cataracte, BPCO, AVC, cardiopathie ischémique, infections respiratoires, cancer du poumon • Décès et DALY (N et /100 000)	De 3 [1 ; 6] décès par cancer du poumon à 40 [28 ; 55] décès par cardiopathie ischémique au niveau national en 2013
Ajrouche <i>et al.</i> (2018) (France)	Campagne nationale, 11 000 mesures réalisées entre 1982 et 2003. Traitement des données : consolidation des mesures, prise en compte de la saison, géocodes précis et croisement avec la carte du potentiel radon. Estimation de l'exposition à l'échelle des municipalités, avec pondération des concentrations par l'effectif de population.	Radon • Moyenne nationale : 70 Bq.m ⁻³ (fortes disparités régionales)	Cancer du poumon • Cas (N et fraction)	2 924 [1 007 ; 5 069] cas (fraction attribuable : 9,6 % [3,3 ; 16,7])
Al-Arydah (2018) (Canada)	Mesures des concentrations de radon à l'intérieur de logements, entre 2010 et 2011. Concentrations considérées en catégories.	Radon • Concentrations ≥ 200 Bq.m ⁻³ : de 5 % à 19 % des logements selon les régions	Cancer du poumon • Cas (N)	De 211 à 972 cas selon les régions
Amir-ud-Din <i>et al.</i> (2024) (Monde - Asie et Afrique)	Données de 113 enquêtes dans 41 pays d'Afrique et d'Asie identifiées via une base publique (<i>Integrated Public Use Microdata Series-Demographic and Health Surveys</i>). Indicateur d'exposition croisant type de combustible et type de cuisine (séparée ou non).	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • Figure	Mortalité des enfants de moins de 5 ans • Décès (fraction)	12 % des décès
Ángeles et Espinosa (2015) (Mexique)	Moyenne nationale des concentrations mesurées dans plusieurs villes, issues de 20 études.	Radon • 83,3 Bq.m ⁻³	Cancer du poumon • Décès (N et fraction)	1 106 décès (hommes) et 619 décès (femmes) (fractions attribuables : 26,7 % et 27,4 %)

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou évènements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Asikainen <i>et al.</i> (2016) (Europe)	Modélisations (particules), données d'enquêtes (radon, tabagisme passif, humidité ou moisissures) ou estimations indirectes. Pas d'estimation de l'exposition pour les COV et le monoxyde de carbone car réutilisation d'une fraction attribuable préexistante. Scénarios prospectifs de baisse de la pollution.	COV • Non estimée	Asthme • DALY (fraction)	1 % des DALY totaux
		Humidité ou moisissures • De 5 % à 37 % selon les pays	Asthme, sifflements • DALY (fraction)	5 % des DALY totaux
		Monoxyde de carbone (CO) • Non estimée	Intoxications accidentelles • DALY (fraction)	1 % des DALY totaux
		PM _{2,5} • De 3 à 5 µg.m ⁻³ selon les pays	Asthme, BPCO, maladies cardiovasculaires, cancer du poumon • DALY (fraction)	78 % des DALY totaux
		Radon • De 7 à 140 Bq.m ⁻³ selon les pays	Cancer du poumon • DALY (fraction)	8 % des DALY totaux
		Tabagisme passif • De 3 % à 31 % selon les pays	Asthme, cardiopathie ischémique, cancer du poumon • DALY (fraction)	4 % des DALY totaux
Bai <i>et al.</i> (2020) (Chine)	Campagne de mesures dans une université : dortoir, salle de classe et toit de la bibliothèque. Mesures horaires continues sur une année, combinées à des budgets espace-temps et des taux d'inhalation pour estimer l'exposition.	PM _{2,5} • Moyenne, environnements intérieurs : 41,59 µg.m ⁻³ (hiver) et 11,15 µg.m ⁻³ (été)	Décès prématuré, bronchite, consultations, admissions à l'hôpital (causes cardiovasculaires et respiratoires) • DALY	De <1 à 108,71 (±26,04) DALY selon l'effet ou l'évènement de santé considéré
Balidemaj <i>et al.</i> (2021) (Ethiopie)	Enquête par questionnaire auprès de femmes enceintes entre 2015 et 2018. Indicateur d'exposition selon type de combustible utilisé pour la cuisine (solide, électricité ou mixte).	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • Utilisation de combustibles solides : 75,4 % ; utilisation exclusive d'électricité : 23 % ; utilisation mixte : 25 %	Infections respiratoires, BPCO, cancer du poumon, cardiopathie ischémique, AVC • Cas et DALY (N, fraction et /100 000)	9,8 [6,8 ; 12,1] cas de BPCO pour 100 000 personnes et 37,3 [28,4 ; 43,4] cas d'infections respiratoires pour 100 000 personnes, soit respectivement 717,8 [500,9 ; 888,7] et 4 863,4 [3 696,6 ; 5 656,9] DALY pour 100 000 personnes
Bates <i>et al.</i> (2013) (Népal)	Etude cas-témoins (cas = enfants avec infection respiratoire). Questionnaires distribués à la mère. Indicateurs d'exposition définis : type de combustible, présence de l'enfant pendant la cuisson, type de ventilation dans la cuisine et type de chauffage.	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • Utilisation de biomasse : 24,7 % (témoins) et 27,4 % (cas)	Infections respiratoires • Cas (fraction)	18,0 % [8,1 ; 26,9]

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou évènements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Beevers <i>et al.</i> (2025) (Royaume-Uni)	Concentrations intérieures modélisées par le modèle CONTAM combinant caractéristiques des bâtiments, ventilation et émissions des activités domestiques. Concentrations extérieures modélisées par un modèle chimie-transport (émissions, météo...).	PM _{2,5} , dioxyde d'azote (NO ₂), ozone (O ₃) • Figure	Non rapporté • Années de vie gagnées et coûts correspondants	3,8 [2,9 ; 4,3] millions d'années de vie gagnées sur la période 2019-2154 pour le scénario « neutralité carbone » en comparaison du scénario « au fil de l'eau » (PM _{2,5})
Belias et Licina (2024) (9 villes en Europe)	Concentrations intérieures modélisées selon bilan massique et outils <i>EnergyPlus</i> , combinant météo, pollution extérieure, émissions intérieures, caractéristiques des enveloppes, géométrie du bâtiment, pratiques et budgets d'utilisation de l'énergie. Comparaison de 15 scénarios de systèmes de ventilation et de rafraîchissement.	NO ₂ • Détaillée par scénario et lieu	Admissions à l'hôpital (respiratoires et cardiovasculaires) • DALY (/100 000 et fraction)	Figure
		Dioxyde de soufre (SO ₂) • Détaillée par scénario et lieu	Admissions à l'hôpital • DALY (/100 000 et fraction)	Figure
		Formaldéhyde • Détaillée par scénario et lieu	Effets cancérogènes • DALY (/100 000 et fraction)	Figure
		O ₃ • Détaillée par scénario et lieu	Admissions à l'hôpital (respiratoires et cardiovasculaires), mortalité toutes causes • DALY (/100 000 et fraction)	Figure
		PM _{2,5} • Détaillée par scénario, lieu et source	Bronchite, AVC, mortalité toutes causes • DALY (/100 000 et fraction)	Figure
Bhoonah <i>et al.</i> (2023) (France)	Modélisations dynamiques des concentrations intérieures (INCA-Indoor) combinant émissions des activités domestiques et autres sources intérieures, taux de renouvellement d'air, infiltration depuis l'air extérieur et réactions chimiques potentielles.	PM _{2,5} • Concentration maximale : 4 500 µg.m ⁻³	Effets non cancérogènes (respiratoires et cardiovasculaires) • DALY	Entre 98 et 119 µDALY /heure par activité si combustion domestique

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou évènements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Bhoonah <i>et al.</i> (2024) (France)	Basée sur i) modélisations dynamiques des concentrations intérieures (INCA-Indoor) combinant taux d'émission d'activités domestiques et réactions chimiques potentielles et ii) divers facteurs d'exposition tels que temps passé à l'intérieur, taux d'inhalation, d'ingestion et de contact cutané, pour les adultes et les enfants.	Acétaldéhyde • Maximum horaire : ~2 µg.m ⁻³	Effets cancérogènes ou non cancérogènes • DALY (N)	De 0,82.10 ⁻³¹ (xylènes) à 1,82.10 ⁻⁷ (formaldéhyde) µDALY /jour, pour une somme totale de 0,43 µDALY /jour
		Acétate de benzyle • Maximum horaire : <2 µg.m ⁻³		
		Acétate de butyle • Maximum horaire : ~9 µg.m ⁻³		
		Acétone • Maximum horaire : 55 µg.m ⁻³		
		Acétonitrile • Maximum horaire : <2 µg.m ⁻³	Effets cancérogènes • DALY (N)	
		Acide acétique • Maximum horaire : ~6 µg.m ⁻³		
		Benzène • Maximum horaire : <2 µg.m ⁻³	Effets cancérogènes ou non cancérogènes • DALY (N)	
		Formaldéhyde • Maximum horaire : 0,2 µg.m ⁻³	Effets cancérogènes • DALY (N)	
		Isoprène • Maximum horaire : ~6 µg.m ⁻³		
		Limonène (d-) • Maximum horaire : 560 µg.m ⁻³	Effets cancérogènes • DALY (N)	
		Méthanol • Maximum horaire : ~9 µg.m ⁻³	Effets cancérogènes ou non cancérogènes • DALY (N)	
		Phénol • Maximum horaire : <2 µg.m ⁻³	Non rapporté • DALY (N)	
		Terpinolène • Maximum horaire : 570 µg.m ⁻³		
			p-cymène, alpha-pinène, éthanol, toluène, heptanal, benzaldéhyde, méthyléthylcétone, acétate d'éthyle, propanal, acétate d'isopropyle, gamma-butyrolactone, isobutyraldéhyde, isopropanol, aldéhyde butyrique, nonane, propylène, 2-pentanone, heptane, pentane, 1-octène, styrène, tétrachloroéthylène, paradichlorobenzène, 1,2,4-triméthylbenzène, xylènes (m-, p- et o-) et COV totaux (somme de 39 COV) • NR	
Birk <i>et al.</i> (2024) (Slovénie)	Mesures de radon dans plusieurs régions, puis interpolation pour obtenir une grille des concentrations (50 m). Regroupement des concentrations en catégories pour chaque unité administrative.	Radon • Concentrations intérieures ≥ 200 Bq.m ⁻³ : 15,4 % de la population	Cancer du poumon • Cas (N et fraction)	572 cas pour la période 2008-2027 (fraction attribuable : 4,3 %)
Birk <i>et al.</i> (2024) (Slovénie)	Mesures de radon dans plusieurs régions, puis interpolation pour obtenir une grille des concentrations (50 m). Regroupement des concentrations en catégories pour chaque unité administrative.	Radon • Concentrations intérieures ≥ 200 Bq.m ⁻³ : 15,4 % de la population	Cancer du poumon • Cas (N et fraction)	572 cas pour la période 2008-2027 (fraction attribuable : 4,3 %)

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou évènements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Birk <i>et al.</i> (2024) (Slovénie)	Mesures de radon dans plusieurs régions, puis interpolation pour obtenir une grille des concentrations (50 m). Regroupement des concentrations en catégories pour chaque unité administrative.	Radon • Concentrations intérieures $\geq 200 \text{ Bq.m}^{-3}$: 15,4 % de la population	Cancer du poumon • Cas (N et fraction)	572 cas pour la période 2008–2027 (fraction attribuable : 4,3 %)
Bochicchio <i>et al.</i> (2013) (Italie)	Campagne de mesure nationale. Corrections sur variations interannuelles et sur réponse non linéaire des appareils de mesure. Estimation de l'exposition des populations à l'échelle des régions.	Radon • De 29 Bq.m^{-3} à 112 Bq.m^{-3} selon les régions (moyenne : 71 Bq.m^{-3})	Cancer du poumon • Décès (N et fraction)	3 326 [1 118 ; 5 882] décès au niveau national (fraction attribuable : de 3 à 18 % selon les régions)
Boulanger <i>et al.</i> (2017) (France)	Mesures issues de Campagne Nationale Logements 1, entre 2003 et 2005. Pas d'estimation de l'exposition pour radon, CO et tabagisme passif (car réutilisation de résultats d'impacts préexistants).	Benzène • Médiane : $2,1 \mu\text{g.m}^{-3}$	Leucémie • Décès, cas et années de vie perdues (N)	385 cas et 342 décès, pour une perte moyenne de 15 années de vie
		CO • Non estimée	Intoxications accidentelles • Décès, cas et années de vie perdues (N)	98 décès
		PM _{2,5} • Médiane : $15,2 \mu\text{g.m}^{-3}$	Mortalité toutes causes, maladies cardiorespiratoires, cancer du poumon • Décès, cas et années de vie perdues (N)	2 388 cas de cancer du poumon, 10 390 cas de BPCO et 10 006 cas de maladies cardiovasculaires
		Radon • Non estimée	Cancer du poumon • Décès, cas et années de vie perdues (N)	2 388 cas et 2 074 décès, pour une perte moyenne de 11 années de vie
		Tabagisme passif • Non estimée	Cancer du poumon, maladies cardiovasculaires, infections respiratoires • Décès, cas et années de vie perdues (N)	152 décès par cancer du poumon, 510 décès par cardiopathie ischémique, 392 décès par AVC et 60 décès pour BPCO
		Trichloroéthylène • Médiane : $1 \mu\text{g.m}^{-3}$	Effets cancérogènes (rénaux) • Décès, cas et années de vie perdues (N)	41 cas et 15 décès, pour une perte moyenne de 15 années de vie

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou évènements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Brand <i>et al.</i> (2005) (Canada)	Campagne de mesure nationale, 14 000 maisons individuelles, 19 villes, année 1978. Correction appliquée pour prendre en compte les logements collectifs du parc. Estimation de l'exposition après pondération par le temps passé dans le logement.	Radon • Moyenne géométrique (ec) : 11,2 (3,9) Bq.m ⁻³	Cancer du poumon • Décès (N et fraction) et années de vie perdues	1 400 décès au niveau national (fractions attribuables : 7,3 % chez les fumeurs et 12,5 % chez les non-fumeurs)
Bu <i>et al.</i> (2021) (Monde)	Données issues du projet GBD, année 2017	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • NR	Infections respiratoires, cancer du poumon, BPCO, AVC, cardiopathie ischémique, diabète, cécité • Décès et DALY (N, /100 000 et fraction)	1,6 [1,4 ; 1,9] millions de décès en 2017, dont 1,4 [1,2 ; 1,6] millions pour cause de cardiopathie ischémique
Budhathoki <i>et al.</i> (2020) (Népal)	Sous-échantillon (enfants de moins de 5 ans) d'une enquête nationale, questionnaires répétés. Indicateur d'exposition pour la combustion domestique : utilisation d'un combustible « polluant » (kérosène, bois, charbon, paille, herbe, excréments) pour la cuisine. Indicateur d'exposition au tabagisme passif : présence d'un fumeur à la maison.	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • 91,8 % en 2006, 85 % en 2011 et 74,8 % en 2016	Infections respiratoires • Cas (fraction)	39,8 % en 2016
		Tabagisme passif • 59,7 % en 2011 et 46,0 % en 2016		Non estimée
Cao <i>et al.</i> (2017) (Etats-Unis)	Basée sur i) concentration moyenne mesurée dans les logements (enquête nationale), ii) hypothèse de désintégration du radon et iii) temps passé dans le logement.	Radon • Exposition vie entière : 1,25 pCi.L ⁻¹ (46 Bq.m ⁻³)	Cancer du poumon • Décès (N)	Entre 15 600 et 19 300 décès /an
Catelinois <i>et al.</i> (2006) (France)	Campagne de mesure nationale, 12 200 logements à partir de 1982. Estimation de l'exposition à l'échelle du département, après correction pour variabilité saisonnière.	Radon • Moyenne : 87 Bq.m ⁻³	Cancer du poumon • Décès (N et fraction)	Entre 543 [75 ; 1 097] et 3 108 [2 996 ; 3 221] décès selon le modèle de risque (fractions attribuables : 2 % [0,3 ; 4,4] et 12 % [11 ; 13])

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou évènements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Chan <i>et al.</i> (2016) (Etats-Unis)	Estimation de facteurs d'émission à partir de données observées (taux de ventilation et concentrations de polluants), puis estimation des concentrations intérieures dans les bureaux, écoles et commerces <i>via</i> modèles de bilan massique. Différents scénarios de taux de ventilation. Populations des professionnels et usagers considérées.	Acétaldéhyde • Moyennes : de 3,6 µg.m ⁻³ (écoles) à 33,3 µg.m ⁻³ (commerces)	Effets cancérogènes • DALY (/100 000)	De 1 100 [370 ; 4 700] DALY pour 100 000 personnes /an (écoles) à 19 000 [6 600 ; 81 000] DALY pour 100 000 personnes /an (bureaux) pour l'ensemble des polluants – fardeau majoritairement attribuable aux PM _{2,5}
		Benzène • Moyennes : de 1,1 µg.m ⁻³ (écoles) à 2,1 µg.m ⁻³ (bureaux)	Effets cancérogènes (hématologiques) • DALY (/100 000)	
		Chloroforme • Moyennes : de 0,4 µg.m ⁻³ (écoles) à 1 µg.m ⁻³ (commerces)	Effets cancérogènes • DALY (/100 000)	
		Dichlorométhane • Moyennes : 17,1 µg.m ⁻³ (bureaux) et 1,2 µg.m ⁻³ (commerces)		
		Ethylbenzène • Moyennes : de 1,3 µg.m ⁻³ (écoles) à 11,8 µg.m ⁻³ (commerces)		
		Formaldéhyde • Moyennes : de 9,6 µg.m ⁻³ (supermarchés) à 25,0 µg.m ⁻³ (commerces)	Effets non cancérogènes • DALY (/100 000)	
		Limonène (d-) • Moyennes : de 10,1 µg.m ⁻³ (bureaux) à 74,9 µg.m ⁻³ (commerces)		
		Naphtalène • Moyennes : de 0,4 µg.m ⁻³ (commerces) à 3,1 µg.m ⁻³ (bureaux)	Effets cancérogènes • DALY (/100 000)	
		Paradichlorobenzène • Moyennes : de 0,7 µg.m ⁻³ (commerces) à 2,2 µg.m ⁻³ (bureaux)		
		PM _{2,5} • Moyennes : de 6,6 µg.m ⁻³ (bureaux) à 16,1 µg.m ⁻³ (commerces)	Bronchite chronique, AVC, mortalité toutes causes • DALY (/100 000)	
		Tétrachloroéthylène • Moyennes : de 0,4 µg.m ⁻³ (écoles) à 30,6 µg.m ⁻³ (commerces)	Effets cancérogènes • DALY (/100 000)	
		Tétrachlorométhane • Moyennes : de 0,7 µg.m ⁻³ (écoles) à 1 µg.m ⁻³ (commerces)	Effets cancérogènes • DALY (/100 000)	
		Toluène • Moyennes : de 3,2 µg.m ⁻³ (écoles) à 32,9 µg.m ⁻³ (commerces)	Effets non cancérogènes • DALY (/100 000)	
		Trichloroéthylène • Moyennes : de 0,2 µg.m ⁻³ (commerces) à 1,7 µg.m ⁻³ (bureaux)	Effets cancérogènes • DALY (/100 000)	
		Xylènes (mp- et o-) • Moyennes : de 3,2 µg.m ⁻³ (bureaux) à 25,4 µg.m ⁻³ (bureaux)(mp-)	Effets non cancérogènes • DALY (/100 000)	

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou évènements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Chen <i>et al.</i> (2012) (Canada)	Enquête nationale dans 14 000 logements, à partir de 2009. Mesures sur 3 mois ou plus.	Radon • Moyenne géométrique : 41,9 Bq.m ⁻³	Cancer du poumon • Décès (N et fraction)	3 261 décès (fraction attribuable : 16 %)
Chen <i>et al.</i> (2016) (Chine)	Etude transversale, 84 logements avec i) exposition journalière individuelle d'un membre du ménage (port d'équipements), ii) mesures journalières stationnaires dans la cuisine et le salon et iii) mesures journalières stationnaires à l'extérieur. Exposition <u>totale</u> à 28 hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).	HAP • 9 000 ± 8 390 ng.m ⁻³ (cuisine) ; 2 590 ± 2 270 ng.m ⁻³ (salon) ; 2 800 ± 3 890 ng.m ⁻³ (extérieur) ; 2 100 ± 1 300 ng.m ⁻³ (exposition totale personnelle)	Cancer du poumon • Cas (N et fraction)	0,9 % des cas totaux nationaux, allant jusqu'à 14 % chez les populations utilisant du bois pour la cuisine et le chauffage
Chen <i>et al.</i> (2018a) (Chine)	Concentrations rapportées dans 27 études selon usages énergétiques (charbon, résidus agricoles, bois, énergie propre), dans plusieurs régions de Chine. Pondération par budgets espace-temps-activités.	PM _{2,5} • Moyennes (intervalle de confiance) : 163 (115-194) µg.m ⁻³ en zone rurale et 182 (160-209) µg.m ⁻³ si utilisation de combustibles solides	Infections respiratoires, cancer du poumon, AVC, BPCO, cardiopathie ischémique, cataracte • Décès et DALY (N et fraction)	Réduction de 0,3 million de décès et de 15 millions de DALY entre 1990 et 2010
Chen et Liao (2018b) (Chine)	Estimation de l'exposition issue du projet GBD, année 2013, et analyse des trajectoires au cours du temps	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • NR	BPCO, cardiopathie ischémique, AVC • Décès et DALY (fraction, /100 000 et % de changement)	De 2,16 à 104,31 DALY pour 100 000 personnes selon les régions en 2013 (en baisse de 8 à 95 % depuis 1990)
Clark <i>et al.</i> (2023) (Angleterre)	Concentrations mesurées dans les logements, rapportées dans 11 études, Angleterre uniquement. Analyse des évolutions entre 1998 et 2019.	Formaldéhyde • Moyenne géométrique : 22,8 µg.m ⁻³ en 2019 et 21,7 µg.m ⁻³ en 1998	Asthme • Cas et DALY (N, fraction et /100 000)	4 038 [1 423 ; 9 184] cas et 777 [246 ; 2 021] DALY en 2019
	Enquête nationale, 2019. Indicateur d'exposition : signes visibles d'humidité ou de moisissures.	Humidité ou moisissures • 4,2 % (enfants <14 ans) et 3,4 % (adultes 15-49 ans)	Asthme, infections respiratoires, rhinite allergique, bronchite • Cas et DALY (N, fraction et /100 000)	3 389 [1 120 ; 7 654] cas d'asthme (enfant) et 1 632 [330 ; 40 86] cas d'asthme (adulte) (fractions attribuables : 2,1% [1,0 ; 3,3] et 1,4 % [0,4 ; 2,7])
Cori <i>et al.</i> (2022) (Italie)	Mesures réalisées dans 1 837 bâtiments (logements, écoles, bureaux), 208 municipalités en Sardaigne. Interpolation pour obtenir une cartographie par zones lithologiques.	Radon • Moyenne arithmétique régionale : 116 Bq.m ⁻³ ; concentrations >300 Bq.m ⁻³ : 30 % des bâtiments	Cancer du poumon • Cas (N et fraction)	130 cas sur l'ensemble de la région (fraction attribuable : 15,6 %)
Darby <i>et al.</i> (2001) (Royaume-Uni)	Enquête nationale, mesures des concentrations dans les logements. Estimation de l'exposition à l'échelle nationale.	Radon • Moyenne : 20 Bq.m ⁻³	Cancer du poumon • Décès (N et fraction)	2 275 décès au niveau national (fraction attribuable : 6 %)

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou évènements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
De Jonge <i>et al.</i> (2023) (Belgique)	Modélisation dynamique des concentrations intérieures basées sur, selon les polluants : taux d'émission des matériaux de construction et/ou du mobilier et taux d'émission des activités. Plusieurs scénarios de systèmes de ventilation « intelligents ».	Benzène, formaldéhyde, naphtalène, limonène, toluène • NR	Effets cancérigènes ou non cancérigènes • DALY	>10 DALY pour 100 000 personnes /an attribuables aux systèmes de ventilation « intelligents », soit 3,4 fois plus que le système de référence « continu »
Dhimal <i>et al.</i> (2010) (Népal)	Etude cas-témoins (cas : enfants avec pneumonie ou infection respiratoire diagnostiquée). Questionnaire administré à la mère. Indicateurs d'exposition selon type de combustible : i) biomasse (excréments, charbon, bois, récoltes), ii) gaz, électricité ou kérosène ou iii) mixte.	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • Utilisation de la biomasse : 87 % ; utilisation du gaz, de l'électricité ou du kérosène : 11% ; utilisation mixte : 2 %	Infections respiratoires • Cas (fraction) et DALY (N)	50 % des cas, soit 637 DALY
Ezzati <i>et al.</i> (2002) (Monde)	Recensements nationaux, enquêtes de la Banque Mondiale, enquêtes démographiques et sanitaires ou modélisations économiques. Estimation de l'exposition par pays basée sur utilisation domestique de combustibles solides et type de ventilation.	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • NR	Infections respiratoires, BPCO, cancer du poumon • Décès et DALY (N, /100 000 et fraction)	1 619 000 décès et 38 539 000 DALY, soit 2,6 % des DALY totaux
Fatmi <i>et al.</i> (2014) (Pakistan)	Etude cas-témoins (cas : femmes admises à l'hôpital avec diagnostic de syndrome coronarien aigu), questionnaires administrés par personnel soignant. Deux indicateurs d'exposition considérés : type de combustibles et durée d'utilisation.	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • Utilisation actuelle de combustibles solides : 61,7 % (cas) et 54,8 % (témoins)	Syndrome coronarien aigu • Cas (fraction)	49,0 % [41,3 ; 57,4]

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou événements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Fazli <i>et al.</i> (2021) (Etats-Unis)	Modélisation des concentrations intérieures sur le parc de logements actuel (~2010) et futur (~2050) (modèle REIAQ - <i>residential energy and indoor air quality</i>). Différenciation de l'origine des polluants (intérieure, extérieure) possible. Scénarios de réductions des concentrations entre 2010 et 2050.	Acétaldéhyde • Figure	Effets cancérogènes ou non cancérogènes • DALY (/100 000)	1 DALY pour 100 000 personnes en 2010 (1 en 2050)
		Acroléine • Figure	Effets non cancérogènes • DALY (/100 000)	63 DALY pour 100 000 personnes en 2010 (87 en 2050)
		Butadiène, benzène, paradichlorobenzène • Figure	Effets cancérogènes ou non cancérogènes • DALY (/100 000)	<1 DALY pour 100 000 personnes en 2010 (<1 en 2050)
		NO ₂ • Figure	Admissions à l'hôpital (causes respiratoires et cardiovasculaires) • DALY (/100 000)	2 DALY pour 100 000 personnes en 2010 (1 en 2050)
		Formaldéhyde • Figure	Effets cancérogènes • DALY (/100 000)	15 DALY pour 100 000 personnes en 2010 (14 en 2050)
		O ₃ • Figure	Admissions à l'hôpital (causes respiratoires), mortalité toutes causes • DALY (/100 000)	3 DALY pour 100 000 personnes en 2010 (4 en 2050)
		PM _{2,5} • Figure	Bronchite chronique, AVC, mortalité toutes causes • DALY (/100 000)	107 DALY pour 100 000 personnes en 2010 (80 en 2050)
Fischer (2001) (Chine)	Facteurs d'émission de PM ₁₀ pour différents types de combustibles et de poêles/fourneaux, combinés à la fréquence respiratoire des individus. Scénarios de substitution des combustibles solides (biomasse, charbon) par des carburants liquides.	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • Biomasse traditionnelle : 17 % en 1990 et 5 % (prédiction) en 2020 ; GPL ³⁵ : 1% en 1990 et 12 % (prédiction) en 2020	Admissions à l'hôpital (causes respiratoires), passages aux urgences, bronchite, asthme, symptômes respiratoires, jours d'activité restreinte, mortalité prématurée • Cas, décès et DALY (N)	56 [28 ; 190] millions de cas d'asthme et 220 [90 ; 650] milliers de décès évités /an si substitution des combustibles solides
Ganmaa <i>et al.</i> (2019) (Mongolie)	Analyse transversale des données d'un essai clinique. Questionnaires administrés aux parents d'enfants de 6 à 13 ans. Indicateur d'exposition basé sur la présence d'au moins un fumeur à la maison.	Tabagisme passif • 0 fumeur : 63,7 % ; 1 fumeur : 32 % ; >2 fumeurs : 4,3 %	Tuberculose • Cas (fraction)	7,2 % [2,2 ; 12,0]

³⁵ Gaz de pétrole liquéfié.

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou évènements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Gaskin <i>et al.</i> (2018) (Canada)	Résultats de deux enquêtes nationales, 2009–2011 et 2012–2013. Concentrations moyennes disponibles aux échelles nationale et régionale (13 provinces).	Radon • Moyenne géométrique (ec) : 41,7 (2,6) Bq.m ⁻³ (de 8,6 à 100,1 Bq.m ⁻³ selon les régions)	Cancer du poumon • Décès et QALY (N et /100 000)	681 [100 ; 1284] décès et 45 [3 ; 149] QALY pour 100 000 personnes si réduction de 50 % d'exposition au niveau national
GBD Chronic Respiratory Disease Collaborators (2020) (Monde)	Estimation de l'exposition issue du projet GBD, année 2017, et analyse des trajectoires au cours du temps	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • NR	BPCO • DALY (/100 000)	122,6 [84,8 ; 161,7] DALY pour 100 000 personnes
		Tabagisme passif • NR		90,4 [46,3 ; 136,4] DALY pour 100 000 personnes
GBD LRI Collaborators (2017) (Monde)	Estimation de l'exposition issue du projet GBD, année 2015	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • NR	Infections respiratoires • Décès et DALY (N, /100 000 et fraction)	35,8 % [24,8 ; 45,5] des décès
		Tabagisme passif • NR	Infections respiratoires • Décès et DALY (N, /100 000 et fraction)	8,2 % [4,4 ; 12,7] des décès
GBD Respiratory Tract Cancers Collaborators (2021) (Monde)	Estimation de l'exposition issue du projet GBD, année 2019, et analyse des trajectoires au cours du temps	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • NR	Cancer du poumon, cancer du larynx • Décès et DALY (N et /100 000)	79 800 [45 100 ; 125 000] décès par cancer du poumon en 2019
		Radon • NR		83 700 [16 500 ; 162 000] décès par cancer du poumon en 2019
		Tabagisme passif • NR		113 000 [67 500 ; 170 000] décès par cancer du poumon en 2019

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou événements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
GBD Risk Factor Collaborators (2018) (Monde)	Combinaison de i) prévalence d'utilisation des combustibles solides par pays ii) estimation des concentrations intérieures en PM _{2,5} correspondantes (d'après une étude en Inde) et iii) contribution de cette source aux PM _{2,5} de l'air extérieur. Calcul d'une « valeur d'exposition synthétique » (<i>summary exposure value</i> , SEV) correspondant à la prévalence pondérée par le risque : 0 % si absence d'exposition au facteur de risque dans la population et 100 % si exposition de l'ensemble de la population.	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • SEV, 2017 : 23,9 % (19,5 – 30,2) (hommes) et 25,7 % (21,1 – 32,0) (femmes)	Infections respiratoires, cancer du poumon, cardiopathie ischémique, AVC, BPCO, cataracte • Décès et DALY (N et % de changement)	459 [367 ; 552] milliers de décès pour infections respiratoires en 2017 (-31,4 % depuis 2007) et 410 [344 ; 490] milliers de décès par cardiopathie ischémique en 2017 (-5,8 % depuis 2007)
	Basée sur enquêtes nationales, rapports et littérature. Calcul d'une SEV.	Radon • SEV, 2017 : 23,7 % (14,7 ; 34,2) (hommes) et 23,7 % (14,8 ; 34,1) (femmes)	Cancer du poumon • Décès et DALY (N et % de changement)	88 [50 ; 139] milliers de décès en 2017, soit 1 930 [1 080 ; 3 020] milliers de DALY
	Basée sur i) présence d'au moins un fumeur au domicile (enquêtes ou recensements ; échelle nationale ou régionale) et ii) exposition au tabagisme passif sur le lieu de travail (données déclaratives issues d'enquêtes transversales). Calcul d'une SEV.	Tabagisme passif • SEV, 2017 : 30,3 % (29,5 ; 31,0) (hommes) 43,1 % (42,3 ; 43,7) (femmes)	Infections respiratoires, cancer du poumon, cardiopathie ischémique, AVC, BPCO, diabète, otite, cancer du sein • Décès et DALY (N et % de changement)	382 [311 ; 463] milliers de décès pour cardiopathie ischémique en 2017 (+16 % depuis 2007) et 266 [136 ; 405] décès pour BPCO en 2017 (+9 % depuis 2007)
GBD Risk Factors Collaborators (2016) (Monde)	Estimation de l'exposition issue du projet GBD, année 2015, et analyse des trajectoires au cours du temps. Calcul d'une SEV correspondant à la prévalence pondérée par le risque : 0 % si absence d'exposition au facteur de risque dans la population et 100 % si exposition de l'ensemble de la population.	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • SEV, 2015 : 16,0 (10,8 ; 22,2) (hommes) et 20,6 (14,1 ; 27,6) (femmes)	Cataracte, infections respiratoires, AVC, BPCO, cancer du poumon • Décès et DALY (N)	214 000 [152 000 ; 290 000] décès pour AVC et 657 000 [360 000 ; 1 014 000] décès pour BPCO en 2015
		Radon • SEV, 2015 : 15,6 (13,5 ; 17,9) (hommes) et 15,8 (13,6 ; 18,1) (femmes)	Cancer du poumon • Décès et DALY (N)	64 000 [42 000 ; 86 000] décès et 1 386 000 [941 000 ; 1 871 000] DALY en 2015
		Tabagisme passif • SEV, 2015 : 18,5 (17,0 ; 20,1) (hommes) et 27,8 (26,3 ; 29,3) (femmes)	Cancer du poumon, cardiopathie ischémique, AVC, otite, infections respiratoires • Décès et DALY (N)	29 000 [15 000 ; 49 000] décès par cancer du poumon et 386 000 [291 000 ; 494 000] décès par cardiopathie ischémique en 2015

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou événements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
GBD Risk Factors Collaborators (2020) (Monde)	Basée sur i) prévalence d'utilisation de combustibles solides pour la cuisson (charbon, bois, charbon de bois, excréments, résidus agricoles) (enquêtes ou recensements nationaux et internationaux) et ii) niveaux d'expositions aux PM _{2,5} correspondants (base de l'OMS incluant 196 études rapportant des mesures dans 43 pays, complétée d'une revue systématique menée par le GBD). Echelle nationale ou régionale. Calcul d'une SEV.	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • SEV, 2019 : 11,7 (de 6,6 à 18,3)	Infections respiratoires, AVC, cardiopathie ischémique, BPCO, cancer du poumon, diabète, petit poids de naissance, âge gestationnel, cataracte • Décès et DALY (N et fraction)	37 [8 ; 103] décès et 791 [226 ; 2 110] DALY en France en 2019
	Enquêtes nationales, rapports gouvernementaux et littérature scientifique rapportant des mesures à l'intérieur des logements (207 sources différentes dans 78 pays). Exclusion des mesures dans des zones à forte concentration. Calcul d'une SEV.	Radon • SEV, 2019 : 18,2 (de 12,2 à 25,4)	Cancer du poumon • Décès et DALY (N et fraction)	2 030 [335 ; 4 550] décès et 44 500 [7 370 ; 99 400] DALY en France en 2019
	Basée sur i) présence d'au moins un fumeur au domicile (enquêtes ou recensements ; échelle nationale ou régionale) et ii) exposition au tabagisme passif sur le lieu de travail (données déclaratives issues d'enquêtes transversales). Calcul d'une SEV.	Tabagisme passif • SEV, 2019 : 37,1 (de 37,0 à 38,1)	Cancer du poumon, cardiopathie ischémique, maladies cérébrovasculaires, infections respiratoires, otite, cancer du sein, diabète • Décès et DALY (N et fraction)	515 [245 ; 853] décès de cause BPCO (soit 11 900 [5 460 ; 19 300] DALY) et 947 [736 ; 1160] décès de cause cardiopathie ischémique (soit 20 300 [16 300 ; 24 600] DALY) en France en 2019
Gray <i>et al.</i> (2009) (Royaume-Uni)	Enquête nationale, mesures des concentrations dans les logements. Ajustement sur variations interannuelles. Estimation de l'exposition à l'échelle nationale.	Radon • Moyenne : 21 Bq.m ⁻³	Cancer du poumon • Décès (N et fraction) et coût par QALY	1 100 décès (fraction attribuable : 3,3 %)

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou événements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Greco <i>et al.</i> (2020) (Canada)	Surveillance réglementaire, programmes de surveillance ou études spécifiques rapportant des concentrations. Pas d'estimation de l'exposition pour le radon (car réutilisation d'un résultat d'impact préexistant, Peterson <i>et al.</i>). Selon les polluants, plusieurs environnements (intérieur, extérieur) et voies d'exposition (inhalation, ingestion) ont été considérés.	1,2 dichloropropane • Moyenne (p5-p95) : 0,011 (0,005-0,022) µg.m ⁻³	Effets cancérrogènes (hépatiques) • Cas (N)	<10 cas de cancers /an
		Arsenic (As) • Moyenne (p5-p95) : 0,18 (0,025-0,55) ng.m ⁻³	Effets cancérrogènes (respiratoires) • Cas (N)	<10 cas de cancers /an
		Benzène • Moyenne (p5-p95) : 1,9 (0,18-6,1) µg.m ⁻³	Leucémie • Cas (N)	<10 cas de cancers /an
		Biphényles polychlorés (ou polychlorobiphényles) • Moyenne (p5-p95) : 0,19 (0,046-0,47) pg de TEQ ³⁶ .m ⁻³	Effets cancérrogènes (hépatiques) • Cas (N)	<10 cas de cancers /an
		Butadiène • Moyenne (p5-p95) : 0,15 (0,03-0,40) µg.m ⁻³	Effets cancérrogènes (respiratoires) • Cas (N)	<10 cas de cancers /an
		Cadmium (Cd) • Moyenne (p5-p95) : 0,032 (0,0071-0,084) ng.m ⁻³		<10 cas de cancers /an
		Chlorure de vinyle • Moyenne (p5-p95) : 0,025 (0,020-0,030) µg.m ⁻³		<10 cas de cancers /an
		Chrome (Cr VI) • Moyenne (p5-p95) : 1,0 (0,11-3,3) ng.m ⁻³		Entre 10 et 99 cas de cancers /an
		Dichlorométhane • Moyenne (p5-p95) : 1,9 (0,38-5,0) µg.m ⁻³		<10 cas de cancers /an
		Formaldéhyde • Moyenne (p5-p95) : 30 (12-61) µg.m ⁻³	Effets cancérrogènes (épidermoïdes nasaux) • Cas (N)	40 [10 ; 100] cas de cancers /an
		HAP • Moyenne (p5-p95) : 0,21 (0,013-0,76) ng.m ⁻³	Effets cancérrogènes	<10 cas de cancers /an
		Nickel (Ni) • Moyenne (p5-p95) : 1,0 (0,036-3,9) ng.m ⁻³	(respiratoires) • Cas (N)	<10 cas de cancers /an
		Radon • Non estimée	Cancer du poumon • Cas (N)	1 310 [1 080 ; 1 550] cas de cancers /an
		Tabagisme passif • NR		40 [20 ; 50] cas de cancers /an
		Tétrachloroéthylène • Moyenne (p5-p95) : 0,71 (0,037-2,6) µg.m ⁻³	Effets cancérrogènes (hépatiques) • Cas (N)	<10 cas de cancers /an
		Toluènes chlorés • Moyenne (p5-p95) : 0,016 (0,014-0,018) µg.m ⁻³	Effets cancérrogènes (thyroïdiens) • Cas (N)	<10 cas de cancers /an
		Trichloroéthylène • Moyenne (p5-p95) : 0,065 (0,0079-0,20) µg.m ⁻³	Effets cancérrogènes (respiratoires, hépatiques et hématologiques) • Cas (N)	<10 cas de cancers /an

³⁶ TEQ : quantité équivalente toxique (*Toxic equivalent quantity*).

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou évènements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Gredner <i>et al.</i> (2018) (Allemagne)	Concentration moyenne annuelle mesurée à l'intérieur. Scénario de réduction de l'exposition : atteinte des concentrations extérieures.	Radon • 49 Bq.m ⁻³	Cancer du poumon • Cas (N)	3 185 cas
	Résultats d'une enquête nationale, 2008-2011.	Tabagisme passif • 25,9 %		309 cas
Gruenwald <i>et al.</i> (2023) (Etats-Unis)	Enquête nationale des ménages, représentative de la population générale, 9 états enquêtés en 2019. Indicateur d'exposition : avoir une cuisinière à gaz.	Cuisson au gaz • NR	Asthme • Cas (fraction)	12,7 % [6,3 ; 19,3] des cas d'asthme actuel (enfants de moins de 18 ans)
Hahn Menacho <i>et al.</i> (2023) (Luxembourg)	Combinaison de i) modélisations des concentrations intérieures horaires basées sur taux d'émission, ventilation, taux de renouvellement d'air, volume des pièces et occupation et ii) facteurs d'exposition (taux d'inhalation, fréquence respiratoire, temps passé...). Plusieurs scénarios de ventilation (amélioration et détérioration).	PM _{2,5} , radon et COV • Figure	Effets cancérogènes ou non cancérogènes • DALY	Baisse de 34 % des DALY attribuables aux particules, radon et COV si taux de ventilation multiplié par deux
Hänninen <i>et al.</i> (2014) (Europe)	Combinaison de i) concentrations extérieures issues d'une base de données publique de l'Agence Européenne de l'Environnement et ii) études nationales rapportant des concentrations mesurées en environnement intérieur.	Benzène • NR	Leucémie • DALY (/IM)	<5 DALY /IM
	Mesures de concentrations intérieures rapportées dans 6 études, jusqu'en 2005.	Formaldéhyde • NR	Asthme • DALY (/IM)	<2 DALY /IM
	Projet RadonMapping jusqu'en 2005 et rapport institutionnel des Nations Unies.	Radon • NR	Cancer du poumon • DALY (/IM)	De 450 (Pays-Bas) à 1 100 (France et Belgique) DALY /IM de personnes
	Enquêtes nationales et internationales entre 1990 et 2008. Pour les enfants, statut tabagique parental considéré.	Tabagisme passif • NR	Cancer du poumon, cardiopathie ischémique, otite, infections respiratoires, asthme • DALY (/IM)	De 550 (France) à 1 200 (Allemagne) DALY /IM de personnes (= somme des fardeaux des effets et évènements sanitaires)
Heinzel <i>et al.</i> (2024) (Allemagne)	Mesures des concentrations dans 7 500 résidences entre 2019 et 2021, correction des incertitudes (mesures et variabilités) et modélisation des concentrations aux échelles nationale et régionale.	Radon • Moyenne arithmétique (corrigée) : 55 Bq.m ⁻³ ; médiane : 39 Bq.m ⁻³ ; 90 ^{ème} percentile : 98 Bq.m ⁻³	Cancer du poumon • Décès (N et fraction)	2 839 [942 ; 5 103] cas (fraction attribuable : 6,3 % [2,1 ; 11,4])

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou évènements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Hill <i>et al.</i> (2017) (Mongolie)	Basée sur i) projections futures de concentrations intérieures et extérieures et ii) estimations de budget espace-temp-activité de la population. Scénarios de passage aux combustibles propres ou de réduction généralisée des émissions. Estimation de l'exposition <u>totale</u> .	PM _{2,5} • Moyenne : 59 µg.m ⁻³ en 2014 et 60 µg.m ⁻³ (projection) pour 2024	Cardiopathie ischémique, AVC, cancer du poumon, infections respiratoires, BPCO • Décès et DALY (N et fraction)	1 400 [710 ; 1 900] décès et 40 000 [22 000 ; 55 000] DALY en 2014 pour l'ensemble des effets et évènements considérés, avec des réductions de 20 à 45 % selon les scénarios
Hu <i>et al.</i> (2024) (Chine)	Basée sur i) concentrations extérieures modélisées (modèle chimie-transport) en zones urbaines, ii) taux d'émission (cuisson au gaz et tabagisme) et iii) habitudes et activités des populations. Estimation de l'exposition pour une situation actuelle (2019) et six scénarios prospectifs de réduction des émissions (extérieures et intérieures).	NO ₂ • Moyenne (intervalle d'incertitude à 95 %), zones urbaines : 26,7 (9,0-57,1) µg.m ⁻³	Cancer du poumon, diabète, BPCO • DALY (N)	415 [103 ; 702] et 135 [103 ; 168] milliers de DALY attribuables au NO ₂ issu de la cuisson au gaz pour le cancer du poumon et la BPCO respectivement
Huang <i>et al.</i> (2024) (Sri Lanka)	Recensement d'informations sur les sources (types de peintures) et les taux d'émission. Deux scénarios d'exposition considérés : « near » (individus appliquant la peinture) et « far » (occupants ultérieurs).	Benzène, Ethylbenzène, Hexane, Xylènes, Dibutylamine, Bisphénol A, DCOIT ³⁷ , Ethylène glycol, Propylène glycol, Acide maléique, Acide acrylique, Alpha-cyperméthrine • NR	Effets cancérogènes ou non cancérogènes • DALY (N)	De 1,5.10 ⁻³ à 2,1.10 ⁻² DALY attribuables aux substances émises par les peintures à base de solvants et de 4,1.10 ⁻⁴ à 9,5.10 ⁻³ DALY pour les peintures à base d'eau
Hulin <i>et al.</i> (2024) (France)	Campagne Nationale Ecoles (CNE) de 2013 à 2017. Concentrations intérieures en formaldéhyde et présence d'humidité ou moisissures. Pas d'estimation de l'exposition pour le NO ₂ , seulement une étude de faisabilité.	Dioxyde d'azote • Non estimée	Asthme, sifflements • Cas (N et fraction)	Non estimé
		Formaldéhyde • Moyenne arithmétique : 21,4 ± 0,7 µg.m ⁻³ (écoles primaires) et 20,0 ± 0,9 µg.m ⁻³ (écoles élémentaires)	Asthme, sifflements • Cas (N et fraction)	9 028 cas d'asthme actuel (fraction attribuable : 2 %)
		Humidité ou moisissures • 6 % (écoles primaires) et 4 % (écoles élémentaires)	Asthme, sifflements • Cas (N et fraction)	12 219 cas d'asthme actuel (fraction attribuable : 3 %)

³⁷ DCOIT : dichlorooctylisothiazolinone ou 4,5-Dichloro-2-octyl-2h-isothiazol-3-one.

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou évènements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Jaakkola et Jaakkola (2006) (Monde : Europe, Etats-Unis et Australie)	Revue de la littérature menée par les auteurs, 6 études rapportant des prévalences d'exposition au tabagisme passif sur le lieu de travail (Europe, Etats-Unis, Australie et Nouvelle Zélande). Dans la majorité des cas, données déclaratives.	Tabagisme passif • 4-8 % (Finlande), 32-54 % (Espagne), 18-28 % (France), 30-42 % (Italie), 28-30 % (Belgique) ; 25-29 % (Allemagne), 3-10 % (Suède)	Cancer du poumon, maladies coronariennes, asthme, BPCO, petit poids de naissance, AVC, infections respiratoires • Cas (fraction)	De 10 à 15 % des cas d'asthme (adultes), de 5 à 7 % des cas de BPCO et de 3 à 4 % des cas de cancer du poumon en France
Ji <i>et al.</i> (2019) (Chine)	Combinaison de i) concentrations journalières extérieures (mesures en stations et télédétection) et ii) facteurs influençant le transfert de l'air extérieur vers l'intérieur (infiltration, dépôt, pénétration, ouverture des fenêtres). Pas de prise en compte des sources intérieures. Différents scénarios de réduction des émissions.	PM _{2,5} • Moyenne nationale : 54 µg.m ⁻³ (de 22 à 77 µg.m ⁻³ selon les régions)	Cardiopathie ischémique, AVC, cancer du poumon, infections respiratoires, BPCO • Décès (N et fraction)	11 % [7 ; 20] des décès par cancer du poumon et 14 % [8 ; 21] des décès par infections respiratoires si réduction des concentrations à 15 µg.m ⁻³
Ji <i>et al.</i> (2023) (Chine)	Cohorte prospective. Profils d'exposition à la pollution domestique <i>via</i> classification non supervisée de données déclarées : combustible principal pour la cuisine et le chauffage, combustible utilisé en combustion lente, exposition à la fumée de tabac environnementale.	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • 12,9 % pour le chauffage et 6,8 % pour la cuisine	Cancer du poumon • Cas (fraction)	4,3 % [2,2 ; 6,5] des cas
Jiang <i>et al.</i> (2022) (Chine)	Campagne de mesures dans trois universités (salles de classe, amphithéâtres, couloirs, <i>lounge</i> , espace public intérieur et extérieur). Estimation de l'exposition combinant concentrations mesurées, durée et fréquence d'exposition et taux d'inhalation.	Benzène • De 2,1 à 211 µg.m ⁻³	Leucémie • DALY et coûts associés	NR
		Ethylbenzène • De 2 à 33 g.m ⁻³	Effets cancérogènes et non cancérogènes • DALY et coûts associés	NR
		Toluène • De 4 à 27 µg.m ⁻³	Effets non cancérogènes	NR
		Xylènes (m-) • De 1 à 6 µg.m ⁻³	(respiratoires) • DALY et coûts	NR
		Xylènes (p-) • De 2 à 4 µg.m ⁻³	associés	NR

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou évènements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Jose <i>et al.</i> (2021) (Espagne)	Concentrations journalières estimées par i) outils <i>EnergyPlus</i> (basé sur émission, dépôt, ventilation, chauffage...) pour différentes pièces et ii) modèle chimie transport pour environnement extérieur. Plusieurs scénarios d'activités considérés.	NO ₂ • De 15 à 40 µg.m ⁻³ si pas de source intérieure ; pic atteignant 200 µg.m ⁻³ en cas d'activité de cuisson	Admissions à l'hôpital (causes respiratoires), mortalité toutes causes • Cas (% de changement)	+0,59 % (mortalité) et +0,33 % (admissions) pour activité « cuisine » en comparaison d'un scénario de référence
		PM _{2,5} • NR	Admissions à l'hôpital (causes respiratoires et cardiovasculaires), mortalité toutes causes • Cas (% de changement)	+0,23 % (mortalité) et +0,36 % (admissions causes cardiovasculaires) pour activité « cuisine » en comparaison d'un scénario de référence
Kang <i>et al.</i> (2023) (Monde)	Estimation de l'exposition issue du projet GBD, année 2019, et analyse des trajectoires au cours du temps.	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • NR	Infections respiratoires • Décès (N et % de changement)	422 826 décès en 2019, baisse de 4 % depuis 1990
		Tabagisme passif • NR		81 429 décès en 2019, baisse de 4 % depuis 1990
Karakas <i>et al.</i> (2023) (Royaume Uni)	Outils <i>EnergyPlus</i> pour modéliser des concentrations intérieures des écoles de 13 régions. Différents scénarios de rénovations énergétiques. Estimation de l'exposition en pondérant les concentrations par le temps passé à l'école.	NO ₂ • 14,48 ppb	Asthme • Cas (N) et coûts associés	697 cas (situation actuelle)
Kim <i>et al.</i> (2018a) (Corée du Sud)	Campagne de mesures, ~15 000 logements entre 2011 et 2014. Correction des variations saisonnières avant d'estimer une moyenne annuelle dans 17 régions.	Radon • Moyenne arithmétique (ec) : 92,0 (104,2) Bq.m ⁻³ ; minimum-maximum : 7,0 – 2 285,5 Bq.m ⁻³ ; médiane : 62,5 Bq.m ⁻³	Cancer du poumon • Décès (N, /100 000 et fraction) et année de vie perdues	2 014 cas chez les fumeurs et 1 879 cas chez les non-fumeurs (estimations maximales)
Kim et Mina (2018b) (Corée du Sud)	Campagne de mesures, ~15 000 logements entre 2011 et 2014. Correction des variations saisonnières avant d'estimer une moyenne annuelle dans 234 unités géographiques. Pondération par l'effectif de population.	Radon • Moyenne : 69,4 Bq.m ⁻³ (nationale), 116,4 Bq.m ⁻³ (maisons individuelles) et 55,9 Bq.m ⁻³ (appartements)	Cancer du poumon • Cas (N et fraction), années de vie perdues et années vécues avec incapacité (N)	828 [0 ; 1 713] décès chez les hommes et 211 [0 ; 623] décès chez les femmes, soit 11 401 [0 ; 23 654] et 3 465 [0 ; 10 148] années de vie perdues respectivement
Knibbs <i>et al.</i> (2018) (Australie)	Données issues de la littérature (humidité ou moisissures) ou d'enquête nationale du bureau des statistiques (présence d'un appareil de cuisson au gaz – cette dernière est pondérée par un facteur modificateur de présence d'une hotte aspirante).	Cuisson au gaz • 38,2 % (de 2 % en Tasmanie à 67 % dans l'Etat de Victoria)	Asthme • Cas et DALY (N, fraction et /100 000)	12,3 % [8,9 ; 15,8] des cas prévalents, 67 DALY pour 100 000 personnes
		Humidité ou moisissures • 26,1 % (±9,4)		7,9 % [3,2 ; 12,6] des cas incidents, 42 DALY pour 100 000 personnes

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou évènements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Kuhn <i>et al.</i> (2016) (Monde)	Estimation de l'exposition issue du projet GBD. Application d'un outil de simulation prospective pour estimer des trajectoires d'évolution de l'utilisation des poêles et fours traditionnels au cours du temps.	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • 34 % en 2010 et 22 % (projection) en 2024	Infections respiratoires, cardiopathie ischémique, AVC, cancer du poumon, BPCO • DALY (N et fraction)	98 millions de DALY en 2024 (3,6 % des DALY totaux) pour les infections respiratoires
Lee <i>et al.</i> (2015) (Corée du Sud)	Campagnes de mesures nationales entre 1989 et 2009 dans des écoles et bâtiments administratifs. Estimation de l'exposition cumulée basée sur la concentration ou la durée d'exposition.	Radon • Moyenne : de 37,5 à 95 Bq.m ⁻³ selon les zones	Cancer du poumon • Décès (N et fraction)	4 271 décès (femmes) et 11 906 décès (hommes) en estimation minimale (fraction attribuable : 8,8 %)
Lee <i>et al.</i> (2020) (Monde)	Enquêtes nationales, mises à disposition par l'OMS. Exposition estimée selon zones géographiques et pratiques. Indicateur d'exposition : utilisation de combustibles solides et de kérosène pour la cuisson ou le chauffage.	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • Inde : 55 % (35-74) ; non rapportée pour les autres pays	Infections respiratoires, asthme, BPCO, cancer du poumon, tuberculose, maladies cérébrovasculaires, cardiopathie ischémique, petit poids de naissance, mortalité des enfants de moins de 5 ans, mortalité (cardiovasculaire, respiratoire, toutes causes) • Décès et DALY (N et /100 000)	1,8 [1,1 ; 2,7] millions décès attribuables et 60,9 [34,6 ; 93,3] millions de DALY en 2017
Li <i>et al.</i> (2012) (Chine)	Bureau national des statistiques - exposition estimée en deux catégories. Zones urbaines uniquement.	Radon • Concentrations intérieures >100 Bq.m ⁻³ : 6 % des bâtiments en zone urbaine	Cancer du poumon • Décès (N et fraction)	631 décès (fraction attribuable : 0,2 %)

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou évènements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Liu <i>et al.</i> (2023a) (Chine)	Recueil de concentrations mesurées à l'intérieur rapportées dans la littérature (Chine uniquement). Scénario de référence : absence d'exposition.	Benzène • Médiane nationale : 20 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (2000) et 4 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (2017)	Leucémie, asthme • DALY (N, /100 000 et fraction) et coûts associés	68 [18 ; 137] DALY pour 100 000 personnes en 2017
		Butadiène • Non estimée	Leucémie • DALY (N, /100 000 et fraction) et coûts associés	Non estimé
		Formaldéhyde • Médiane nationale : 65 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (2000) et 70 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (2017)	Asthme • DALY (N, /100 000 et fraction) et coûts associés	54 [33 ; 77] DALY pour 100 000 personnes en 2017
		Paradichlorobenzène • Médiane nationale : 2 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (2000) et 0 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (2017)	Asthme • DALY (N, /100 000 et fraction) et coûts associés	9 [3 ; 19] DALY pour 100 000 personnes en 2017
		Radon • Médiane nationale : 39 Bq.m ⁻³ (2000) et 59 Bq.m ⁻³ (2017)	Cancer du poumon • DALY (N, /100 000 et fraction) et coûts associés	91 [57 ; 135] DALY pour 100 000 personnes en 2017
		Toluène • Médiane nationale : 23 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (2000) et 5 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (2017)	Asthme • DALY (N, /100 000 et fraction) et coûts associés	21 [0 ; 45] DALY pour 100 000 personnes en 2017
	Combinaison de i) concentrations extérieures (modélisées ou mesurées sur stations fixes), ii) facteurs d'infiltration vers l'intérieur et iii) estimations de la contribution des sources intérieures à la pollution de l'air intérieur. Scénario de référence : absence d'exposition (sauf PM _{2,5}).	NO ₂ • Médiane nationale : 13 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (2000) et 6 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (2017)	Asthme, cancer du poumon, BPCO, diabète • DALY (N, /100 000 et fraction) et coûts associés	65 [20 ; 119] DALY pour 100 000 personnes en 2017 (évènement le plus contributeur : cancer du poumon)
		SO ₂ • Médiane nationale : 14 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (2000) et 5 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (2017)	Maladies cardiovasculaires, BPCO • DALY (N, /100 000 et fraction) et coûts associés	60 [26 ; 103] DALY pour 100 000 personnes en 2017 (évènement le plus contributeur : maladies cardiovasculaires)
		CO • Médiane nationale : 1 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (2000) et 1 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (2017)	Maladies cardiovasculaires, maladie de Parkinson • DALY (N, /100 000 et fraction) et coûts associés	183 [70 ; 291] DALY pour 100 000 personnes en 2017 pour les maladies cardiovasculaires (évènement le plus contributeur)
		O ₃ • Médiane nationale : 12 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (2000) et 13 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (2017)	BPCO • DALY (N, /100 000 et fraction) et coûts associés	62 [19 ; 124] DALY pour 100 000 personnes en 2017
		PM _{2,5} • Médiane nationale : 103 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (2000) et 55 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (2017)	Cardiopathies ischémiques, AVC, BPCO, cancer du poumon, infections respiratoires, diabète • DALY (N, /100 000 et fraction) et coûts associés	3 270 [2 810 ; 3 630] DALY pour 100 000 personnes en 2017 (évènement le plus contributeur : AVC)

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou évènements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Liu <i>et al.</i> (2022b) (Chine)	Revue de la littérature menée par les auteurs, 23 études publiées rapportant des mesures de concentrations de phtalates dans les logements, les établissements d'enseignement et les bureaux en Chine. Majorité des mesures réalisées dans les poussières.	BBzP • Moyenne nationale : 2,6 µg.g ⁻¹	Asthme, dermatite, rhinite • Cas (fraction) et DALY (N)	22,2 % [0,0 ; 41,3] (adulte) et 32,5 % [0,0 ; 59,9] (enfant) des cas de rhinite
		DEHP • Moyenne nationale : 711,8 µg.g ⁻¹		51,0 % [0,0 ; 76,7] (adulte) et 57,2 % [0,0 ; 83,3] (enfant) des cas d'asthme
		DEP • Moyenne nationale : 8,1 µg.g ⁻¹		23,6 % [0,0 ; 70,6] des cas d'asthme (adulte ou enfant)
		DiBP • Moyenne nationale : 182,2 µg.g ⁻¹		89,1 % [46,0 ; 97,7] (adulte) et 87,9 % [44,2 ; 97,3] (enfant) des cas d'asthme
		DnBP • Moyenne nationale : 150,1 µg.g ⁻¹		72,6 % [0,0 ; 96,4] (adulte) et 74,3 [0,0 ; 96,8] (enfant) des cas de rhinite
		DMP • Moyenne nationale : 2,1 µg.g ⁻¹	Aucun	Non estimé
		DnOP • Moyenne nationale : 3,1 µg.g ⁻¹	Aucun	Non estimé
Logue <i>et al.</i> (2012) (Etats-Unis)	Données issues de 77 études publiées rapportant des mesures de concentration dans des bâtiments résidentiels aux États-Unis et d'autres pays ayant des modes de vie similaires.	1,1,2,2-tétrachloroéthane • Moyenne : 0,42 µg.m ⁻³	Effets cancérogènes ou non cancérogènes • DALY (/100 000)	Figure
		1,1,2-trichloroéthane • Moyenne : 0,46 µg.m ⁻³		Figure
		1,1-dichloroéthylène • Moyenne : 1,2 µg.m ⁻³		Figure
		1,2-dibromoéthane • Moyenne : 0,14 µg.m ⁻³		Figure
		1,2-dichloroéthane • Moyenne : 0,34 µg.m ⁻³		Figure
		2-butoxyéthanol • Moyenne : 2,6 µg.m ⁻³		Figure
		2-éthoxyéthanol • Moyenne : 0,43 µg.m ⁻³		Figure
		2-méthoxyéthanol • Moyenne : 0,12 µg.m ⁻³		Figure
		Acétaldéhyde • Moyenne : 22 µg.m ⁻³		Figure
		Acroléine • Moyenne : 2,3 µg.m ⁻³		47 [2 ; 1 050] DALY pour 100 000 personnes /an
		Acrylonitrile • Moyenne : 0,27 µg.m ⁻³		Figure
		Ammoniac • Moyenne : 28 µg.m ⁻³		Figure
		Benzène • Moyenne : 2,5 µg.m ⁻³		Figure
		Cd • Moyenne : 2,6.10 ⁻³ µg.m ⁻³		Figure
		Chlorométhane • Moyenne : 1,8 µg.m ⁻³		Figure

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou évènements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
		Chlorure de benzyle • Moyenne : 0,5 $\mu\text{g.m}^{-3}$		Figure
		Chlorure de vinyle • Moyenne : 1,7 $\mu\text{g.m}^{-3}$		Figure
		Cr • Moyenne : $2,2 \cdot 10^{-3}$ $\mu\text{g.m}^{-3}$		Figure
		Crotonaldéhyde • Moyenne : 4,7 $\mu\text{g.m}^{-3}$		Figure
		Dichlorométhane • Moyenne : 8,2 $\mu\text{g.m}^{-3}$		Figure
		NO ₂ • Moyenne : 13,1 $\mu\text{g.m}^{-3}$	Admissions à l'hôpital (causes cardiovasculaires et respiratoires), maladies respiratoires • DALY (/100 000)	Figure
		SO ₂ • Moyenne : 2,9 $\mu\text{g.m}^{-3}$	Amissions à l'hôpital • DALY (/100 000)	Figure
		Disulfure de carbone (CS ₂) • Moyenne : 0,34 $\mu\text{g.m}^{-3}$	Effets cancérogènes ou non cancérogènes • DALY (/100 000)	Figure
		Ethanol • Moyenne : 860 $\mu\text{g.m}^{-3}$		Figure
		Ether de méthyl tert-butyl • Moyenne : 12 $\mu\text{g.m}^{-3}$		Figure
		Formaldéhyde • Moyenne : 69 $\mu\text{g.m}^{-3}$		46 [0 ; 14 000] DALY pour 100 000 personnes /an
		Hexachlorobutadiène • Moyenne : 1,7 $\mu\text{g.m}^{-3}$		Figure
		Hexane • Moyenne : 7,3 $\mu\text{g.m}^{-3}$		Figure
		Limonène (d-) • Moyenne : 23 $\mu\text{g.m}^{-3}$		Figure
		Manganèse (Mn) • Moyenne : $3,3 \cdot 10^{-3}$ $\mu\text{g.m}^{-3}$		Figure
		Méthacrylate de méthyle • Moyenne : 0,27 $\mu\text{g.m}^{-3}$		Figure
		CO • Moyenne : 810 $\mu\text{g.m}^{-3}$	Admissions à l'hôpital (causes cardiovasculaires et respiratoires) • DALY (/100 000)	Figure
		CO • Non estimée	Intoxications accidentelles • DALY (/100 000)	4,9 [4,7 ; 5,1] DALY pour 100 000 personnes /an
		Naphtalène • Moyenne : 1,2 $\mu\text{g.m}^{-3}$	Effets cancérogènes ou non cancérogènes • DALY (/100 000)	Figure

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou évènements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
		O ₃ • Moyenne : 17,2 µg.m ⁻³	Amissions à l'hôpital (causes cardiovasculaires et respiratoires), mortalité toutes causes • DALY (/100 000)	6,7 [0 ; 160] DALY pour 100 000 personnes /an
		Paradichlorobenzène • Moyenne : 50 µg.m ⁻³	Effets cancérogènes ou non cancérogènes • DALY (/100 000)	Figure
		PM _{2,5} • Moyenne : 15,9 µg.m ⁻³	Bronchite, AVC, mortalité toutes causes • DALY (/100 000)	Figure
		Radon • Non estimée	Cancer du poumon • DALY (/100 000)	79 [25 ; 255] et 13 [4 ; 42] DALY pour 100 000 fumeurs et non-fumeurs /an
		Styrène • Moyenne : 5,9 µg.m ⁻³	Effets cancérogènes ou non cancérogènes • DALY (/100 000)	Figure
		Tabagisme passif • Non estimée	Asthme, otite, mortalité des enfants de moins de 5 ans, mortalité cardiovasculaire • DALY (/100 000)	51 [42 ; 60] DALY pour 100 000 personnes /an
		Tétrachloroéthylène • Moyenne : 1,7 µg.m ⁻³	Effets cancérogènes ou non cancérogènes • DALY (/100 000)	Figure
		Tétrachlorométhane • Moyenne : 0,68 µg.m ⁻³		Figure
		Toluène • Moyenne : 2,3 µg.m ⁻³		Figure
		Xylènes (mp- et o-) • Moyenne : 8,2 µg.m ⁻³ (o-) et 9,7 µg.m ⁻³ (mp-)		Figure
Logue <i>et al.</i> (2017) (Etats-Unis)	Deux populations a) utilisateurs vapoteurs selon habitudes (volume, fréquence), type d'appareil et scénario de rétention et d'expiration et b) non utilisateurs (exposition passive) à la maison et ailleurs.	Formaldéhyde, acétaldéhyde, benzène, acroléine, glycidol • Figure	Effets cancérogènes ou non cancérogènes • DALY (/100 000 et fraction)	Entre 1.10 ⁻² et 1.10 ³ DALY pour 100 000 personnes /an attribuables à l'acroléine (polluant le plus contributeur)
Lönnroth <i>et al.</i> (2010) (Monde)	Données issues d'un rapport de l'OMS, 22 pays fortement touchés par la tuberculose.	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • NR	Tuberculose • Cas (fraction)	22,2 % des cas

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou évènements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Lopez- Jaramillo <i>et al.</i> (2022) (Amérique du Sud)	Etude de cohorte prospective, questionnaires répétés et suivi de l'état de santé. Indicateur d'exposition selon type de combustible : i) solides (charbon, bois, cultures, excréments, herbes) ou kérosène et ii) gaz ou électricité.	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • Utilisation combustibles solides ou kérosène : 11,4 % (de 1,2 % en Argentine à 26,6 % au Chili)	AVC, cardiopathie ischémique, maladies cardiovasculaires, mortalité de causes cardiovasculaires • Cas (fraction)	1 % des cas
MacDonald Gibson et Farah (2012) (Émirats Arabes Unis)	Données mesurées localement, modélisations et littérature.	Benzène • NR Formaldéhyde • NR Humidité ou moisissures • NR PM ₁₀ • NR PM _{2,5} • NR Radon • NR Tabagisme passif • NR Utilisation d'encens • NR	Asthme • Décès et cas (N) Cancer du poumon • Décès et cas (N) Cancer du poumon, leucémie, maladies cardiovasculaires, asthme, infections respiratoires • Décès et cas (N) Cancer du poumon • Décès et cas (N)	290 [10 ; 540] décès et 89 000 [42 000 ; 140 000] visites dans les établissements de santé (somme des résultats de l'ensemble des polluants et effets sanitaires)

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou évènements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
MacDonald Gibson <i>et al.</i> (2013) (Émirats Arabes Unis)	Campagne nationale dans les logements. Concentrations mesurées sur une semaine.	Formaldéhyde • Moyenne (ec) : 22,5 (63,6) µg.m ⁻³	Asthme • Décès et cas (N et fraction)	153 [85 ; 216] décès et 21 800 [14 700 ; 28 300] visites dans les établissements de santé (somme des résultats de l'ensemble des polluants et effets sanitaires)
	Campagne nationale dans les logements. Présence de signes d'humidité ou de moisissures visibles.	Humidité ou moisissures • 16 %		
	Campagne de mesures des concentrations intérieures dans deux villes, commissionnée par l'Agence de l'environnement d'Abu-Dhabi.	Radon • Moyenne : 14,4 Bq.m ⁻³ (Abu- Dhabi) et 8,0 Bq.m ⁻³ (Sharjah)	Cancer du poumon • Décès et cas (N et fraction)	
	Campagne nationale dans les logements. Indicateur d'exposition basé sur la présence de fumeurs au domicile.	Tabagisme passif • 19 %	Cancer du poumon, asthme, infections respiratoires, leucémie, maladies cardiovasculaires, mortalité cardiovasculaire • Décès et cas (N et fraction)	
	Campagne nationale dans les logements. Indicateur d'exposition basé sur la fréquence d'utilisation d'encens.	Utilisation d'encens • 43,5 % (quotidienne) et 42,9 % (occasionnelle)	Cancer du poumon • Décès et cas (N et fraction)	
Mainka et Fantke (2022) (Pologne)	Campagne de mesures dans les salles de classes de 4 écoles maternelles, hiver 2014 et printemps 2015. Estimation de l'exposition en combinant concentrations mesurées avec facteurs d'exposition (taux d'inhalation et budget espace-temps). Scénario de baisse des concentrations.	Antimoine • Moyenne : 2,1 mg.m ⁻³ (hiver) et 0,8 mg.m ⁻³ (printemps)	Effets non cancérogènes • DALY et minutes de vie en bonne santé perdues	14 [0,6 ; 310] µDALY/an (soit 7,5 [0,3 ; 164] min /an) si baisse des concentrations de PM _{2,5} et 104 µDALY/an (soit 55 min/an) si baisse des concentrations de chrome (métal le plus contributeur au fardeau sanitaire)
		Arsenic • Moyenne : 5,7 mg.m ⁻³ (hiver) et 0,9 mg.m ⁻³ (printemps)	Effets cancérogènes ou non cancérogènes • DALY et minutes de vie en bonne santé perdues	
		Cadmium • Moyenne : 14,5 mg.m ⁻³ (printemps) et 18,5 mg.m ⁻³ (hiver)		
		Chrome • Moyenne : 64,7 mg.m ⁻³ (printemps) et 346,7 mg.m ⁻³ (hiver)		
		Cuivre, fer, manganèse, nickel, plomb, sélénium • Figure	Infections respiratoires • DALY et minutes de vie en bonne santé perdues	
		PM _{2,5} • Moyenne : 69,7 µg.m ⁻³ (printemps) et 75,1 µg.m ⁻³ (hiver)		
		Zinc • Moyenne : 233,7 mg.m ⁻³ (hiver) et 196,5 mg.m ⁻³ (printemps)	Effets non cancérogènes • DALY et minutes de vie en bonne santé perdues	

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou évènements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Medina <i>et al.</i> (2025a) (France)	Concentrations dans l'air extérieur modélisées selon modèle chimie-transport puis agrégées au niveau communal en pondérant par la taille de la population.	NO ₂ • Moyenne France hexagonale : 8,7 µg.m ⁻³	Asthme, infections respiratoires • Cas (N et fraction)	26 087 [13 921 ; 42 633] cas d'asthme (enfant) (fraction attribuable : 13 %) si réduction des concentrations au niveau anthropique
		PM _{2,5} • Moyenne France hexagonale : 9,6 µg.m ⁻³	Asthme, BPCO, cancer du poumon, AVC, infarctus du myocarde, hypertension artérielle, diabète, démence, autisme • Cas (N et fraction)	22 242 [16 692 ; 27 393] cas de BPCO (fraction attribuable : 11,4 %) si réduction des concentrations au niveau anthropique
Meijer <i>et al.</i> (2005) (Pays-Bas)	Basée sur i) constitution des matériaux de construction, ii) distribution de ces matériaux dans le parc de bâtiments et iii) facteur d'émission de diverses substances pour chaque matériau. Expositions estimées par type de matériaux.	2-butoxyéthanol, formaldéhyde, propylène glycol, styrène, toluène, triéthylamine, chlorure de vinyle, xylènes, radon, rayonnement gamma • NR	Non rapporté • DALY (fraction)	59 % du fardeau total attribuable au radon, 38,7 % aux rayonnements gamma et <2 % aux autres substances
Meijer (2007) (Pays-Bas)	Modélisation des émissions par matériaux (briques, ciment, céramique, mortier / béton cellulaire / autre béton / plâtre / briques silico-calcaires) à différentes étapes de vie du bâtiment (utilisation / autre) et à différentes localisations (rez-de-chaussée, premier étage, deuxième étage, extérieur direct, etc.).	Radon • Emission moyenne totale : 4,7.10 ⁻³ Bq par kg (briques, ciment, mortier et céramiques), 4,3.10 ⁻³ Bq par kg (béton cellulaire) et 5,5.10 ⁻³ Bq par kg (autre béton)	Effets cancérogènes • DALY (N)	1,9.10 ⁻¹⁰ DALY /Bq au rez-de-chaussée et 2,3.10 ⁻¹⁰ DALY /Bq au premier étage
Mestl <i>et al.</i> (2007) (Chine)	Etudes rapportant des concentrations mesurées à l'extérieur ou à l'intérieur. Estimation de l'exposition à l'échelle des régions (rurales et urbaines) après pondération par la taille de la population. Plusieurs scénarios d'abattement des PM ₁₀ <i>via</i> le déploiement de combustibles propres.	PM ₁₀ • Moyenne : 382 µg.m ⁻³ (zone urbaine) et 715 µg.m ⁻³ (zone rurale)	Admissions à l'hôpital (causes respiratoires et cardiovasculaires), infections respiratoires, maladies respiratoires, mortalité toutes causes • Décès et cas (N et fraction)	Entre 503 000 et 1,7 million d'admissions pour causes respiratoires selon les scénarios

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou événements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Mestl et Edwards (2011) (Chine)	Combinaison de i) statistiques d'utilisation de combustibles solides et ii) facteur de ventilation.	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • 25 % (enfants) et 50 % (adultes) après correction sur la ventilation	Cancer du poumon • Décès (N)	60 600 décès
	Combinaison de i) concentrations journalières extérieures selon littérature, ii) concentrations (PM ₄) journalières mesurées dans un échantillon de logements (cuisine pendant la cuisson, cuisine hors cuisson, chambre, séjour) et iii) taux d'inhalation. Différenciation par âge, sexe et type de combustible utilisé.	PM _{2,5} • Moyennes : de 119 à 2 334 µg.m ⁻³ selon les études et les combustibles	Maladies cardiovasculaires, BPCO, infections respiratoires et cancer du poumon • Décès (N)	65 700 [47 500 ; 83 200] décès de causes respiratoires et 92 000 [82 800 ; 104 500] décès de causes cardiovasculaires
Milner <i>et al.</i> (2015) (Royaume-Uni)	Données reprises d'une étude existante. Définitions de scénarios de rénovations des logements : amélioration des matériaux, meilleure ventilation, changement de combustible et modification des comportements.	PM _{2,5} • NR	Asthme, cancer du poumon, maladies coronariennes, mortalité (causes cardiovasculaires et toutes causes) • Décès, jours de vie gagnés et QALY (N)	260 000 cas d'asthme (enfants) et 55 000 cas de maladies coronariennes (adultes) si baisse des concentrations de 3 µg.m ⁻³
Mohajeri <i>et al.</i> (2023) (Monde)	Concentrations mesurées en environnement intérieur ou exposition personnelle, rapportées dans 282 publications. Selon type de combustible et localisation (urbaine, rurale). Modèle bayésien hiérarchique pour estimer les expositions (personnelle et intérieure) aux PM _{2,5} issues de la combustion domestique.	PM _{2,5} issue de combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • Moyennes : 412 µg.m ⁻³ (zone rurale : 514 ; zone urbaine : 149) si utilisation de combustibles solides et 135 µg.m ⁻³ (zone rurale : 174 ; zone urbaine : 71) si utilisation de gaz ou d'électricité	Cardiopathie ischémique, AVC, cancer du poumon, infections respiratoires, BPCO • Décès (/100 000)	84 [75 ; 92] décès (zone rurale) et 76 [67 ; 84] décès (zone urbaine) pour 100 000 personnes
Mondal <i>et al.</i> (2024) (Etats-Unis)	Basée sur i) concentrations modélisées dans le parc de logements (d'après composition des matériaux de construction, volumes importés, taux d'émissions...) et ii) facteur d'exposition (durée, fréquence). Non exploitée dans les calculs de fardeaux sanitaires – préférence des auteurs pour utilisation de données issues de la littérature.	Formaldéhyde • De 58 à 722,5 µg.m ⁻³ selon les sources	Effets cancérogènes • Cas (/1M), DALY (/cas) et coûts associés	De 8 à 98 cas pour 1M de personnes, de 1 360 à 16 000 DALY (soit jusqu'à 24,8 DALY /cas) et 5 à 65 M\$ associés

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou événements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Mudarri (2016) (Etats-Unis)	Données reprises de la littérature (Europe et Etats-Unis).	Humidité ou moisissures • 35 % (analyse principale) et 47 % (analyse de sensibilité)	Asthme, bronchite, rhinite • Cas (N et fraction) et coût des médicaments (N et /cas)	15 % des cas de rhinite allergique, coût moyen de 629,69\$ /cas
Norman <i>et al.</i> (2007) (Afrique du Sud)	Données issues du recensement national. Indicateur d'exposition basé sur utilisation de combustibles solides pour la cuisine ou le chauffage (bois, charbon, excréments) en comparaison de l'absence d'utilisation. Ajustement sur ventilation appliqué.	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • 33 % (26 % biomasse ; 7 % charbon) (différence très marquée selon l'ethnicité)	Infections respiratoires, BPCO, cancer du poumon • Décès et DALY (N et fraction)	1 024 décès par BPCO (fraction attribuable : 23,2 %), soit 11 877 DALY
Norman <i>et al.</i> (2010) (Afrique du Sud)	Données issues du recensement national. Indicateur d'exposition basé sur utilisation de combustibles solides pour la cuisine ou le chauffage (bois, charbon, excréments) en comparaison de l'absence d'utilisation. Ajustement sur ventilation appliqué.	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • 33 % (après ajustement sur la ventilation : 20 %)	Infections respiratoires, BPCO, cancer du poumon • Décès et DALY (N et fraction)	68 décès de cause cancer du poumon (hommes) (fraction attribuable : 1,6 %) et 35 décès de cause cancer du poumon (femmes) (1,9 %), soit 811 et 435 DALY respectivement
Oberg <i>et al.</i> (2011) (Monde)	Données issues d'enquêtes nationales et internationales. Pour les enfants, indicateur d'exposition basé sur le statut tabagisme des parents. Pour les adultes, indicateur d'exposition basé sur la présence d'au moins un fumeur au domicile ou au travail.	Tabagisme passif • 40 % (enfants), 35 % (femmes non fumeuses) et 33 % (hommes non-fumeurs)	Infections respiratoires, asthme, otite, cancer du poumon, cardiopathie ischémique • Décès et DALY (N)	De 1 150 décès pour asthme (enfants de moins de 14 ans) à 379 000 décès pour cardiopathie ischémique (adultes de plus de 15ans)
OMS Europe (2011a) (Europe)	Prévalences d'utilisation de combustibles solides pour la cuisine ou le chauffage issues de recensements et d'enquêtes statistiques nationaux et internationaux. Année 2002.	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • De <5 à 76 % selon les pays (moyenne : 9 %)	Infections respiratoires, BPCO, cancer du poumon • Décès et DALY (N)	8 490 décès pour infections respiratoires (enfants) et 5 800 décès pour BPCO (adultes), soit 293 600 et 100 700 DALY respectivement
	Concentrations mesurées dans les logements issues de 5 études (4 pays). Période 1997 à 2001.	Formaldéhyde • Concentration moyenne >60 µg.m ⁻³ : de <0,01 à 19,4 % selon les pays	Sifflements • Cas (fraction)	8,1 % (enfants 6-7 ans) (jusqu'à 18,4 % au Royaume-Uni) et 16,7 % (enfants 13-14 ans) (jusqu'à 32,2 % au Royaume-Uni)

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou événements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
OMS Europe (2011a) (Europe)	Etudes épidémiologiques ou rapport institutionnels publiés après 2000, rapportant des prévalences de problèmes d'humidité et de moisissures (autodéclarés ou constatés lors d'une visite) dans les logements en Europe.	Humidité ou moisissures • 15 % (10-25) (humidité) et 10 % (5-25) (moisissures)	Asthme • Cas (fraction) et DALY (N)	De 10,7 % [2,9 ; 23,1] à 23,1% [7,0 ; 42,9] des cas selon scénarios de prévalence des signes d'humidité
	Exposition non estimée en l'absence de données fiables en population. Reprise de résultats d'impacts préexistants.	CO • Non estimée	Intoxications accidentelles • Cas d'intoxications et décès (N)	915 cas sévères en moyenne /an, entre 27 et 366 cas non fatals et 27 décès
	Projet RadonMapping, mesures dans les logements de 21 pays d'Europe. Estimation de l'exposition à l'échelle nationale.	Radon • Moyenne : de 20 à 140 Bq.m ⁻³ selon les pays	Cancer du poumon • Cas (N, /100 000 et fraction)	De 2,1 décès (France) à 3,2 décès (Suisse) pour 100 000 personnes
	Enquêtes internationales et nationales rapportant des prévalences d'exposition au tabagisme passif au domicile, entre 2002 et 2007.	Tabagisme passif • De 31 à 76 % (enfants) et de 2 à 31% (adultes) selon les pays	Infections respiratoires, otite, asthme, cancer du poumon, cardiopathie ischémique • Décès et DALY (N)	6 200 décès pour infections respiratoires (enfants) (soit 215 000 DALY) et 2 400 décès pour asthme (adultes) (soit 52 600 DALY)
Oxlade et Murray (2012) (Inde)	Enquête démographique et sanitaire par questionnaire. Indicateur d'exposition basé sur l'utilisation de biomasse pour la cuisine au domicile selon trois catégories de statut socioéconomique du ménage.	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • De 100 % des ménages les plus défavorisés à 15 % des ménages les moins défavorisés	Tuberculose • Cas (fraction)	28,5 % chez les populations les plus défavorisées et 5,7 % chez les populations les moins défavorisées
Pál <i>et al.</i> (2024) (Europe)	Mesures de concentrations dans des logements, établissements d'enseignement et bureaux, issues de 58 études dans 27 pays d'Europe.	Acétaldéhyde • Moyenne : de <LD à 69,2 µg.m ⁻³ selon les études Benzène • Moyenne : de <LD à 12,22 µg.m ⁻³ selon les études COV (somme) • Non estimée Formaldéhyde • Moyenne : de <LD à 112,8 µg.m ⁻³ selon les études Tétrachloroéthylène • Moyenne : de <LD à 32 µg.m ⁻³ selon les études Trichloroéthylène • Moyenne : de <LD à 9,1 µg.m ⁻³ selon les études	Effets cancérogènes • Cas, DALY et coûts (N et /IM)	2,2 [0,5 ; 6,4] cas pour IM d'hommes /an et 2,2 [0,5 ; 6,7] cas pour IM de femmes /an attribuables au formaldéhyde (<1 pour le benzène et l'acétaldéhyde)

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou événements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Pawel et Puskin (2004) (Etats- Unis)	Basée sur i) concentration moyenne mesurée dans les logements (enquête nationale de l'US EPA), ii) hypothèse de désintégration du radon et iii) temps moyen passé dans le logement.	Radon • Exposition vie entière : 1,25 pCi.L ⁻¹ (~ 46 Bq.m ⁻³)	Cancer du poumon • Décès (N et fraction)	21 100 décès (fractions attribuables : 12,4 % chez les fumeurs vie et 26,3 % chez les non-fumeurs)
Pérez-Ríos <i>et al.</i> (2010) (Espagne)	Etude cas-témoins, mesures réalisées dans 404 logements entre 1992 et 1994. Ajustement pour les variations saisonnières.	Radon • Moyenne géométrique : 66,4 Bq.m ⁻³ (témoins) et 75,4 Bq.m ⁻³ (cas) ; concentration >148 Bq.m ⁻³ : 19 % des logements ; concentration >37 Bq.m ⁻³ : 78 % des logements	Cancer du poumon • Décès (N et fraction)	De 3 à 5 % des décès attribuables au radon et 22 % des décès attribuables à la combinaison radon*tabac.
Peterson <i>et al.</i> (2013) (Canada)	Campagne de mesure en Ontario, 3 890 logements entre 2009 et 2011. Estimation de l'exposition à l'échelle des unités de recensement après ajustement sur la proportion de logements collectifs.	Radon • Moyenne géométrique : 43 Bq.m ⁻³	Cancer du poumon • Décès (N et fraction) et années de vie perdues	847 [686 ; 1 039] décès /an, fraction attribuable de 13,6 % [11,0 ; 16,7] (21,9 % chez les non-fumeurs et 12,3 % chez les fumeurs)
Rabbani <i>et al.</i> (2017) (Pakistan)	Etude cas-témoins chez des femmes non fumeuses (cas=tuberculose pulmonaire). Plusieurs indicateurs d'exposition selon type de combustible et durée d'utilisation : biomasse actuelle, autre que biomasse depuis <10 ans ou autre que biomasse depuis > 10 ans.	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • Utilisation actuelle de la biomasse pour cuisine : 72 % (cas) et 58 % (témoins) ; cuisine ouverte : 79 % (cas) et 55 % (témoins)	Tuberculose • Cas (fraction)	40,6 % [35,5 ; 45,7]
Ragas <i>et al.</i> (2011) (Europe)	Basée sur mesures de concentrations intérieures et extérieures rapportées dans la littérature, pondérées par temps passé dans différents environnements intérieurs (logement, bureau, école) et extérieurs (extérieur, déplacement). Estimation de l'exposition <u>totale</u> .	Benzène • Médiane : 5,1 µg.m ⁻³	Effets cancérogènes (hématologiques) • DALY (N)	De 1,1.10 ⁻⁶ DALY /an pour le toluène à 9,6.10 ⁻³ DALY /an pour les PM ₁₀
		PM ₁₀ • Médiane : 29,6 µg.m ⁻³	Décès prématurés • DALY (N)	
		Toluène • Médiane : 29,8 µg.m ⁻³	Effets cancérogènes • DALY (N)	
Rao <i>et al.</i> (2012) (Afrique, Asie et Amérique du Sud)	Enquêtes nationales et régionales en Afrique, Asie et Amérique du Sud. Indicateur d'exposition basé sur l'utilisation de combustibles solides (charbon et bois) dans le logement.	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • De 6 à 98 % (biomasse) et de 0 à 30 % (charbon) selon les régions et le niveau d'urbanisation	Infections respiratoires, BPCO, cancer du poumon, cardiopathie ischémique • Décès et DALY (N)	0,19 [0,16 ; 0,23] millions de décès par BPCO (femmes, Asie du Sud), correspondant à 2,23 [1,80 ; 2,62] millions de DALY

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou événements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Rezaei <i>et al.</i> (2024) (Iran)	Etude de cohorte, recueil d'informations par questionnaires. Indicateur d'exposition sur la combustion domestique : utilisation prédominante de biomasse (cuisine ou chauffage). Indicateur d'exposition pour le contact avec les animaux : interaction quotidienne avec des animaux ruminants (vaches, moutons et chèvres).	Animaux (ruminants) • 45 % (contact antérieur) et 6,8 % (aucun contact)	Mortalité par cancers (tous types, colorectal, œsophage, estomac) • Cas (fraction)	43,3 % [-34,6 ; 76,2] des cas de cancers colorectaux et 28,1 % [-15,0 ; 55,0] des cas de cancers de l'estomac
		Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • Utilisation dominante du kérosène pour le chauffage : 72,1 %	Mortalité par cancers (tous types, colorectal, œsophage, estomac) • Cas (fraction)	5,7 % [1,5 ; 9,7] des cas de cancers de l'œsophage et 3,0% [0 ; 6,5] des cas de cancer de l'estomac
Riggs <i>et al.</i> (2021) (Nouvelle-Zélande)	Enquête nationale, 2014, questionnaire rempli par 8 800 participants. Indicateur d'exposition basé sur la présence d'humidité ou de moisissures visibles ou d'odeur de moisi ou de renfermé.	Humidité ou moisissures • 31,8 % (intervalle de confiance à 95 % : 29,7-33,8)	Bronchite, infections respiratoires, asthme, sifflements, toux • Cas (N et fraction)	15,1 % [8,2 ; 22,5] des hospitalisations pour asthme et 12,5 % [8,7 ; 16,6] des hospitalisations pour bronchite
Ruano-Ravina <i>et al.</i> (2021) (Espagne)	Concentrations mesurées au rez-de-chaussée et au premier étage, combinées à la densité de population et aux frontières administratives des régions. Application d'une correction sur la hauteur du logement, facteur propre à chaque région.	Radon • Concentrations ≤ 100 Bq.m ⁻³ : de 77 à 94 % selon les régions ; concentrations > 300 Bq.m ⁻³ : de 0,6 à 8 % selon les régions	Cancer du poumon • Décès (N, /100 000 et fraction)	3,8 % des décès
Rumrich et Hänninen (2015) (Finlande)	Enquêtes nationales dans les logements et enquêtes sur les usages du tabac en population générale.	Animaux (domestiques) • Chats : 18,5 % (non-atopiques) et 1,5 % (atopiques) ; chiens : 22,2 % (non-atopiques) et 1,8 % (atopiques)	Asthme • Cas (fraction) et années vécues avec incapacité	3,4 % (chats) et 5,2 % (chiens) des cas prévalents
		Humidité ou moisissures • 15 %	Asthme • Cas (fraction)	4,8 % des cas incidents
		Tabagisme passif • 4 % (enfants < 14 ans) et 10 % (adultes ≥ 21 ans)	Asthme • Cas (fraction)	4,4 % des cas incidents

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou évènements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Schram-Bijkerk <i>et al.</i> (2013) (Pays-Bas)	Etudes publiées, d'enquêtes nationales et d'organismes gouvernementaux (mesures ou modélisations) pour les Pays Bas. Pas d'estimation de l'exposition pour le CO, utilisation de résultats d'impacts préexistants.	Formaldéhyde • Entre 4 et 25 µg.m ⁻³	Asthme • Cas et décès (N et fraction)	0 cas (seuil d'apparition d'effet à 40 µg.m ⁻³)
		Humidité ou moisissures • 6-16 %	Asthme, infections respiratoires, symptômes respiratoires • Cas et décès (N et fraction)	De 17 000 à 45 000 cas d'asthme (adultes et enfants) (fraction attribuable : 3,2 à 8,6 %)
		CO • Non estimée	Admissions à l'hôpital (pour cause d'intoxication), mortalité par intoxication • Cas et décès (N et fraction)	14 décès
		Radon • Entre 0,45 et 0,74 mSv /an	Cancer du poumon • Cas et décès (N et fraction)	De 70 à 900 cas
		Tabagisme passif • 18-40 % (adultes non-fumeurs) et 20-36 % (enfants)	Infections respiratoires, cardiopathie ischémique, asthme, otite, cancer du poumon, mortalité des enfants <5 ans • Cas et décès (N et fraction)	De 1 000 à 4 000 cas de cardiopathie ischémique (fraction attribuable : 3,3 à 12,6 %), de 20 à 80 cas de cancer du poumon (2,3 à 10,7 %) et de 2 000 à 5 000 cas d'asthme (enfant) (4,6 à 12,9 %)
Sehgal <i>et al.</i> (2014) (Inde)	Données issues d'une enquête par sondage au niveau national. Indicateur d'exposition basé sur l'utilisation de biomasse pour la cuisine.	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • 82,6 % (zones rurales) et 18,8 % (zones urbaines)	Bronchite, tuberculose, cataracte, mortalité • Cas (N et fraction)	De 1,4 à 3,2 millions de cas de bronchite chronique (fraction attribuable : 0,5 % en zones rurales et 0,2 % en zones urbaines) et de 20 à 82 milliers de cas de mortalité (0,2 % et 0,1 %)
Shan <i>et al.</i> (2022) (Monde)	Données issues du projet GBD, année 2019, et analyse des trajectoires au cours du temps	Radon • NR	Cancer du poumon • DALY (/100 000)	29,4 [5,8 ; 56,7] DALY pour 100 000 personnes en 1990 et 22,7 [4,5 ; 43,9] DALY pour 100 000 personnes en 2019
Simons <i>et al.</i> (2011) (Cadana)	Mesures ou modélisations issues d'études publiées ou d'organismes gouvernementaux. Pour le tabagisme passif, enquête nationale de surveillance du tabagisme.	Dioxyde d'azote • NR	Asthme • Cas (fraction)	0,6 % des cas (enfants 6-11 ans)
		PM _{2,5} • NR		0,7 % des cas (enfants 6-11 ans)
		Tabagisme passif • NR		3,1 % des cas (enfants 6-11 ans)

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou évènements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Sleiman <i>et al.</i> (2014) (expérimentation et modélisation)	Tabagisme tertiaire. Etude en chambre expérimentale puis modélisation de l'exposition d'une population de non-fumeurs vivant avec des fumeurs. Plusieurs scénarios considérés.	PM _{2,5} , acroléine, furane, acrylonitrile, butadiène, acétaldéhyde, isoprène, benzène, styrène, toluène, acétonitrile • Figure	Effets cancérogènes ou non cancérogènes • DALY (/100 000)	Figure
Smith (2000) (Inde)	Basée sur i) prévalence d'utilisation des combustibles solides (cuisine ou chauffage), ii) déploiement des poêles performants (moins polluants) et iii) type de cuisine (intérieure ou extérieure).	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • Utilisation de combustibles solides : 81 % (dont 5 à 6 % avec des poêles performants et 25 % avec une cuisine extérieure)	Infections respiratoires, BPCO, cancer du poumon, cataracte et cécité, tuberculose, issues néfastes de grossesse, asthme, cardiopathie ischémique • Décès et DALY (N) et années de vie perdues (/100 000)	De 20 000 à 35 000 décès par BPCO chez les femmes, correspondants à 0,39-0,68 million de DALY
Smith <i>et al.</i> (2014) (Monde)	Combinaison de i) prévalence d'utilisation des combustibles solides au niveau national ii) estimation des concentrations intérieures en PM _{2,5} issues de la combustion domestique (basée sur une étude en Inde) et iii) contribution de cette source aux PM _{2,5} de l'air extérieur.	PM _{2,5} issues de combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • Moyennes : 285 µg.m ⁻³ (enfants), 337 µg.m ⁻³ (femmes) et 204 µg.m ⁻³ (hommes)	Infections respiratoires, cardiopathie ischémique, AVC, cancer du poumon, BPCO, cataracte • Décès et DALY (N et fraction)	455 000 décès par infections respiratoires (enfants), 379 000 décès de cause BPCO (femmes) et 205 000 décès par cancer du poumon (hommes) (fractions attribuables respectives : 52 %, 28 % et 17 %)
Soerjomataram <i>et al.</i> (2018) (France)	NR	Benzène • NR	Leucémies et lymphomes • Cas (fraction)	NR
Steindorf <i>et al.</i> (1995) (Allemagne)	Enquête nationale dans 6 000 logements, concentrations mesurées sur plus de 3 mois, 1984	Radon • Moyenne arithmétique : 49 Bq.m ⁻³ ; moyenne géométrique : 40 Bq.m ⁻³	Cancer du poumon • Décès (N et fraction)	2 000 [500 ; 8 200] décès
Stevens <i>et al.</i> (2008) (Mexique)	Données du recensement et enquête en population générale. Indicateur d'exposition basé sur l'utilisation de combustibles solides selon différentes catégories de niveau socioéconomique.	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • De 0 % dans les municipalités favorisées à 49 % dans les municipalités défavorisées (moyenne : 15 %)	Infections respiratoires, BPCO • Décès (N)	4 900 décès /an de cause infections respiratoires (enfants <5) et 17 010 décès /an de cause BPCO (adultes)

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats d'impacts
Sun <i>et al.</i> (2019) (Chine)	Etude épidémiologique dans la région de Tianjin, 2013-2014, 366 parents d'enfants âgés de 0 à 8 ans. Indicateurs d'exposition basés sur déclaration des participants.	Condensation • 25,7 %	Rhinite, eczéma • Cas (fraction)	De 5 à 7 % des cas
		Humidité ou moisissures • 3,5 % (moisissures) et 5,6 % (humidité)	Sifflements, toux • Cas (fraction)	8 % des cas
		Tabagisme passif • 2,4 % (tabagisme maternel) et 47,3 % (tabagisme paternel)	Asthme • Cas (fraction)	7 % des cas
Sun <i>et al.</i> (2023) (Monde)	Estimation de l'exposition issue du projet GBD, année 2019, et analyse des trajectoires au cours du temps.	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • NR	Maladies cardiovasculaires • DALY (/100 000 et fraction)	90,3 [90,2 ; 90,4] DALY pour 100 000 personnes en 2019, soit 9,11% des DALY totaux
		Tabagisme passif • NR		45,3 [45,1 ; 45,4] DALY pour 100 000 personnes en 2019, soit 4,57 % des DALY totaux
Sun <i>et al.</i> (2024) (Chine)	Campagne de mesures dans une université (dortoirs dans huit bâtiments). Mesures horaires sur deux semaines.	Ammoniac • Moyenne : 0,6 mg.m ⁻³ (de 0 à 5,5 mg.m ⁻³), 1,0 mg.m ⁻³ (si pas de ventilation) et 0,2 mg.m ⁻³ (si ventilation naturelle)	Effets non cancérogènes • DALY (/100 000)	0,04 DALY pour 100 000 personnes /an si réduction de concentration de 10 µg.m ⁻³
Symonds <i>et al.</i> (2020) (Angleterre)	Basée sur inventaires d'émissions (outil CRAFT). Plusieurs scénarios de politiques publiques considérés (transports, bâtiments, énergies, espaces verts...), certains ayant une influence sur la pollution de l'air intérieur.	PM _{2,5} • NR	Cancer du poumon, mortalité cardiopulmonaire • Décès (N)	Figure
		Radon • NR	Cancer du poumon • Décès (N)	Figure
Underhill <i>et al.</i> (2020) (Etats-Unis)	Modélisations des concentrations intérieures selon caractéristiques des bâtiments, ventilation et émissions des activités domestiques (modèle CONTAM). Scénarios d'interventions dans le logement (isolation, étanchéité, filtration et ventilation).	PM _{2,5} • Moyenne : 18,4 µg.m ⁻³ (année), 22,7 µg.m ⁻³ (été) et 15,0 µg.m ⁻³ (hiver)	Mortalité toutes causes • Décès (N)	De 3,0.10 ⁻³ à 5,6.10 ⁻³ décès évités /an /logement pour le scénario d'interventions le plus complet

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou évènements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
US Burden of Disease Collaborators (2013) (Etats- Unis)	Estimation de l'exposition issue du projet GBD, année 2010, et analyse des trajectoires au cours du temps.	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • NR	BPCO, cataracte, AVC, cardiopathie ischémique, infections respiratoires, cancer du poumon • Décès et DALY (N et /100 000)	NR
		Radon • NR	Cancer du poumon • Décès et DALY (N et /100 000)	9 900 [1 000 ; 27 800] décès en 2010
		Tabagisme passif • NR	AVC, cardiopathie ischémique, infections respiratoires, cancer du poumon, otite • Décès et DALY (N et /100 000)	15 200 [7 200 ; 27 200] décès en 2010 (somme des résultats pour l'ensemble des effets et évènements sanitaires)
Valent <i>et al.</i> (2004) (Europe)	Combinaison de la proportion (par pays) de ménage utilisant de la biomasse avec un facteur descriptif de ventilation. Europe divisée en trois zones.	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • 0 % (région A), 20,5 % (région B) et 6,4 % (région C)	Infections respiratoires • Décès et DALY (N, /100 000 et fraction)	9 289 [6 876 ; 11 409] décès et 178,90 DALY pour 100 000 personnes en région B
Veloso <i>et al.</i> (2012) (Chine)	Campagne de mesures sur 1 à 3 mois, entre 1987 et 1995. Estimation de l'exposition à l'échelle des unités géographiques en pondérant les concentrations mesurées par les effectifs de population.	Radon • Moyenne (ec) : 80,9 (46,2) Bq.m ⁻³ (de 16 à 210 Bq.m ⁻³ selon les zones)	Cancer du poumon • Décès (N et fraction)	Entre 18 et 28 % selon les modèles considérés
Vijay et Wang (2022) (Etats- Unis)	Modélisations des concentrations intérieures selon caractéristiques des bâtiments, ventilation et émissions des activités domestiques (modèle CONTAM). Définition de scénarios d'utilisation de purificateurs d'air (efficacité et temps de fonctionnement).	PM _{2,5} • NR	Effets non cancérogènes • DALY (N)	De 9,6.10 ⁻⁴ à 13,6.10 ⁻⁴ DALY pour une diminution de 1 µg.m ⁻³ des concentrations, selon les scénarios
Wang <i>et al.</i> (2011) (Chine)	Bureau national des statistiques - exposition considérée en catégories selon une valeur de référence, zones urbaines uniquement.	Radon • Dépassement de la valeur de référence : 0,01 %	Cancer du poumon • Décès (N et fraction)	201 décès (femmes) et 428 décès (hommes) (fractions attribuables : <1%)
	Deux enquêtes nationales sur les usages de tabac, 1984 et 1996. Femmes non fumeuses uniquement.	Tabagisme passif • 36,7 % (maison) et 8,4 % (lieu de travail)	Cancer du poumon • Décès (N et fraction)	11 507 décès (femmes) (fraction attribuable : 11,1 %)

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou évènements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Wang <i>et al.</i> (2022) (Royaume-Uni)	Modélisation des concentrations intérieures dans le salon d'un logement (outils <i>EnergyPlus</i>). Comparaison des données modélisées à des observations mesurées. Plusieurs scénarios d'utilisation de purificateurs d'air et de contrôle d'ouverture des fenêtres.	PM _{2,5} • Moyenne mesurée : 4,9 µg.m ⁻³	Mortalité toutes causes, cancer du poumon, BPCO, infections respiratoires, AVC, cardiopathie ischémique • Années de vie gagnées (/100 000)	Entre 18 723 [13 902 ; 23 331] et 51 094 [31 561 ; 67 965] années de vie gagnées pour 100 000 personnes selon les scénarios
Wang <i>et al.</i> (2022b) (Monde)	Estimation de l'exposition issue du projet GBD, année 2019, et analyse des trajectoires au cours du temps.	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • NR	Diabète • Décès et DALY (N, % de changement /an et /100 000)	95 700 décès et 47,1 DALY pour 100 000 personnes en 2019 (-2 % /an depuis 1990)
Xiang <i>et al.</i> (2019) (Chine)	Basée sur i) concentrations extérieures (horaires) mesurées en stations fixes en 2015 et ii) facteurs d'infiltration de l'extérieur vers l'intérieur.	O ₃ • Moyenne (8 heures) estimée : de 5,5 à 14,5 ppbv selon les régions	BPCO, décès prématurés • Décès (N et fraction)	44 200 [27 200 ; 61 300] décès de cause BPCO (fraction attribuable : 16,2 % [9,9 ; 22,4])
Xiang <i>et al.</i> (2021) (Chine)	Basée sur i) concentrations extérieures modélisées et ii) facteurs d'infiltration de l'extérieur vers l'intérieur spécifiques à chaque localisation (399 villes dans 31 provinces).	PM _{2,5} • Moyenne <u>journalière</u> (intervalle de confiance à 95 %) : 28 (14 ; 43) µg.m ⁻³	AVC, cardiopathie ischémique, BPCO, cancer du poumon • Décès (N) et coûts associés	De 700 [0 ; 3 300] à 17 200 [8 700 ; 25 600] décès selon le scénario considéré
		PM _{2,5} • Moyenne <u>annuelle</u> (intervalle de confiance à 95 %) : 28 (14 ; 43) µg.m ⁻³	AVC, cardiopathie ischémique, BPCO, cancer du poumon • Décès (N) et coûts associés	De 16 900 [700 ; 62 100] à 575 300 [394 600 ; 697 800] décès selon le scénario considéré
Xie <i>et al.</i> (2017) (Chine)	Combinaison de i) concentrations (mesurées) journalières intérieures et extérieures des PM _{2,5} , ii) extrapolation spatiale de ces concentrations, iii) facteur d'infiltration des PM _{2,5} de l'air extérieur vers l'intérieur, iv) part de benzo(a)pyrène dans les concentrations intérieures et extérieures de PM _{2,5} et v) temps passé dans différents microenvironnements. Estimation de l'exposition <u>totale</u> , exprimée en équivalent benzo(a)pyrène (eq BaP), prenant en compte 16 HAP en mélange.	HAP • Moyenne (eq BaP) : 4,2 et 7,1 ng.m ⁻³ selon les périodes	Cancer du poumon • Cas (fraction)	40 % des cas pour une réduction de l'exposition moyenne de 40,8 %

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou évènements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Xu <i>et al.</i> (2024) (Chine)	Combinaison de i) concentrations journalières extérieures modélisées (surveillance nationale), ii) facteurs d'infiltration propres à chaque région (issus de la littérature) et iii) facteurs d'exposition (budget espace-temps et taux d'inhalation). Trois scénarios de réduction des expositions.	PM _{2,5} • Moyenne annuelle : 22,4 µg.m ⁻³ en 2020	Infections respiratoires, BPCO, cancer du poumon, cardiopathie ischémique, AVC • Décès et DALY (N)	1,22 millions de décès
Yang <i>et al.</i> (2024) (Chine)	Combinaison de i) concentrations mesurées rapportées dans la littérature, en Chine uniquement (55 études pour les PM _{2,5} , 10 études pour les hydrocarbures, 26 études pour le CO, 15 études pour le SO ₂ et 14 études pour le formaldéhyde) et ii) fraction de temps passé dans les différents environnements, intérieurs et extérieurs.	SO ₂ • De 0,8 à 1,0 µg.m ⁻³ selon les régions	BPCO, maladies cardiovasculaires • Décès (N et fraction) et coûts associés	141 000 [84 000 ; 208 000] décès de causes cardiovasculaires /an
		Formaldéhyde • De 0,04 à 0,19 mg.m ⁻³ selon les régions	Asthme • Décès (N et fraction) et coûts associés	3 500 [1 300 ; 5 200] décès (adulte) /an
		HAP • De 4117,4 à 626,2 ng.m ⁻³ selon les régions	Cancer du poumon • Décès (N et fraction) et coûts associés	16 600 [620 ; 59 000] décès /an
		CO • De 2,1 à 8,2 mg.m ⁻³ selon les régions	Maladie de Parkinson, maladies cardiovasculaires • Décès (N et fraction) et coûts associés	33 000 [16 000 ; 51 000] décès de causes cardiovasculaires /an
		PM _{2,5} • De 98,5 à 339,2 µg.m ⁻³ selon les régions	BPCO, cancer du poumon, diabète, infections respiratoires, cardiopathie ischémique, AVC • Décès (N et fraction) et coûts associés	De 2 600 [1 500 ; 3 700] décès pour infections respiratoires à 352 000 [279 000 ; 400 000] décès pour AVC /an
Ye <i>et al.</i> (2023) (Chine)	Estimation de l'exposition issue du projet GBD, année 2019	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • NR	AVC ischémique • Cas, décès et DALY (N et fraction)	1 029 [88 ; 1 176] décès en 2019, correspondants à 21 394 [18 721 ; 24 376] DALY
		Tabagisme passif • NR	AVC ischémique • Cas, décès et DALY (N et fraction)	

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou événements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Zaatari <i>et al.</i> (2014) (Monde)	Concentrations mesurées à l'intérieur de bâtiments commerciaux rapportées dans la littérature : 6 publications pour les PM _{2,5} , 1 publication pour l'O ₃ , 3 publications pour le formaldéhyde et 11 publications pour la famille des composés aromatiques (incluant benzène et toluène). Estimation des expositions pour les travailleurs et les usagers	Acétaldéhyde, acroléine, Trichloroéthylène, toluène, benzène, xylènes, styrène, tétrachlorométhane, chloroforme, naphtalène • Figure	Effets cancérogènes ou non cancérogènes • DALY (/100 000)	76 [7,9 ; 728,5] DALY pour 100 000 personnes (PM _{2,5}) et 60 [0,23 ; 15 609] DALY pour 100 000 personnes (acroléine = composé organique volatil le plus contributeur au fardeau total)
		Formaldéhyde • 24,6 µg.m ⁻³	Effets cancérogènes ou non cancérogènes • DALY (/100 000)	
		O ₃ • Moyenne : de 10 à 25 ppb	Non rapporté • DALY (/100 000)	
		PM _{2,5} • Figure	AVC, bronchite, mortalité toutes causes • DALY (/100 000)	
Zhang <i>et al.</i> (2023) (Chine)	Modélisations <i>via</i> bilan massique basé sur divers paramètres moyens : activités, pratiques d'aération, taux de renouvellement d'air, concentrations extérieures, volume des pièces. Plusieurs scénarios de filtration d'air.	PM _{2,5} • Moyenne (intervalle d'incertitude à 95 %), zone urbaine : 72,7 (68,5 ; 77,4) µg.m ⁻³	BPCO, infections respiratoires, cancer du poumon, diabète, cardiopathie ischémique, AVC • DALY et coûts associés (N)	De 5 221 [3 886 ; 6 091] à 14 990 [10 888 ; 17 610] milliers de DALY selon les scénarios
Zhao <i>et al.</i> (2015) (Etats-Unis)	Basée sur i) concentrations dans l'air extérieur modélisées (22 villes) et ii) pénétration de l'air extérieur vers intérieur des logements selon 11 scénarios de ventilation et de filtration. Hypothèse des auteurs : absence de sources intérieures.	PM _{2,5} • De 0,1 à 6 µg.m ⁻³ selon la date de construction et les systèmes de ventilation	Décès prématurés, espérance de vie • Décès et DALY (% de changement)	Réductions moyennes entre 0,3 et 0,7 % selon les scénarios
Zhao <i>et al.</i> (2018) (Chine)	Combinaison de i) concentrations extérieures modélisées, ii) mesures de concentrations intérieures rapportées dans la littérature pour différents environnements (cuisine, séjour, chambre...) et types de combustibles, iii) temps passé dans différents environnements (intérieurs et extérieurs) et iv) taille de la population. Analyse des tendances passées (2005 à 2015). Estimation de l'exposition <u>totale</u> à l'échelle des unités géographiques.	PM _{2,5} • Moyenne nationale (intervalle de confiance à 95 %) : 180 (146 ; 219) µg.m ⁻³ en 2005 et 96 (83 ; 111) µg.m ⁻³ en 2015	Mortalité (causes cardiovasculaires et causes respiratoires) • Cas (N)	0,4 million de décès
Zhao <i>et al.</i> (2021) (Chine)	Combinaison de i) concentrations extérieures modélisées et concentrations intérieures mesurées (210 logements), ii) prévalence d'utilisation de combustibles solides, iii) temps passé dans différents environnements (intérieurs et extérieurs) et iv) taille de la population. Scénario de réduction des expositions <i>via</i> déploiement d'autres énergies (gaz ou électricité). Estimation de l'exposition <u>totale</u> à l'échelle des unités géographiques.	PM _{2,5} • NR	Décès prématurés • Décès (N et fraction)	De 162 [125 ; 225] à 978 [757 ; 1 360] décès selon les scénarios

Référence (localisation)	Méthode d'estimation de l'exposition	Polluant ou indicateur d'exposition • Estimation de l'exposition	Effets ou évènements sanitaires • Indicateur d'impact ou de fardeau attribuable	Exemple de résultats
Zhou et Zhao (2012) (Chine)	Combinaison de i) concentrations extérieures (mesurées) et intérieures (modélisées) par région, ii) temps passé dans différents environnements (intérieurs et extérieurs) et iii) taux d'inhalation. Estimation de l'exposition <u>totale</u> , exprimée en eq BaP, pour 16 HAP en mélange.	HAP • Environnement intérieur, médiane (eq BaP) : 19,7 ng.m ⁻³	Cancer du poumon • Cas (fraction)	3,0 % [1,7 ; 4,3] à Pékin
Zhou et Zhao (2014) (Pékin, Chine)	Combinaison de i) concentrations mesurées ou modélisées dans différents environnements (intérieurs et extérieurs), ii) temps passé dans les environnements et iii) taux d'inhalation ou fréquence respiratoire. Estimation de l'exposition <u>totale</u> , pour 16 HAP en mélange. Plusieurs scénarios de réduction des expositions (interdiction de fumer dans les espaces publics, passage à des combustibles propres, ventilation accrue, etc.).	HAP • NR	Cancer du poumon • Cas (fraction)	3,6 % en zones rurales et 2,9 % en zones urbaines, avec des baisses de 0 à 80 % selon les scénarios
Zhou <i>et al.</i> (2024) (Monde)	Estimation de l'exposition issue du projet GBD, année 2019	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • NR	Cancer du poumon • DALY (N et % de changement /an)	193,6 [110,8 ; 301,1] DALY en 2019, soit -3,5 % [-3,8 ; -3,3] depuis 1990
Zou <i>et al.</i> (2022) (Monde)	Estimation de l'exposition issue du projet GBD, année 2019	Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...) • NR	BPCO • Décès et DALY (/100 000)	114,2 [69,8 ; 172,4] DALY pour 100 000 personnes en 2019
		Tabagisme passif • NR		78,8 [39,2 ; 118,7] DALY pour 100 000 personnes en 2019

AVC : accident vasculaire cérébral ; BBzP : phtalate de benzyle et de n-butyle ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive ; CO : monoxyde de carbone ; COV : composés organiques volatils ; DALY : Disability-Adjusted Life Years ; DCOIT : Dichlorooctylisothiazolinone ou 4,5-Dichloro-2-octyl-2h-isothiazol-3-one ; DEHP : phtalate de di-2-éthylhexyle ; DEP : phtalate de diéthyle ; DiBP : phtalate de diisobutyle ; DMP : phtalate de diméthyle ; DnBP : phtalate de dibutyle ; DnOP : phtalate de dioctyle ; ec : écart type ; eq BaP : équivalent Benzo(a)pyrène ; GBD : Global Burden of Disease ; HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques ; LD : limite de détection ; M : million ; N : nombre ; NO₂ : dioxyde d'azote ; NR : non rapporté ; O₃ : ozone ; PM_{2.5} : particules fines ; QALY : Quality-Adjusted Life Years ; SEV : summary exposure value ; SO₂ : dioxyde de soufre.

10.3. Polluants et indicateurs d'exposition non éligibles au périmètre analytique

Parmi les 115 polluants et indicateurs d'exposition recensés dans la littérature (Chapitre 2), 19 ont été considérés comme éligibles au périmètre analytique des présents travaux (paragraphe 3.1.2). Les 96 polluants et indicateurs non retenus, ainsi que les raisons de leur exclusion, sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Polluant ou indicateur d'exposition (par ordre alphabétique)	Disponibilité de données pour estimer l'exposition (paragraphe 3.1.1)	N références examinant ce polluant ou indicateur (paragraphe 3.1.2)	Retenu dans le périmètre d'analyse	Commentaire
1,1,2,2- Tétrachloroéthane	NON	1	NON	
1,1,2-Trichloroéthane	NON	1	NON	
1,2 dichloropropane	NON	1	NON	
1,2,4-triméthylbenzène	OUI	1	NON	Une seule référence
1,2-Dibromoéthane	OUI	1	NON	Une seule référence
1,2-Dichloroéthane	OUI	1	NON	Une seule référence
1,4-dichloroethene	NON	1	NON	
1-Octène	NON	1	NON	
2-Ethoxyéthanol	NON	1	NON	
2-Méthoxyéthanol	NON	1	NON	
2-Pentanone	NON	1	NON	
Acétate de benzyle	NON	1	NON	
Acétate de butyle	OUI (acétate de n-butyle)	1	NON	Une seule référence
Acétate d'éthyle	OUI	1	NON	Une seule référence
Acétate d'isopropyle	NON	1	NON	
Acétone	NON	1	NON	
Acide acétique	NON	1	NON	
Acide acrylique	NON	1	NON	
Acide maléique	NON	1	NON	
Aldéhyde butyrique	NON	1	NON	
Alpha-cyperméthrine	NON	1	NON	
Alpha-pinène	OUI	1	NON	Une seule référence
Animaux (domestiques)	OUI	1	NON	Une seule référence
Animaux (ruminants)	NON	1	NON	

Polluant ou indicateur d'exposition (par ordre alphabétique)	Disponibilité de données pour estimer l'exposition (paragraphe 3.1.1)	N références examinant ce polluant ou indicateur (paragraphe 3.1.2)	Retenu dans le périmètre d'analyse	Commentaire
Antimoine (Sb)	NON	1	NON	
BBzP	OUI	1	NON	Une seule référence
Benzaldéhyde	OUI	1	NON	Une seule référence
Biphényles polychlorés	OUI (certains)	1	NON	Une seule référence
Bisphénol A	NON	1	NON	
Chlorométhane	NON	1	NON	
Chlorure de benzyle	NON	1	NON	
Condensation	OUI	1	NON	Une seule référence + indicateur d'exposition sur humidité ou moisissures retenu
Crotonaldéhyde	NON	1	NON	
Cuivre (Cu)	NON	1	NON	
DCOIT	NON	1	NON	
DEHP	OUI	1	NON	Une seule référence
DEP	OUI	1	NON	Une seule référence
DiBP	OUI	1	NON	Une seule référence
Dibutylamine	NON	1	NON	
Disulfure de carbone	NON	1	NON	
DMP	OUI	1	NON	Une seule référence
DnBP	OUI	1	NON	Une seule référence
DnOP	NON	1	NON	
Ether de méthyl tert-butyl	NON	1	NON	
Ethylène glycol	NON	1	NON	
Fer (Fe)	NON	1	NON	
Furane	NON	1	NON	
Gamma-butyrolactone	NON	1	NON	
Glycidol	NON	1	NON	
Heptanal	NON	1	NON	
Heptane	NON	1	NON	
Hexachlorobutadiène	NON	1	NON	
Isobutyraldéhyde	NON	1	NON	

Polluant ou indicateur d'exposition (par ordre alphabétique)	Disponibilité de données pour estimer l'exposition (paragraphe 3.1.1)	N références examinant ce polluant ou indicateur (paragraphe 3.1.2)	Retenu dans le périmètre d'analyse	Commentaire
Isopropanol	NON	1	NON	
Méthacrylate de méthyle	OUI	1	NON	Une seule référence
Méthanol	NON	1	NON	
Méthyléthylcétone	NON	1	NON	
Nonane	NON	1	NON	
p-cymene	NON	1	NON	
Pentane	NON	1	NON	
Phénol	OUI	1	NON	Une seule référence
Plomb (Pb)	NON	1	NON	
Propanal	NON	1	NON	
Propylène	NON	1	NON	
Rayon gamma	NON	1	NON	
Sélénium (Se)	NON	1	NON	
Terpinolène	NON	1	NON	
Toluène chloré	NON	1	NON	
Triéthylamine	NON	1	NON	
Zinc (Zn)	NON	1	NON	
Acétonitrile	NON	2	NON	
Acrylonitrile	NON	2	NON	
Ammoniac (NH ₃)	NON	2	NON	
Arsenic (As)	NON	2	NON	
Chloroforme	NON	2	NON	
Ethanol	NON	2	NON	
Hexane	NON	2	NON	
Isoprène	NON	2	NON	
Manganèse (Mn)	NON	2	NON	
Nickel (Ni)	NON	2	NON	
Propylène glycol	NON	2	NON	

Polluant ou indicateur d'exposition (par ordre alphabétique)	Disponibilité de données pour estimer l'exposition (paragraphe 3.1.1)	N références examinant ce polluant ou indicateur (paragraphe 3.1.2)	Retenu dans le périmètre d'analyse	Commentaire
Utilisation d'encens	OUI	2	NON	Donnée collectée dans la CNL2 non pertinente pour construire un indicateur d'exposition chronique (paragraphe 3.1.1)
Butadiène	NON	3	NON	
Cadmium (Cd)	NON	3	NON	
Chlorure de vinyle	NON	3	NON	
Chrome (Cr)	NON	3	NON	
Dichlorométhane	NON	3	NON	
PM ₁₀	NON	3	NON	
Tétrachlorométhane	NON	3	NON	
Dioxyde de soufre (SO ₂)	NON	4	NON	
Acroléine	NON	5	NON	
Paradichlorobenzène	OUI	5	NON	>75 % des échantillons de la CNL2 sont inférieurs à la LD
Tétrachloroéthylène	OUI	5	NON	>75 % des échantillons de la CNL2 sont inférieurs à la LD
Trichloroéthylène	OUI	5	NON	>95 % des échantillons de la CNL2 sont inférieurs à la LD
Ozone (O ₃)	NON	7	NON	
Combustion domestique (solide, biomasse, kérosène...)	NON	43	NON	

LD : limite de détection ; N : nombre. * Selon la recherche bibliographique décrite dans le Chapitre 2. ** Indicateurs décrivant la présence ou l'absence de l'exposition.

10.4. Analyses et cotations des fonctions concentration-risque

Les tableaux suivants présentent l'analyse et la cotation des fonctions concentration-risque identifiées dans la littérature pour les 19 polluants et indicateurs d'exposition éligibles dans le périmètre analytique (paragraphe 3.1). Le processus de sélection et les critères de cotation du niveau d'intérêt des fonctions concentration-risque sont décrits en paragraphe 3.2.1.

2-Butoxyethanol

Effet ou évènement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?
Cancérogène et non cancérogène	Huijbregts <i>et al.</i> (2005)	Logue <i>et al.</i> (2012)	Non rapportée	NON					NON
Non précisé	Meijer <i>et al.</i> (2005)	Meijer <i>et al.</i> (2005)	Facteur de caractérisation	NON					NON

Acétaldéhyde

Cancérogène	US EPA	(Chan <i>et al.</i> 2016; Pál <i>et al.</i> 2024)	VTR sans seuil = $2,20 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3})^{-1}$	NON					NON
Cancérogène	OEHHA	Chan <i>et al.</i> (2016)	VTR sans seuil = $2,70 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3})^{-1}$	NON					NON
Cancérogène et non cancérogène	Usetox (basé sur Huijbregts <i>et al.</i> (2005))	(Bhoonah <i>et al.</i> 2024; Fazli <i>et al.</i> 2021; Logue <i>et al.</i> 2012; Logue <i>et al.</i> 2017; Sleiman <i>et al.</i> 2014; Zaatari <i>et al.</i> 2014)	Facteur d'effet = 0,0064 et 0,032 DALY/kg <i>intake</i> pour effets cancérogènes et non cancérogènes respectivement	NON					NON

Benzène

Effet ou évènement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Asthme , prévalence, enfants et adultes	Liu <i>et al.</i> (2022a)	Liu <i>et al.</i> (2023a)	RR = 1,08 (1,02 ; 1,14) pour 1 µg.m ⁻³	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 16 études)	OUI	3	OUI	Etudes épidémiologiques examinant l'air extérieur. Onze études examinent des enfants. Majorité d'études transversales et cas-témoins, seulement 3 études de cohortes.
Asthme , enfants <3 ans	OMS 2003 à 2008 (sans précision)	MacDonald Gibson et Farah (2012)	Non rapportée	NON					NON	
Leucémie aiguë myéloïde , incidence et mortalité, adultes et enfants	Anses (dernière mise à jour : 2024)	Boulanger <i>et al.</i> (2017)	VTR sans seuil = 6,00.10 ⁻⁶ (µg.m ⁻³) ⁻¹	OUI	OUI	OUI	OUI	4	OUI	La dernière VTR Anses (2024b) a été privilégiée à celle rapportée par Boulanger <i>et al.</i> , datant de 2008. La VTR de 2024 est basée sur Scholten <i>et al.</i> (2022) combinant des études épidémiologiques en environnements professionnels et des études animales.

Effet ou événement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Leucémie , incidence, enfants	Liu <i>et al.</i> (2022a)	Liu <i>et al.</i> (2023a)	RR = 1,10 (1,05 ; 1,15) pour 1 µg.m ⁻³	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 8 études)	OUI	3	OUI	Les types de leucémies considérées sont les leucémies aiguës myéloïdes et les lymphomes lymphoblastiques. Dans la méta-analyse : uniquement des études cas-témoins chez des enfants.
Leucémie , sans précision	OEHHA (Cal-EPA)	(Chan <i>et al.</i> 2016; Greco <i>et al.</i> 2020)	VTR sans seuil = 2,90.10 ⁻⁵ (µg.m ⁻³) ⁻¹	OUI	OUI	NON	NON	2	NON	VTR avec un niveau d'intérêt plus élevé identifiée (Anses 2024b)
	US EPA et OMS	(Chan <i>et al.</i> 2016; Hänninen <i>et al.</i> 2014; Pál <i>et al.</i> 2024; Ragas <i>et al.</i> 2011)	VTR sans seuil = située entre 2,2.10 ⁻⁶ et 7,8.10 ⁻⁶ (µg.m ⁻³) ⁻¹	OUI	OUI	NON	NON	2	NON	VTR avec un niveau d'intérêt plus élevé identifiée (Anses 2024b)
	US EPA	Jiang <i>et al.</i> (2022)	Potency factor = 0,029 (kg d)/mg	NON					NON	
Leucémies et lymphomes (différents types)	Vlaanderen <i>et al.</i> (2011)	Soerjomataram <i>et al.</i> (2018)	Non rapportée	NON					NON	

Effet ou événement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Cancérogène et non cancérogène	Huijbregts <i>et al.</i> (2005), exploité par Usetox	(Bhoonah <i>et al.</i> 2024; De Jonge <i>et al.</i> 2023; Fazli <i>et al.</i> 2021; Huang <i>et al.</i> 2024; Logue <i>et al.</i> 2012; Logue <i>et al.</i> 2017; Sleiman <i>et al.</i> 2014; Zaatari <i>et al.</i> 2014)	Facteurs d'effet = 0,0058 & 0,0031 DALY/kg intake pour effet cancérogène & non cancérogène respectivement	NON					NON	

COV (somme de COV)

Effet ou événement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Cancérogène et non cancérogène	Usetox	(Bhoonah <i>et al.</i> 2024; Hahn Menacho <i>et al.</i> 2023)	Non rapportée	NON					NON	

COV : composés organiques volatils. Deux publications examinent cette exposition sans appliquer de fonction concentration-risque spécifique à ces polluants mais en additionnant les résultats d'impacts des COV individuels (Pál *et al.* 2024) ou en reprenant une fraction attribuable déjà existante (Asikainen *et al.* 2016).

Cuisson au gaz

Effet ou évènement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Asthme actuel, prévalence, enfants	Lin <i>et al.</i> (2013)	(Gruenwald <i>et al.</i> 2023; Knibbs <i>et al.</i> 2018)	OR = 1,34 (1,12 ; 1,57)	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 10 études)	OUI	3	OUI	Valeur proche de celle obtenue dans la méta-analyse n'incluant que des localisations européennes (OR= 1,34 (1,13 ; 1,60)). Les auteurs rapportent n'avoir inclus que des résultats ajustés sur les déterminants connus de l'asthme chez l'enfant (en particulier, l'ajustement sur le tabagisme passif a été considéré comme prioritaire pour inclusion quand il était disponible).

Dioxyde d'azote (NO₂)

L'ensemble des fonctions concentration-risque recensées dans la littérature et exploitées pour l'estimation des impacts ou fardeaux sanitaires du NO₂ de l'air intérieur sont issues d'études épidémiologiques examinant l'air extérieur.

Effet ou évènement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Admissions à l'hôpital pour cardiopathie ischémique	Burnett <i>et al.</i> (1999) (repris ensuite par l'US EPA)	(Belias et Licina 2024; Fazli <i>et al.</i> 2021; Logue <i>et al.</i> 2012)	$\beta = 0,003$ (0,002 ; 0,004) pour 1 $\mu\text{g.m}^{-3}$	OUI	OUI	NON	NON	2	NON	Valeurs dérivées pour une exposition journalière (court terme), hors périmètre.
Admissions à l'hôpital pour causes respiratoires	Burnett <i>et al.</i> (1999) (repris ensuite par l'US EPA)	(Belias et Licina 2024; Fazli <i>et al.</i> 2021; Logue <i>et al.</i> 2012)	$\beta = 0,004$ (0,000 ; 0,008) pour 1 $\mu\text{g.m}^{-3}$	OUI	OUI	NON	NON	2	NON	
	OMS Europe (2013b)	Jose <i>et al.</i> (2021)	RR = 1,0015 (0,9992 ; 1,0038) pour 10 $\mu\text{g.m}^{-3}$	OUI	OUI	OUI (méta-analyse, 4 études)	OUI	4	NON	
Admissions à l'hôpital pour insuffisance cardiaque congestive	Burnett <i>et al.</i> (1999) (repris ensuite par l'US EPA)	(Belias et Licina 2024; Fazli <i>et al.</i> 2021; Logue <i>et al.</i> 2012)	$\beta = 0,003$ (0,001 ; 0,004) pour 1 $\mu\text{g.m}^{-3}$	OUI	OUI	NON	NON	2	NON	

Effet ou évènement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Asthme , incidence, adultes	HEI (2022)	Medina <i>et al.</i> (2025a)	RR = 1,10 (1,01 ; 1,21) pour 10 µg.m ⁻³	OUI	OUI	OUI (méta-analyse, 7 études)	OUI	4	OUI	Ajustements minimaux considérés pour inclusion : âge, sexe, tabac, année d'inclusion, styles de vie (alimentation, IMC ou activité physique) et catégorie socioprofessionnelle. Seule une étude était identifiée à fort risque de biais en lien avec un manque d'ajustement.
Asthme , incidence, enfants	Khreis <i>et al.</i> (2017)	(Hulin <i>et al.</i> 2024; Karakas <i>et al.</i> 2023; Medina <i>et al.</i> 2025a)	RR = 1,10 (1,05 ; 1,18) pour 10 µg.m ⁻³	OUI	OUI	OUI (méta-analyse, 20 études)	OUI	4	OUI	La valeur révisée par le projet EMAPEC est reprise (Forastiere <i>et al.</i>). Facteurs d'ajustement retrouvés dans plus de 10 des 20 études : sexe, niveau d'étude ou statut socioéconomique des parents, allergie ou asthme des parents, statut tabagique des parents, animaux domestiques, tabac de la mère pendant la grossesse, humidité ou moisissures dans le logement et nombre de frères et sœurs.

Effet ou évènement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Asthme, enfants	Chen <i>et al.</i> (2022)	Liu <i>et al.</i> (2023a)	RR = 1,134 (1,084 ; 1,186) pour 10 µg.m ⁻³	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 11 études)	OUI	3	NON	Fonction avec un niveau d'intérêt plus élevé identifiée (Khreis <i>et al.</i>). Notons que les résultats des deux fonctions sont proches.
	Simons <i>et al.</i> (2011)	Simons <i>et al.</i> (2011)	RR = 1,29 (incrément indéterminé)	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 3 études)	OUI	3	NON	Fonction avec un niveau d'intérêt plus élevé identifiée (Khreis <i>et al.</i>).
BPCO, prévalence, adultes	Chen <i>et al.</i> (2022)	(Hu <i>et al.</i> 2024; Liu <i>et al.</i> 2023a)	RR = 1,016 (1,012 ; 1,020) pour 10 µg.m ⁻³	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 6 études)	OUI	3	OUI	Les études jugées de qualité faible selon l'outil <i>Newcastle-Ottawa Quality Assessment Scale</i> ont été exclues. Dans la méta-analyse : deux études de cohortes, deux études cas croisés, deux études de séries temporelles. Hypothèse qu'il s'agit de prévalence. Un ajustement sur le tabagisme actif a été appliqué dans les deux études de cohortes. Ce facteur d'ajustement est absent des études cas croisés et des séries temporelles car il varie peu à court terme (d'un jour à l'autre).

Effet ou évènement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Cancer du poumon , incidence, adultes	Chen <i>et al.</i> (2022)	(Hu <i>et al.</i> 2024; Liu <i>et al.</i> 2023a)	RR = 1,055 (1,010 ; 1,101) pour 10 µg.m ⁻³	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 11 études)	OUI	3	OUI	Les études de qualité faible selon l'outil <i>Newcastle-Ottawa Quality Assessment Scale</i> ont été exclues. Dans la méta-analyse : huit études de cohortes, deux études cas-témoins, une étude de série temporelle. Hypothèse qu'il s'agit majoritairement d'incidence. Pour une pathologie à faible survie comme le cancer du poumon, l'incidence et la mortalité sont fortement corrélées.
Diabète , incidence, adultes	Chen <i>et al.</i> (2022)	(Hu <i>et al.</i> 2024; Liu <i>et al.</i> 2023a)	RR = 1,019 (1,009 ; 1,029) pour 10 µg.m ⁻³	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 9 études)	OUI	3	OUI	Les études de qualité faible selon l'outil <i>Newcastle-Ottawa Quality Assessment Scale</i> ont été exclues. Dans la méta-analyse : cinq études de cohortes, deux études transversales, deux études de séries temporelles. Hypothèse qu'il s'agit majoritairement d'incidence.

Effet ou évènement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Infections aiguës des voies respiratoires inférieures, enfants	HEI (2022)	Medina <i>et al.</i> (2025a)	RR = 1,09 (1,03 ; 1,16) pour 10 µg.m ⁻³	OUI	OUI	OUI (méta-analyse, 11 études)	OUI	4	OUI	Six études de cohortes, une étude cas-témoins et quatre études transversales. Aucune n'est considérée à fort risque de biais, pour les catégories examinées : ajustement, sélection, estimation de l'exposition, définition de l'évènement et données manquantes.
Maladies respiratoires (basés sur symptômes)	Hasselblad <i>et al.</i> (1992)	(Belias et Licina 2024; Logue <i>et al.</i> 2012)	β = 0,028 (0,002 ; 0,053) pour un incrément de 1 ou 10 µg.m ⁻³ (indéterminé)	NON	NON	OUI (méta-analyse, 11 études)	OUI	2	NON	La valeur du β n'est pas cohérente avec la référence source et cette dernière est datée.
Mortalité toutes causes	OMS Europe (2013b)	Jose <i>et al.</i> (2021)	RR = 1,0027 (1,0016 ; 1,0038) pour 10 µg.m ⁻³	OUI	OUI	OUI (analyse multi-centrique, 30 villes en Europe)	OUI	4	NON	Valeur dérivée pour une exposition journalière et pour la mortalité, hors périmètre.
Non précisé	Forastiere <i>et al.</i> (2024) et Kelly <i>et al.</i> (2014)	Beevers <i>et al.</i> (2025)	Non rapportée	NON					NON	

Ethylbenzène

Effet ou évènement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Cancérogène	OEHHA	Chan <i>et al.</i> (2016)	VTR sans seuil = $2,50.10^{-6} (\mu\text{g.m}^{-3})^{-1}$	OUI	OUI	NON	NON	2	NON	Basée sur des données animales
Cancérogène	US EPA	Jiang <i>et al.</i> (2022)	Potency factor = 0,0087 (kg d)/mg	NON					NON	
Cancérogène et non cancérogène	Usetox	Huang <i>et al.</i> (2024)	Facteur d'effet, Appendix B de Huang <i>et al.</i> (2024)	NON					NON	
Non cancérogène	US EPA	Jiang <i>et al.</i> (2022)	VTR à seuil = 1 mg.m^{-3}	NON					NON	

Formaldéhyde

Effet ou évènement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Asthme, prévalence, enfants	Lam <i>et al.</i> (2021)	Hulin <i>et al.</i> (2024)	OR = 1,20 (1,02 ; 1,41) pour 10 µg.m ⁻³	OUI	OUI	OUI (méta-analyse, 11 études)	OUI	4	OUI	Variables d'ajustement les plus fréquentes : âge, sexe, statut tabagique des parents (tabagisme passif) et statut socioéconomique des parents (niveau d'étude ou revenus).
	Liu <i>et al.</i> (2023b)	(Clark <i>et al.</i> 2023; Liu <i>et al.</i> 2023a; Yang <i>et al.</i> 2024)	OR = 1,20 (1,11 ; 1,31) pour 10 µg.m ⁻³	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 22 études)	OUI	3	NON	Fonction avec un niveau d'intérêt plus élevé identifiée (Lam <i>et al.</i>). La méta-analyse de Liu <i>et al.</i> propose des intervalles de confiance plus réduits que celle de Lam <i>et al.</i> , probablement en lien avec le nombre plus important d'études.
	Liu <i>et al.</i> (2023b)	(Clark <i>et al.</i> 2023; Liu <i>et al.</i> 2023a; Yang <i>et al.</i> 2024)	OR = 1,27 (1,20 ; 1,35) pour 10 µg.m ⁻³	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 13 études)	NON	2	NON	Une fonction avec un niveau d'intérêt plus élevé a été identifiée (Lam <i>et al.</i>).
	Rumchev <i>et al.</i> (2002)	(Hänninen <i>et al.</i> 2014; MacDonald Gibson <i>et al.</i> 2013; Schram-Bijkerk <i>et al.</i> 2013)	OR = 1,03 (1,02 ; 1,04) pour 10 µg.m ⁻³	OUI	NON	NON	NON	1	NON	
	Rumchev <i>et al.</i> (2002)	OMS Europe (2011a)	OR = 1,39 (1,09 ; 1,69) pour ≥60 µg.m ⁻³ vs. <10 µg.m ⁻³	OUI	NON	NON	NON	1	NON	

Effet ou événement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Asthme, enfants	OMS 2003-2008 (sans précision)	MacDonald Gibson et Farah (2012)	Non rapportée	NON					NON	
Asthme, prévalence, adultes	Liu <i>et al.</i> (2023b)	Liu <i>et al.</i> (2023a)	RR = 1,09 (1,03 ; 1,15) pour 10 µg.m ⁻³	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 5 études)	OUI	3	OUI	Les études de qualité faible selon l'outil <i>Newcastle-Ottawa Quality Assessment Scale</i> ont été exclues. Dans la méta-analyse, uniquement des études transversales. Hypothèse qu'il s'agit de prévalence.
Cancérogène	US EPA (reprenant Soltanpour <i>et al.</i> (2022))	(Chan <i>et al.</i> 2016; Mondal <i>et al.</i> 2024; Pál <i>et al.</i> 2024)	VTR sans seuil = 1,30.10 ⁻⁵ (µg.m ⁻³) ⁻¹	OUI	OUI	NON	NON	2	NON	Basée sur des données animales
	Cal-EPA (OEHHA)	(Chan <i>et al.</i> 2016; Greco <i>et al.</i> 2020)	VTR sans seuil = 6,00.10 ⁻⁶ (µg.m ⁻³) ⁻¹	OUI	OUI	NON	NON	2	NON	Basée sur des données animales
	Logue <i>et al.</i> (2012)	Belias et Licina (2024)	Non rapportée	NON					NON	
Cancérogène et non cancérogène	Huijbregts <i>et al.</i> (2005), exploité par Usetox	(Bhoonah <i>et al.</i> 2024; De Jonge <i>et al.</i> 2023; Fazli <i>et al.</i> 2021; Logue <i>et al.</i> 2012; Logue <i>et al.</i> 2017; Zaatari <i>et al.</i> 2014)	Facteur d'effet = 0,76 DALY/intake pour effet cancérogène Non rapporté pour effet non cancérogène	NON					NON	
Non rapporté	Meijer <i>et al.</i> (2005)	Meijer <i>et al.</i> (2005)	Facteurs de caractérisation	NON					NON	

Fumée de tabac environnementale (tabagisme passif)

Deux publications identifiées dans la recherche bibliographique ne sont pas listées dans le tableau ci-dessous car elles n'appliquent pas de fonction concentration-risque mais reprennent des résultats d'impact sanitaire déjà existants (Boulanger *et al.* 2017; Logue *et al.* 2012).

Effet ou événement de santé (parmi les non-fumeurs)	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction*	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Asthme , incidence, enfants	California EPA (2005)	(Hänninen <i>et al.</i> 2014; Oberg <i>et al.</i> 2011; OMS Europe 2011a; Rumrich et Hänninen 2015; Schram-Bijkerk <i>et al.</i> 2013)	OR = 1,32 (1,24 ; 1,41) (logement)	OUI	OUI	OUI (méta-analyse, 29 études)	OUI	4	OUI	Majorité d'études cas-témoins et d'études transversales (7 études de cohortes uniquement). Ajustement minimal considéré : antécédents d'atopie et tabagisme actif personnel.
Asthme vie, prévalence, enfants	Vork <i>et al.</i> (2007)	MacDonald Gibson <i>et al.</i> (2013)	RR = 1,48 (1,32 ; 1,65) (logement)	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 23 études)	OUI	3	NON	Fonction examinant l'incidence privilégiée (California EPA 2005).
	Sun <i>et al.</i> (2019)	Sun <i>et al.</i> (2019)	OR = 1,46 (1,02 ; 2,09)	OUI	NON	NON	NON	1	NON	
Asthme , enfants	Simons <i>et al.</i> (2011)	Simons <i>et al.</i> (2011)	OR = 1,4						NON	Intervalle de confiance non rapporté.
	OMS (sans précision)	MacDonald Gibson et Farah (2012)	Non rapporté	NON					NON	

Effet ou événement de santé (parmi les non-fumeurs)	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction*	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Asthme , incidence, adultes	Jaakkola <i>et al.</i> (2003)	(Asikainen <i>et al.</i> 2016; Hänninen <i>et al.</i> 2014; Jaakkola et Jaakkola 2006; Oberg <i>et al.</i> 2011; OMS Europe 2011a; Rumrich et Hänninen 2015; Schram-Bijkerk <i>et al.</i> 2013)	OR = 1,97 (1,19 ; 3,25) (logement ou travail)	OUI	OUI	NON	OUI	3	OUI	Variables d'ajustement considérées : sexe, âge, atopie ou asthme des parents, niveau d'étude, moisissures visibles ou odeur de moisissures dans le logement ou au travail, animaux domestiques passés ou présents et expositions professionnelles à des sensibilisants, des poussières ou des fumées (hors tabac passif).
AVC hémorragique, incidence ou mortalité adultes	Lim <i>et al.</i> (2012) (GBD)	US Burden of Disease Collaborators (2013)	Le risque dépend de l'âge	OUI	OUI	?	?	2	NON	Source incertaine
AVC ischémique, incidence ou mortalité, adultes	Lim <i>et al.</i> (2012) (GBD)	US Burden of Disease Collaborators (2013)	Le risque dépend de l'âge	OUI	OUI	?	?	2	NON	Source incertaine
AVC , incidence, adultes	Bonita <i>et al.</i> (1999)	Jaakkola et Jaakkola (2006)	OR = 1,82 (1,34 ; 2,49) (travail ou logement)	OUI	NON	NON	NON	1	NON	

Effet ou événement de santé (parmi les non-fumeurs)	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction*	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
AVC , mortalité ou incidence, adultes	GBD 2015 à 2019, basé la fonction intégrée de Burnett <i>et al.</i>	(GBD Risk Factor Collaborators 2018; GBD Risk Factors Collaborators 2016, 2020; Sun <i>et al.</i> 2023; Ye <i>et al.</i> 2023)	Les risques dépendent des niveaux de PM _{2,5}	NON					NON	Fonction considérant les PM _{2,5} issues de la combustion du tabac.
BPCO , incidence ou mortalité, adultes	Eisner <i>et al.</i> (2005)	Jaakkola et Jaakkola (2006)	OR = 1,36 (1,002 ; 1,84) pour le dernier quartile de durée d'exposition (travail)	NON					NON	Fonction exprimée pour un incrément de durée d'exposition.
	GBD 2017 et 2019, basé la fonction intégrée de Burnett <i>et al.</i> (2014)	(GBD Chronic Respiratory Disease Collaborators 2020; GBD Risk Factor Collaborators 2018; Zou <i>et al.</i> 2022)	Les risques dépendent des niveaux de PM _{2,5}	NON					NON	Fonction considérant les PM _{2,5} issues de la combustion du tabac.

Effet ou événement de santé (parmi les non-fumeurs)	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction*	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Cancer du poumon, incidence, adultes	U.S. Department of Health and Human Services (2006)	(Asikainen <i>et al.</i> 2016; Gredner <i>et al.</i> 2018; Hänninen <i>et al.</i> 2014; Oberg <i>et al.</i> 2011; OMS Europe 2011a; Schram-Bijkerk <i>et al.</i> 2013; US Burden of Disease Collaborators 2013)	RR = 1,21 (1,13 ; 1,30) (logement)	OUI	OUI	OUI (méta-analyse, 44 études)	OUI	4	OUI	Etudes cas-témoins uniquement. Les risques relatifs issus des modèles les plus ajustés ont été privilégiés dans la méta-analyse.
	U.S. Department of Health and Human Services (2006)	(Gredner <i>et al.</i> 2018; Oberg <i>et al.</i> 2011)	RR = 1,22 (1,13 ; 1,30) (travail)	OUI	OUI	OUI (méta-analyse, 25 études)	OUI	4	NON	A niveau équivalent, fonction examinant l'exposition dans le logement privilégié (U.S. Department of Health and Human Services 2006)
	Boffetta (2002)	Jaakkola et Jaakkola (2006)	OR = 1,17 (1,04 ; 1,32) (travail)	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 16 études)	OUI	3	NON	
Cancer du poumon, adultes	Oberg <i>et al.</i> (2011) (basé sur Cal-EPA et U.S. Department of Health and Human Services)	Greco <i>et al.</i> (2020)	Non rapportée	NON	OUI	OUI	OUI	3	NON	
	OMS (sans précision)	MacDonald Gibson et Farah (2012)	Non rapporté	NON					NON	
Cancer du poumon, femmes	Wen <i>et al.</i> (2006)	Wang <i>et al.</i> (2011)	RR = 1,15	NON					NON	Intervalle de confiance non rapporté.

Effet ou événement de santé (parmi les non-fumeurs)	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction*	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Cancer du poumon, incidence ou mortalité, adultes	GBD 2017 et 2019, basé la fonction intégrée de Burnett <i>et al.</i> (2014)	(GBD Respiratory Tract Cancers Collaborators 2021; GBD Risk Factor Collaborators 2018; GBD Risk Factors Collaborators 2016, 2020)	Les risques dépendent des niveaux de PM _{2,5}	NON					NON	Fonction considérant les PM _{2,5} issues de la combustion du tabac.
Cancer du poumon, mortalité, adultes	Cardenas <i>et al.</i> (1997)	MacDonald Gibson <i>et al.</i> (2013)	OR = 1,2 (0,8 ; 1,6) pour les femmes et 1,1 (0,6 ; 1,8) pour les hommes	OUI	NON	NON	NON	1	NON	
Cancer du sein, incidence ou mortalité, adultes	GBD 2017 et 2019, basé sur Macacu <i>et al.</i> (2015)	(GBD Risk Factor Collaborators 2018; GBD Risk Factors Collaborators 2020)	OR = 1,072 (1,017 ; 1,126) (logement ou travail)	OUI	OUI	OUI (méta analyse, 11 études)	OUI	4	OUI	Uniquement des études de cohortes prospectives. Six des 11 études considèrent le tabagisme passif dans le logement
Diabète, incidence, adultes	GBD 2017 et 2019, basé sur Zhu <i>et al.</i> (2014)	(GBD Risk Factor Collaborators 2018; GBD Risk Factors Collaborators 2020)	OR = 1,337 (1,121 ; 1,542) (travail ou logement)	OUI	OUI	OUI (méta analyse, 5 études)	OUI	4	OUI	Etudes de cohortes uniquement. Toutes considérées de qualité forte selon l'évaluation des auteurs, incluant un critère d'ajustement. Modèles les plus ajustés possibles privilégiés pour inclusion dans la méta-analyse.

Effet ou événement de santé (parmi les non-fumeurs)	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction*	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Cardiopathie ischémique, incidence et mortalité, adultes	U.S. Department of Health and Human Services (2006)	(Asikainen <i>et al.</i> 2016; Hänninen <i>et al.</i> 2014; Oberg <i>et al.</i> 2011; OMS Europe 2011a; Schram-Bijkerk <i>et al.</i> 2013)	RR = 1,27 (1,19 ; 1,36) (logement ou travail)	OUI	OUI	OUI (méta-analyse, 16 études)	OUI	4	OUI	9 études de cohortes et 7 études cas-témoins. Mélange d'événements, fatals et non fatals : maladie coronarienne, cardiopathie ischémique et infarctus aigu du myocarde. Ajustements sur facteurs de risque cardiovasculaire privilégiés dans la méta-analyse.
	Lim <i>et al.</i> (2012) (GBD)	US Burden of Disease Collaborators (2013)	Le risque dépend de l'âge	OUI	OUI	?	?	2	NON	Source incertaine
	GBD 2017 et 2019, basé la fonction intégrée de Burnett <i>et al.</i> (2014)	(GBD Risk Factor Collaborators 2018; GBD Risk Factors Collaborators 2016, 2020; Sun <i>et al.</i> 2023)	Les risques dépendent des niveaux PM _{2,5}	NON					NON	Fonction considérant les PM _{2,5} issues de la combustion du tabac.

Effet ou évènement de santé (parmi les non-fumeurs)	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction*	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Infections des voies respiratoires inférieures, incidence, enfants	U.S. Department of Health and Human Services (2006)	(Hänninen <i>et al.</i> 2014; Oberg <i>et al.</i> 2011; OMS Europe 2011a; Schram-Bijkerk <i>et al.</i> 2013)	RR = 1,55 (1,42 ; 1,69) (logement)	OUI	OUI	OUI (méta-analyse, 13 études)	OUI	4	OUI	Considérés : bronchite, pneumonie, maladie des voies respiratoires inférieures. Cinq études (<1990) n'ont pas ajusté leurs modèles. Les variables d'ajustement les plus fréquentes : antécédents familiaux (asthme, allergie, symptômes respiratoires), âge, sexe, présence de frères et sœurs et mode de garde.
Infections aiguës des voies respiratoires inférieures, hospitalisations, enfants	Li <i>et al.</i> (1999)	MacDonald Gibson <i>et al.</i> (2013)	OR = 1,57 (1,28 ; 1,91)	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 10 études)	OUI	3	NON	Fonction avec un niveau plus élevé identifiée (U.S. Department of Health and Human Services 2006). Les valeurs sont proches.
Infections des voies respiratoires inférieures, enfants et adultes	GBD 2017 et 2019, basé la fonction intégrée de Burnett <i>et al.</i> (2014)	(GBD LRI Collaborators 2017; GBD Risk Factor Collaborators 2018; GBD Risk Factors Collaborators 2020; Kang <i>et al.</i> 2023)	Les risques dépendent des niveaux de PM _{2,5}	NON					NON	Fonction considérant les PM _{2,5} issues de la combustion du tabac

Effet ou événement de santé (parmi les non-fumeurs)	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction*	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Infections respiratoires, incidence ou mortalité, enfants	Lim <i>et al.</i> (2012) (GBD)	US Burden of Disease Collaborators (2013)	OR = 1,43 (1,28 ; 1,59)	OUI	OUI	?	?	2	NON	
Infections des voies respiratoires inférieures, enfants	OMS (sans précision)	MacDonald Gibson et Farah (2012)	Non rapporté	NON					NON	
Leucémie lymphoïde, adultes	Kasim <i>et al.</i> (2005)	MacDonald Gibson <i>et al.</i> (2013)	OR = 2,28 (1,15 ; 4,53)	OUI	NON	NON	NON	1	NON	
Leucémie, adultes	OMS (sans précision)	MacDonald Gibson et Farah (2012)	Non rapporté	NON					NON	
Maladies coronariennes, mortalité et incidence, adultes	He et Whelton (1999)	MacDonald Gibson <i>et al.</i> (2013)	RR = 1,24 (1,17 ; 1,32) (logement ou travail)	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 17 études)	OUI	3	NON	
Maladies coronariennes, adultes	Steenland (1999)	Jaakkola et Jaakkola (2006)	OR = 1,21 (1,04 ; 1,41) (travail)	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 5 études)	NON	2	NON	

Effet ou événement de santé (parmi les non-fumeurs)	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction*	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Maladies cardio-vasculaires, adultes	OMS (sans précision)	(MacDonald Gibson et Farah 2012; Sun <i>et al.</i> 2023)	Non rapporté	NON					NON	
Mort subite du nourrisson, enfants	Anderson et Cook (1997)	Schram-Bijkerk <i>et al.</i> (2013)	RR = 1,94 (1,55 ; 2,43)	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 4 études)	OUI	3	NON	Exposition postnatale ajustée sur exposition prénatale. Mortalité hors périmètre.
Mortalité de causes cardio-vasculaires, adultes	Hill <i>et al.</i> (2007)	MacDonald Gibson <i>et al.</i> (2013)	RR = 1,35 (1,11 ; 1,64) pour les femmes et 1,25 (1,06 ; 1,47) pour les hommes	OUI	NON	NON	NON	1	NON	
Otite, incidence, enfants	GBD 2015, 2017 et 2019 basé sur Jones <i>et al.</i> (2012)	(GBD Risk Factor Collaborators 2018; GBD Risk Factors Collaborators 2016, 2020; US Burden of Disease Collaborators 2013)	RR = 1,37 (1,25 ; 1,50) (logement)	OUI	OUI	OUI (méta-analyse, 49 études)	OUI	4	OUI	18 études de cohortes, 18 études cas-témoins et 13 études transversales. Vingt-huit des 49 études sont de qualité élevée selon l'outil <i>Newcastle-Ottawa Quality Assessment Scale</i> , prenant en compte un critère d'ajustement. Facteurs d'ajustement fréquemment considérés : âge maternel et statut socioéconomique.

Effet ou événement de santé (parmi les non-fumeurs)	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction*	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
	California EPA (2005) basé sur Etzel <i>et al.</i> (1992)	(Hänninen <i>et al.</i> 2014; Oberg <i>et al.</i> 2011; OMS Europe 2011a; Schram-Bijkerk <i>et al.</i> 2013)	OR = 1,38 (1,21 ; 1,56)	OUI	OUI	NON	NON	2	NON	
Petit poids de naissance, enfants	Jaakkola <i>et al.</i> (2001)	Jaakkola et Jaakkola (2006)	OR = 1,43 (0,50 ; 4,12) (travail)	OUI	NON	NON	OUI	2	NON	Exposition prénatale sur le lieu de travail
Pneumonie sévère, incidence, adultes	Nuorti <i>et al.</i> (2000)	Jaakkola et Jaakkola (2006)	OR = 2,5 (1,2 ; 5,1)	OUI	NON	NON	NON	1	NON	
Tuberculose, incidence, enfants	Ganmaa <i>et al.</i> (2019)	Ganmaa <i>et al.</i> (2019)	OR = 1,19 (1,0 ; 1,35) pour 1 fumeur et 1,30 (1,02 ; 1,64) pour ≥2 fumeurs en comparaison de 0 fumeur	NON					NON	Fonction basée sur le nombre de fumeurs au domicile

* Comparant « exposés et non exposés » au tabagisme passif ou « présence et absence » de fumée de tabac environnementale • sauf indication contraire.

Humidité ou moisissures

Effet ou évènement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Asthme, incidence, adultes	Wang <i>et al.</i> (2019)	Clark <i>et al.</i> (2023)	OR = 1,43 (1,13 ; 1,83) (humidité récente dans le logement)	OUI	NON	OUI (étude multi-centrique, 5 pays d'Europe)	OUI	3	OUI	Variables d'ajustement considérées : âge, sexe, statut tabagisme à l'inclusion, changement de statut tabagique pendant le suivi, indice de masse corporelle à l'inclusion et niveau d'étude en fin de suivi.
	Jaakkola <i>et al.</i> (2002)	MacDonald Gibson <i>et al.</i> (2013)	RR = 1,54 (1,01 ; 2,32) (moisissures visibles ou odeur de moisissures sur le lieu de travail)	OUI	NON	NON	OUI	2	NON	Fonction avec un niveau d'intérêt plus élevé identifiée (Wang et al.)
Asthme, incidence, enfants	Quansah <i>et al.</i> (2012)	(Clark <i>et al.</i> 2023; Knibbs <i>et al.</i> 2018)	OR = 1,50 (1,25 ; 1,80) (moisissures ou humidité dans le logement)	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 16 études)	OUI	3	OUI	11 études de cohortes et 5 études cas-témoins. Selon l'outil <i>Newcastle-Ottawa Quality Assessment Scale</i> , les études étaient considérées de qualité forte ou modérée. Deux études ont été menées chez des adultes ; les exclure ne modifiait pas les conclusions.
	Pekkanen <i>et al.</i> (2007)	OMS Europe (2011a)	OR = 2,2 (1,3 ; 4,0) (dommages dus à l'humidité dans le logement)	OUI	OUI	NON	OUI	3	NON	A niveau d'intérêt équivalent, la fonction de Quansah <i>et al.</i> (2012) examinant un indicateur d'exposition plus proche de celui disponible dans les présents travaux a été privilégiée.
	Jaakkola <i>et al.</i> (2005)	OMS Europe (2011a)	OR = 2,4 (1,1 ; 5,6) (odeur de moisissures dans le logement)	OUI	OUI	NON	OUI	3	NON	

Effet ou événement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Asthme, incidence, tous âges	Fisk <i>et al.</i> (2007)	(Riggs <i>et al.</i> 2021; Rumrich et Hänninen 2015)	OR = 1,34 (0,86 ; 2,10) (moisissures visibles ou odeur de moisissures)	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 4 études)	OUI	3	NON	A niveau d'intérêt équivalent, une différenciation par âge a été privilégiée (Quansah <i>et al.</i> 2012)
Asthme vie, prévalence, enfants	Antova <i>et al.</i> (2008)	(Hulin <i>et al.</i> 2024; MacDonald Gibson <i>et al.</i> 2013)	OR = 1,23 (1,07 ; 1,41) (moisissures récentes dans le logement)	OUI	OUI	OUI (analyse poolée, 7 études)	OUI	4	OUI	Uniquement des études transversales, majoritairement en Europe. Variables d'ajustement considérées : âge, sexe, niveau d'éducation des parents, nationalité, nombre de personnes dans le logement, utilisation du gaz pour la cuisson, présence d'appareil de chauffage non ventilés, tabagisme maternel pendant la grossesse, tabagisme passif dans le logement, rang dans la fratrie et animal de compagnie.
	Antova <i>et al.</i> (2008)	(Hulin <i>et al.</i> 2024; MacDonald Gibson <i>et al.</i> 2013)	RR = 1,35 (1,20 ; 1,51) (moisissures dans le logement)	OUI	OUI	OUI (méta-analyse, 12 études)	OUI	4	NON	A niveau d'intérêt équivalent, l'autre valeur a été privilégiée car examinant un indicateur d'exposition plus proche de celui disponible dans les présents travaux
Asthme vie, prévalence, tous âges	Fisk <i>et al.</i> (2007)	(Asikainen <i>et al.</i> 2016; Riggs <i>et al.</i> 2021)	OR = 1,37 (1,23 ; 1,53) (humidité visible, moisissures visibles ou odeur de moisissures)	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 8 études)	OUI	3	NON	Fonction avec un niveau d'intérêt plus élevé identifiée (Antova <i>et al.</i> 2008)

Effet ou événement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Asthme actuel , prévalence, tous âges	Fisk <i>et al.</i> (2007)	(Mudarri 2016; Riggs <i>et al.</i> 2021; Schram-Bijkerk <i>et al.</i> 2013)	OR = 1,56 (1,30 ; 1,86) (moisissures visibles ou odeur de moisissures)	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 10 études)	OUI	3	NON	A niveau d'intérêt équivalent, une différenciation par âge a été privilégiée (Antova <i>et al.</i> 2008)
Asthme , tous âges	OMS 2003 à 2008 (sans précision)	MacDonald Gibson et Farah (2012)	Non rapportée	NON					NON	
Bronchite aigue ou chronique , prévalence, tous âges	Fisk <i>et al.</i> (2010)	(Clark <i>et al.</i> 2023; Mudarri 2016; Riggs <i>et al.</i> 2021)	RR = 1,45 (1,32 ; 1,59) (humidité visible, moisissures visibles ou odeur de moisissures)	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 8 études)	OUI	3	OUI	Seuls les modèles ajustés <i>a minima</i> sur quatre variables clés ont été inclus : âge, sexe, indicateur de niveau socioéconomique et indicateur de tabac (actif ou passif). Uniquement des études transversales.
Infections des voies respiratoires , incidence, tous âges	Fisk <i>et al.</i> (2010)	Clark <i>et al.</i> (2023)	OR = 1,50 (1,32 ; 1,70) (humidité visible, moisissures visibles ou odeur de moisissures)	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 12 études)	OUI	3	OUI	Seuls les modèles ajustés <i>a minima</i> et <i>simultanément</i> sur quatre variables clés ont été inclus : âge, sexe, indicateur de niveau socioéconomique et indicateur de tabac (actif ou passif). Evènement de santé très hétérogène : bronchite, pneumonie, otite, sinusite. Dans la méta-analyse : deux études de cohortes, neuf études transversales, une étude cas-témoins.

Effet ou événement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Infections des voies respiratoires inférieures , incidence, enfants	Karevold <i>et al.</i> (2006)	Schram-Bijkerk <i>et al.</i> (2013)	OR = 1,30 (1,00 ; 1,70)	OUI	NON	NON	OUI	2	NON	Fonction avec un niveau d'intérêt plus élevé identifiée (Fisk <i>et al.</i> 2010)
Infections respiratoires , tous âges	Fisk <i>et al.</i> (2010)	Riggs <i>et al.</i> (2021)	OR = 1,44 (1,31 ; 1,59) (humidité visible, moisissures visibles ou odeur de moisissures)	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 19 études)	OUI	3	NON	A niveau d'intérêt équivalent, l'autre fonction de Fisk <i>et al.</i> (2010), examinant un événement de santé plus précis, a été privilégiée.
Rhinite allergique , incidence, adultes	Wang <i>et al.</i> (2019)	Clark <i>et al.</i> (2023)	OR = 1,28 (1,08 ; 1,52) (humidité ou moisissures)	OUI	NON	OUI (étude multi-centrique, 5 pays d'Europe)	OUI	3	OUI	Variables d'ajustement considérées : âge, sexe, statut tabagisme à l'inclusion, changement de statut tabagique pendant le suivi, indice de masse corporelle à l'inclusion et niveau d'étude en fin de suivi.
Rhinite allergique , prévalence, enfants	Jaakkola <i>et al.</i> (2013)	Clark <i>et al.</i> (2023)	OR = 1,43 (1,34 ; 1,53) (humidité ou moisissures)	OUI	NON	OUI (méta-analyse, <18 études)	OUI	3	OUI	Probablement 16 études incluses dans la méta-analyse : 3 études de cohortes et 13 études transversales. La majorité des études sont classées de qualité modérée selon l'outil <i>Newcastle-Ottawa Quality Assessment Scale</i> .
Rhinite allergique , tous âges	Jaakkola <i>et al.</i> (2013)	Mudarri (2016)	OR = 1,51 (1,39 ; 1,64) (moisissures visibles)	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 11 études)	OUI	3	NON	A niveau d'intérêt équivalent, une différenciation par âge a été privilégiée (Jaakkola <i>et al.</i> 2013)

Effet ou événement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Sifflements récents, prévalence, enfants	Antova <i>et al.</i> (2008)	Hulin <i>et al.</i> (2024)	OR = 1,46 (1,31 ; 1,61) (moisissures récentes dans le logement)	OUI	OUI	OUI (analyse poolée, 7 études)	OUI	4	OUI	Sifflements dans les 12 derniers mois. Uniquement des études transversales, majoritairement en Europe. Variables d'ajustement : âge, sexe, niveau d'étude des parents, nationalité, nombre de personnes dans le logement, utilisation du gaz pour la cuisson, présence d'appareil de chauffage non ventilés, tabagisme maternel pendant la grossesse, tabagisme passif, rang dans la fratrie, animal de compagnie.
Sifflements vie, prévalence, tous âges	Fisk <i>et al.</i> (2007)	(Asikainen <i>et al.</i> 2016; Riggs <i>et al.</i> 2021)	OR = 1,50 (1,38 ; 1,64) (humidité visible, moisissures visibles ou odeur de moisissures dans le logement)	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 22 études)	OUI	3	NON	Fonction avec un niveau d'intérêt plus élevé identifiée (Antova <i>et al.</i> 2008)
Sifflements vie, prévalence, enfants	Sun <i>et al.</i> (2019)	Sun <i>et al.</i> (2019)	OR = 1,67 (1,04 ; 2,69)	OUI	NON	NON	NON	1	NON	

Effet ou événement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Symptômes des voies respiratoires supérieures, prévalence, tous âges	Fisk <i>et al.</i> (2007)	Schram-Bijkerk <i>et al.</i> (2013)	OR = 1,70 (1,44 ; 2,00)	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 13 études)	OUI	3	NON	Des événements de santé plus précis ont été privilégiés (sifflements, infections, asthme).
Toux, prévalence, tous âges	Fisk <i>et al.</i> (2007)	Riggs <i>et al.</i> (2021)	OR = 1,67 (1,49 ; 1,86) (humidité visible, moisissures visibles ou odeur de moisissures)	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 18 études)	OUI	3	NON	Des événements de santé plus précis ont été privilégiés (sifflements, infections, asthme).
Toux sèche, prévalence, enfants	Sun <i>et al.</i> (2019)	Sun <i>et al.</i> (2019)	OR = 1,58 (1,06 ; 2,36)	OUI	NON	NON	NON	1	NON	

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Effet ou évènement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Cancer des voies respiratoires, adultes	Cal-EPA	Greco <i>et al.</i> (2020)	VTR sans seuil = $1,10.10^{-3} (\mu\text{g.m}^{-3})^{-1}$ du benzo(a)pyrène	OUI	OUI	NON	NON	2	NON	Basée sur des données animales
Cancer du poumon, adultes	Zhang <i>et al.</i> (2009), basé sur Gibbs (1997) et Armstrong <i>et al.</i> (2004)	(Chen <i>et al.</i> 2016; Xie <i>et al.</i> 2017; Zhou et Zhao 2012, 2014)	RR recalculé à partir d'un URR (<i>unit relative risk</i>) de 4,49 pour une exposition vie entière sur 70 ans	OUI	NON	NON	NON	1	NON	
	Hong <i>et al.</i> (2016) & Zhang <i>et al.</i> (2009)	Yang <i>et al.</i> (2024)	Non rapportée	NON					NON	

Limonène

Cancérogène et non cancérogène	Huijbregts <i>et al.</i> (2005), exploité par Usetox	(Bhoonah <i>et al.</i> 2024; De Jonge <i>et al.</i> 2023; Logue <i>et al.</i> 2012)	Facteur de caractérisation = $3,70.10^{-5}$ DALY /kg intake	NON					NON	
Non cancérogène	OEHHA & US EPA	Chan <i>et al.</i> (2016)	VTR à seuil, non rapportée	NON					NON	

Monoxyde de carbone (CO)

Les fonctions concentration-risque recensées dans la littérature pour estimer le fardeau sanitaire du CO en air intérieur ont été cotées et analysées de la même manière que pour les autres polluants afin d'assurer transparence et exhaustivité. Il est néanmoins rappelé que les données exploitées pour les présents travaux ne permettent pas d'estimer l'exposition au CO dans les logements et donc, qu'aucune fonction concentration-risque n'a été sélectionnée (paragraphe 3.1.1).

Quatre publications (Asikainen *et al.* 2016; Boulanger *et al.* 2017; OMS Europe 2011a; Schram-Bijkerk *et al.* 2013) examinent le CO sans appliquer de fonction concentration-risque mais en reprenant des résultats d'impact préexistants. Ces quatre publications n'apparaissent pas dans le tableau ci-dessous.

Effet ou évènement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Admissions à l'hôpital pour cause cardio-vasculaire (dysrythmie)	Burnett <i>et al.</i> (1999)	Logue <i>et al.</i> (2012)	$\beta = 0,058$ (0,012 ; 0,102)	OUI	NON	NON	NON	1	NON	Fonction dérivée pour une exposition journalière
Admissions à l'hôpital pour cause cardio-vasculaire (insuffisance cardiaque)	Burnett <i>et al.</i> (1999)	Logue <i>et al.</i> (2012)	$\beta = 0,034$ (0,002 ; 0,066)	OUI	NON	NON	NON	1	NON	
Admissions à l'hôpital pour cause respiratoire (asthme)	Burnett <i>et al.</i> (1999)	Logue <i>et al.</i> (2012)	$\beta = 0,025$ (0,000 ; 0,057)	OUI	NON	NON	NON	1	NON	
Admissions à l'hôpital pour cause respiratoire (maladie pulmonaire)	Burnett <i>et al.</i> (1999)	Logue <i>et al.</i> (2012)	$\beta = 0,025$ (0,000 ; 0,057)	OUI	NON	NON	NON	1	NON	

Effet ou évènement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Maladies cardiovasculaires , morbidité ou mortalité, adultes	Chen <i>et al.</i> (2022)	(Liu <i>et al.</i> 2023a; Yang <i>et al.</i> 2024)	RR = 1,024 (1,011 ; 1,038) pour 1 mg.m ⁻³	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 6 études)	OUI	3	NON	
Maladie de Parkinson , morbidité ou mortalité, adultes	Chen <i>et al.</i> (2022)	(Liu <i>et al.</i> 2023a; Yang <i>et al.</i> 2024)	RR = 1,574 (1,069 ; 2,317) pour 1 mg.m ⁻³	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 4 études)	OUI	3	NON	

Naphtalène

Cancérogène	OEHHA	Chan <i>et al.</i> (2016)	VTR sans seuil = 3,40.10 ⁻⁵ (µg.m ⁻³) ⁻¹	OUI	OUI	NON	NON	2	NON	Basée sur des données animales
Cancérogène et non cancérogène	Huijbregts <i>et al.</i> (2005)	(De Jonge <i>et al.</i> 2023; Logue <i>et al.</i> 2012; Zaatari <i>et al.</i> 2014)	Facteur de caractérisation = 1,10.10 ⁻² DALY /kg <i>intake</i> pour les effets cancérogènes et 6,10.10 ⁻² DALY /kg <i>intake</i> pour les effets non cancérogènes	NON					NON	

Particules fines (PM_{2,5})

L'ensemble des fonctions concentration-risque recensées dans la littérature et exploitées pour l'estimation des impacts sanitaires des PM_{2,5} de l'air intérieur sont issues d'études épidémiologiques examinant l'air extérieur.

Effet ou événement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Admissions à l'hôpital pour causes cardiovasculaires	OMS Europe (2013b)	Jose <i>et al.</i> (2021)	RR = 1,0091 (1,0017 ; 1,0166) pour 10 µg.m ⁻³	OUI	OUI	OUI (méta-analyse, 5 études)	OUI	4	NON	Valeur dérivée pour une exposition journalière (court terme), hors périmètre.
	Chen <i>et al.</i> (2010)	Bai <i>et al.</i> (2020)	β = 0,00038 (± 0,00020) pour 1 µg.m ⁻³	OUI	NON	?	?	1	NON	Référence rédigée en chinois
Admissions à l'hôpital pour causes respiratoires	OMS Europe (2013b)	Jose <i>et al.</i> (2021)	RR = 1,019 (0,9982 ; 1,0402) pour 10 µg.m ⁻³	OUI	OUI	OUI (méta-analyse, 3 études)	OUI	4	NON	Valeurs dérivées pour une exposition journalière (court terme), hors périmètre.
	Wang <i>et al.</i> (2008)	Bai <i>et al.</i> (2020)	β = 0,00063 (± 0,00001) pour 1 µg.m ⁻³	OUI	NON	NON	NON	1	NON	

Effet ou événement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Asthme , incidence, enfants	Khreis <i>et al.</i> (2017)	Medina <i>et al.</i> (2025a)	RR = 1,34 (1,10 ; 1,63) pour 10 µg.m ⁻³	OUI	OUI	OUI (méta-analyse, 10 études)	OUI	4	OUI	Facteurs d'ajustement retrouvés dans plus de 6 des 10 études : sexe, âge, ethnicité, antécédents parentaux (atopie, asthme, allergies), tabagisme maternel pendant la grossesse, tabagisme passif à la maison, niveau d'étude des parents, statut socioéconomique, allaitement et humidité ou moisissures à la maison. Forastiere <i>et al.</i> (projet EMAPEC) ont évalué la qualité de 7 méta-analyses avec l'outil AMSTAR. Seules 2 méta-analyses répondaient à l'ensemble des critères clés ou critiques et à la plupart des critères non critiques. Celle de Khreis <i>et al.</i> a été retenue car examinant l'exposition postnatale.
	Gehring <i>et al.</i> (2010)	Milner <i>et al.</i> (2015)	RR = 1,28 pour 3,2 µg.m ⁻³	OUI	NON	NON	OUI	2	NON	Fonction avec un niveau d'intérêt plus élevé identifiée (Khreis <i>et al.</i> 2017)
Asthme , morbidité, enfants	Simons <i>et al.</i> (2011)	Simons <i>et al.</i> (2011)	RR = 1,44 (incrément non rapporté)	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 2 études)	OUI	3	NON	Fonction avec un niveau d'intérêt plus élevé identifiée (Khreis <i>et al.</i> 2017)
	OMS 2003 à 2008 (sans précision)	MacDonald Gibson et Farah (2012)	Non rapportée	NON					NON	

Effet ou événement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
AVC , incidence, adultes	Yuan <i>et al.</i> (2019) (révisée par le projet EMAPEC)	Medina <i>et al.</i> (2025a)	RR = 1,16 (1,12 ; 1,20) pour 10 µg.m ⁻³	OUI	OUI	OUI (méta-analyse, 10 études)	OUI	4	OUI	Forastiere <i>et al.</i> (projet EMAPEC) ont évalué la qualité de 6 méta-analyses avec l'outil AMSTAR. Seules 2 méta-analyses répondaient à l'ensemble des critères clés ou critiques et à la plupart des critères non critiques. Celle de Yuan <i>et al.</i> (2019) a été retenue car incluant plus d'études. Les variables d'ajustement varient selon les études. Uniquement des études de cohortes dans la méta-analyse.
AVC , morbidité ou mortalité, adultes	GBD 2014, 2017 & 2019, basé sur fonction intégrée de Burnett <i>et al.</i> (2014)	(Chen <i>et al.</i> 2018a; Hill <i>et al.</i> 2017; Ji <i>et al.</i> 2019; Liu <i>et al.</i> 2023a; Wang <i>et al.</i> 2022; Yang <i>et al.</i> 2024; Zhang <i>et al.</i> 2023)	Les risques dépendent des niveaux de PM _{2,5}	OUI	OUI	OUI (intégration de 16 études)	OUI	4	NON	A niveau d'intérêt équivalent, la fonction de Yuan <i>et al.</i> (2019) a été privilégiée car examinant l'incidence uniquement
	Burnett <i>et al.</i> (2018)	Xu <i>et al.</i> (2024)	Non rapportée	NON				0	NON	
AVC , mortalité, adultes	Yin <i>et al.</i> (2017)	Xiang <i>et al.</i> (2021)	Non rapportée	NON				0	NON	
	Chen <i>et al.</i> (2017)	Xiang <i>et al.</i> (2021)	Non rapportée	NON				0	NON	
AVC non fatal, morbidité, adultes	Brook <i>et al.</i> (2010) repris ensuite par US EPA	(Belias et Licina 2024; Chan <i>et al.</i> 2016; Fazli <i>et al.</i> 2021; Logue <i>et al.</i> 2012)	β = 0,025 (0,002 ; 0,048) pour 1 µg.m ⁻³	OUI	NON	NON	NON	1	NON	
	Pope <i>et al.</i> (2004)	Zaatari <i>et al.</i> (2014)	Non rapportée	NON				0	NON	

Effet ou évènement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
BPCO , incidence, adultes	Park <i>et al.</i> (2021)	Medina <i>et al.</i> (2025a)	RR = 1,18 (1,13 ; 1,23) pour 10 µg.m ⁻³	OUI	OUI	OUI (méta-analyse, 5 études)	OUI	4	OUI	Forastiere <i>et al.</i> (projet EMAPEC) n'a identifié que cette méta-analyse examinant l'incidence de BPCO en lien avec les PM _{2,5} . Elle répondait à l'ensemble des critères clés ou critiques de l'outil AMSTAR et à la plupart des critères non critiques. Les variables d'ajustement varient selon les études (tabagisme considéré dans 3 des 5 études). Uniquement des études de cohortes.
BPCO , morbidité et mortalité, adultes	GBD 2019 basé sur fonction intégrée de Burnett <i>et al.</i> (2014)	(Hill <i>et al.</i> 2017; Liu <i>et al.</i> 2023a; Wang <i>et al.</i> 2022; Yang <i>et al.</i> 2024; Zhang <i>et al.</i> 2023)	Les risques dépendent des niveaux de PM _{2,5}	OUI	OUI	OUI (intégration de 5 études)	OUI	4	NON	A niveau d'intérêt équivalent, la fonction de Park <i>et al.</i> (2021) a été privilégiée car examinant l'incidence uniquement
	Smith <i>et al.</i> (2014)	Chen <i>et al.</i> (2018a)	RR = 2,00 pour les hommes et 2,07 pour les femmes (incrément non rapporté)	OUI	OUI	?	?	2	NON	Les valeurs rapportées par les auteurs ne sont pas retrouvées dans la référence source

Effet ou événement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
BPCO, mortalité, adultes	Burnett <i>et al.</i> (2018)	Xu <i>et al.</i> (2024)	Les risques dépendent des niveaux de PM _{2,5}	OUI	NON	OUI (intégration de 43 études)	OUI	3	NON	Mortalité, hors périmètre
	Yin <i>et al.</i> (2017)	Xiang <i>et al.</i> (2021)	Non rapportée	NON					NON	
	Chen <i>et al.</i> (2017)	Xiang <i>et al.</i> (2021)	Non rapportée	NON					NON	
Bronchite chronique, morbidité ou mortalité	Abbey <i>et al.</i> (1995) repris plus tard par l'US EPA	(Belias et Licina 2024; Chan <i>et al.</i> 2016; Fazli <i>et al.</i> 2021; Logue <i>et al.</i> 2012)	$\beta = 0,091$ (0,078 ; 0,105) pour 1 $\mu\text{g.m}^{-3}$	OUI	NON	NON	NON	1	NON	
	Ma et Hong (1992)	Bai <i>et al.</i> (2020)	$\beta = 0,00692$ ($\pm 0,00254$) pour 1 $\mu\text{g.m}^{-3}$	OUI	NON	?	?	1	NON	Source introuvable
	Pope <i>et al.</i> (2004)	Zaatari <i>et al.</i> (2014)	Non rapportée	NON					NON	
Cancer du poumon, incidence et mortalité, adultes	Yu <i>et al.</i> (2021)	Medina <i>et al.</i> (2025a)	RR = 1,16 (1,10 ; 1,23) pour 10 $\mu\text{g.m}^{-3}$	OUI	OUI	OUI (méta-analyse, 14 études)	OUI	4	OUI	
	GBD 2019 basé sur fonction intégrée de Burnett <i>et al.</i>	(Chen <i>et al.</i> 2018a; Hill <i>et al.</i> 2017; Ji <i>et al.</i> 2019; Liu <i>et al.</i> 2023a; Wang <i>et al.</i> 2022; Yang <i>et al.</i> 2024; Zhang <i>et al.</i> 2023)	Les risques dépendent des niveaux de PM _{2,5}	OUI	OUI	OUI (intégration de 49 études)	OUI	4	NON	A score équivalent, la fonction linéaire de Yu <i>et al.</i> (2021) a été privilégiée

Effet ou événement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
	Pope <i>et al.</i> (2002)	(Asikainen <i>et al.</i> 2016; Boulanger <i>et al.</i> 2017; Mestl et Edwards 2011; Milner <i>et al.</i> 2015)	RR = 1,14 (1,04 ; 1,023) pour 10 µg.m ⁻³	OUI	OUI	NON	NON	2	NON	Fonction avec un niveau d'intérêt plus élevé identifiée (Yu <i>et al.</i> 2021)
Cancer du poumon, mortalité, adultes	Burnett <i>et al.</i> (2018)	Xu <i>et al.</i> (2024)	Les risques dépendent des niveaux de PM _{2,5}	OUI	NON	OUI (intégration de 43 études)	OUI	2	NON	
	Yin <i>et al.</i> (2017)	Xiang <i>et al.</i> (2021)	Non rapportée	NON					NON	

Effet ou événement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Cardiopathie ischémique, mortalité, adultes	GBD 2014, 2017, 2019 basé sur fonction intégrée de Burnett <i>et al.</i> (2014)	(Chen <i>et al.</i> 2018a; Hill <i>et al.</i> 2017; Ji <i>et al.</i> 2019; Liu <i>et al.</i> 2023a; Wang <i>et al.</i> 2022; Yang <i>et al.</i> 2024; Zhang <i>et al.</i> 2023)	Les risques dépendent des niveaux de PM _{2,5}	OUI	OUI	OUI (intégration de 25 études)	OUI	4	NON	Mortalité, hors périmètre. L'infarctus du myocarde fait partie des manifestations fréquentes des maladies ischémiques et dispose d'une fonction concentration-risque sur l'incidence
	Burnett <i>et al.</i> (2018)	Xu <i>et al.</i> (2024)	Les risques dépendent des niveaux de PM _{2,5}	OUI	NON	OUI (intégration de 44 études)	OUI	2	NON	
	Yin <i>et al.</i> (2017)	Xiang <i>et al.</i> (2021)	Non rapportée	NON					NON	
	Chen <i>et al.</i> (2017)	Xiang <i>et al.</i> (2021)	Non rapportée	NON					NON	
Cataracte, morbidité, femmes adultes	Smith <i>et al.</i> (2014)	Chen <i>et al.</i> (2018a)	RR = 2,56 (intervalle de confiance non rapporté)	NON					NON	La valeur rapportée par les auteurs n'est retrouvée dans la référence source
Consultations	Zhao (2007)	Bai <i>et al.</i> (2020)	$\beta = 0,00138 (\pm 0,00062)$ pour 1 $\mu\text{g.m}^{-3}$	OUI	NON	?	?	1	NON	Source introuvable
Décès prématurés	US EPA (2011) et Chen et Zhao (2011)	Zhao <i>et al.</i> (2015)	% d'augmentation = 1,06 (0,58 ; 1,50) pour 1 $\mu\text{g.m}^{-3}$	OUI	OUI	NON	NON	2	NON	
	Pope et Dockery (2006)	Bai <i>et al.</i> (2020)	$\beta = 0,00660 (\pm 0,00163)$ pour 1 $\mu\text{g.m}^{-3}$	OUI	NON	NON	NON	1	NON	

Effet ou évènement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Démence , incidence, adultes	Cheng <i>et al.</i> (2022) (révisée par le projet EMAPEC)	Medina <i>et al.</i> (2025a)	RR = 1,46 (1,20 ; 1,78) pour 10 µg.m ⁻³	OUI	OUI	OUI (méta-analyse, 15 études)	OUI	4	OUI	Forastiere <i>et al.</i> (projet EMAPEC) ont évalué la qualité de 3 méta-analyses avec l'outil AMSTAR. Seules 2 méta-analyses répondaient à l'ensemble des critères critiques et à la plupart des critères non critiques. La méta-analyse de Cheng <i>et al.</i> a été retenue car incluant plus d'études.
Diabète de type 2, incidence, adultes	Yang <i>et al.</i> (2020) (révisée par le projet EMAPEC)	Medina <i>et al.</i> (2025a)	RR = 1,10 (1,03 ; 1,18) pour 10 µg.m ⁻³	OUI	OUI	OUI (méta-analyse, 10 études)	OUI	4	OUI	Forastiere <i>et al.</i> (projet EMAPEC) ont évalué la qualité de 3 méta-analyses avec l'outil AMSTAR. Elles répondaient toutes à l'ensemble des critères critiques et à la plupart des critères non critiques. La méta-analyse de Yang <i>et al.</i> a été retenue car présentant le moins de critères non remplis. Les autres méta-analyses rapportaient des valeurs de risque très similaires.
Diabète , morbidité et mortalité, tous âges	GBD 2019 basé sur fonction intégrée de Burnett <i>et al.</i> (2014)	(Liu <i>et al.</i> 2023a; Yang <i>et al.</i> 2024; Zhang <i>et al.</i> 2023)	Les risques dépendent des niveaux de PM _{2,5}	OUI	OUI	OUI (intégration de 24 études)	OUI	4	NON	A score équivalent, la fonction linéaire de Yang <i>et al.</i> (2020) a été privilégiée car elle examine l'incidence.

Effet ou événement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Espérance de vie	Pope <i>et al.</i> (2009) & Correia <i>et al.</i> (2013)	Zhao <i>et al.</i> (2015)	$\beta = 0,61 (\pm 0,20)$ années pour 10 $\mu\text{g.m}^{-3}$	OUI	NON	NON	NON	1	NON	
Hypertension artérielle, incidence, adultes	Qin <i>et al.</i> (2021) (révisée par le projet EMAPEC)	Medina <i>et al.</i> (2025a)	RR = 1,17 (1,05 ; 1,30) pour 10 $\mu\text{g.m}^{-3}$	OUI	OUI	OUI (méta-analyse, 10 études)	OUI	4	OUI	Forastiere <i>et al.</i> (projet EMAPEC) ont évalué la qualité de 3 méta-analyses avec l'outil AMSTAR. Seules 2 méta-analyses répondaient à l'ensemble des critères critiques et à la plupart des critères non critiques. La méta-analyse de Qin <i>et al.</i> a été retenue car rapportant un intervalle de confiance légèrement plus précis. Les variables d'ajustement varient selon les études.
Infarctus aigu du myocarde, incidence, adultes	Zhu <i>et al.</i> (2021) (révisée par le projet EMAPEC)	Medina <i>et al.</i> (2025a)	RR = 1,13 (1,05 ; 1,22) pour 10 $\mu\text{g.m}^{-3}$	OUI	OUI	OUI (méta-analyse, 7 études)	OUI	4	OUI	Forastiere <i>et al.</i> (projet EMAPEC) ont évalué la qualité de 5 méta-analyses examinant différentes manifestations de cardiopathies ischémiques avec l'outil AMSTAR. Seule la méta-analyse de Zhu <i>et al.</i> répondait à l'ensemble des critères critiques et à la plupart des critères non critiques. Les variables d'ajustement varient selon les études.

Effet ou évènement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Infections aiguës des voies respiratoires inférieures , morbidité et mortalité, tous âges	GBD 2014, 2017 et 2019 basé sur fonction intégrée de Burnett <i>et al.</i> (2014)	(Chen <i>et al.</i> 2018a; Hill <i>et al.</i> 2017; Ji <i>et al.</i> 2019; Liu <i>et al.</i> 2023a; Mainka et Fantke 2022; Wang <i>et al.</i> 2022; Yang <i>et al.</i> 2024; Zhang <i>et al.</i> 2023)	Les risques dépendent des niveaux de PM _{2,5}	OUI	OUI	OUI (intégration de 28 études)	OUI	4	NON	Inclusion de la mortalité, hors périmètre
Infections aiguës des voies respiratoires inférieures , mortalité, adultes	Burnett <i>et al.</i> (2018)	Xu <i>et al.</i> (2024)	Les risques dépendent des niveaux de PM _{2,5}	OUI	NON	OUI (intégration de 45 études)	OUI	2	NON	Mortalité, hors périmètre
Maladies coronariennes , incidence, adultes	Miller <i>et al.</i> (2007)	Milner <i>et al.</i> (2015)	RR = 1,21 pour 10 µg.m ⁻³	OUI	NON	NON	NON	1	NON	
Mortalité cardiopulmonaire , adultes	Pope <i>et al.</i> (2002) adapté par Declercq <i>et al.</i> (2012)	Boulanger <i>et al.</i> (2017)	RR = 1,12 (1,08 ; 1,12) pour 10 µg.m ⁻³	OUI	OUI	NON	NON	2	NON	Mortalité, hors périmètre.
	Pope <i>et al.</i> (2002)	Asikainen <i>et al.</i> (2016)	RR = 1,09 pour 10 µg.m ⁻³	OUI	OUI	NON	NON	2	NON	Mortalité, hors périmètre.
	Pope <i>et al.</i> (2002) adapté par Mestl et Edwards (2011)	Mestl et Edwards (2011)	Non rapporté (dépend du sexe et du type de combustible)	NON					NON	

Effet ou évènement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Mortalité cardiovasculaire, adultes	Pope <i>et al.</i> (2002) adapté par Mestl et Edwards (2011)	Mestl et Edwards (2011)	Non rapporté (dépend du sexe et du type de combustible)	NON					NON	
Mortalité prématurée de cause cardiovasculaire, adultes	Burnett <i>et al.</i> (2014)	Zhao <i>et al.</i> (2018)	Non rapportée	NON					NON	
Mortalité cardiopulmonaire et mortalité par cancer du poumon, adultes	Hamilton <i>et al.</i> (2015) basé sur Pope <i>et al.</i> (2002, 2004)	Symonds <i>et al.</i> (2020)	Non rapportée	NON					NON	
Mortalité de cause cardiopathie ischémique	Pope <i>et al.</i> (2004)	Milner <i>et al.</i> (2015)	RR = 1,18 pour 10 $\mu\text{g.m}^{-3}$	OUI	NON	NON	NON	1	NON	
Mortalité de causes cardiopulmonaires et mortalité toutes causes	Gronlund <i>et al.</i> (2015)	Vijay et Wang (2022)	Facteur d'effet entre 78 et 110 DALY /kg intake	NON					NON	
Mortalité prématurée de cause respiratoire, adultes	Burnett <i>et al.</i> (2014)	Zhao <i>et al.</i> (2018)	Non rapportée	NON					NON	

Effet ou évènement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Mortalité toutes causes	OMS Europe (2013b)	Jose <i>et al.</i> (2021)	RR = 1,0123 (1,0045 ; 1,0201) pour 10 µg.m ⁻³	OUI	OUI	OUI (méta-analyse, 10 études)	OUI	4	NON	Mortalité, hors périmètre.
	Pope <i>et al.</i> (2002)	(Belias et Licina 2024; Boulanger <i>et al.</i> 2017; Chan <i>et al.</i> 2016; Logue <i>et al.</i> 2012; Milner <i>et al.</i> 2015; Zaatari <i>et al.</i> 2014)	β = 0,058 (0,002 ; 0,010) soit RR = 1,06 (1,02 ; 1,10) pour 10 µg.m ⁻³	OUI	OUI	NON	NON	2	NON	Mortalité, hors périmètre.
	GBD 2019 basé sur fonction intégrée de Burnett <i>et al.</i> (2014)	(Wang <i>et al.</i> 2022; Zhao <i>et al.</i> 2021)	Non rapportée	NON					NON	
Mortalité, sans précision	Roman <i>et al.</i> (2008) & MacIntosh <i>et al.</i> (2010)	Underhill <i>et al.</i> (2020)	Non rapportée	NON					NON	

Effet ou évènement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Troubles du spectre autistique, incidence, enfants	Lin <i>et al.</i> (2022) (révisée par le projet EMAPEC)	Medina <i>et al.</i> (2025a)	RR = 1,66 (1,23 ; 2,25) pour 10 µg.m ⁻³	OUI	OUI	OUI (méta-analyse, 8 études)	OUI	4	OUI	Forastiere <i>et al.</i> (projet EMAPEC) ont évalué la qualité de 4 méta-analyses avec l'outil AMSTAR et toutes répondaient à l'ensemble des critères critiques et à la plupart des critères non critiques. La méta-analyse de Lin <i>et al.</i> a été retenue car examinant l'exposition postnatale. Les variables d'ajustement varient selon les études.
Non cancérigène	Non rapportée	Bhoonah <i>et al.</i> (2023)	Facteur d'effet	NON					NON	
Non cancérigène	Huijbregts <i>et al.</i> (2005)	Sleiman <i>et al.</i> (2014)	Non rapportée	NON					NON	
Non rapporté	Fantke <i>et al.</i> (2021) pour Usetox	Hahn Menacho <i>et al.</i> (2023)	Facteur de caractérisation, non rapporté	NON					NON	
Non rapporté	Forastiere <i>et al.</i> (2024) et Kelly <i>et al.</i> (2014)	Beevers <i>et al.</i> (2025)	Non rapportée	NON					NON	

Radon

Deux publications examinent le radon sans appliquer de fonction concentration-risque mais en reprenant des résultats d'impacts ou de fardeaux sanitaires préexistants (Boulanger *et al.* 2017; Logue *et al.* 2012). Elles n'apparaissent donc pas dans le tableau ci-dessous.

Effet ou événement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Cancer du poumon, incidence et mortalité	Darby <i>et al.</i> (2005)	(Ajrouche <i>et al.</i> 2018; Asikainen <i>et al.</i> 2016; Bochicchio <i>et al.</i> 2013; Catelinois <i>et al.</i> 2006; Cori <i>et al.</i> 2022; Gray <i>et al.</i> 2009; Gredner <i>et al.</i> 2018; Hänninen <i>et al.</i> 2014; Heinzl <i>et al.</i> 2024; Kim <i>et al.</i> 2018a; Lee <i>et al.</i> 2015; OMS Europe 2011a; Symonds <i>et al.</i> 2020)	RR = 1,16 (1,05 ; 1,31) pour 100 Bq.m ⁻³ après correction des incertitudes liées à la mesure	OUI	OUI	OUI (méta-analyse, 13 études)	OUI	4	OUI	Etudes européennes uniquement, sur radon résidentiel, avec correction des incertitudes de mesure. Il s'agit de la fonction concentration-risque la plus fréquemment exploitée dans la littérature.
	Darby <i>et al.</i> (2006)	(Heinzl <i>et al.</i> 2024; MacDonald Gibson <i>et al.</i> 2013)	β pour 100 Bq.m ⁻³ = 0,08 (0,03 ; 0,16) dans la population totale ; 0,10 (-0,03 ; 0,38) chez les fumeurs ; 0,22 (0,02 ; 0,57) chez les ex-fumeurs ; 0,20 (0,02 ; 0,52) chez les non-fumeurs	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 13 études)	OUI	3	OUI	Conservé pour analyse stratifiée par statut tabagique.
	Lorenzo-Gonzalez <i>et al.</i> (2020)	Ruano-Ravina <i>et al.</i> (2021)	RR = 1,33 (1,13 ; 1,57) pour 100-300 Bq.m ⁻³ et 1,34 (1,07 ; 1,65) pour 300>Bq.m ⁻³ en comparaison de <100 Bq.m ⁻³	OUI	NON	NON	OUI	2	NON	Fonction avec un niveau d'intérêt plus élevé identifiée (Darby <i>et al.</i>)

Effet ou événement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Cancer du poumon, morbidité et mortalité	GBD 2010, 2015 et 2017, basés sur Darby <i>et al.</i> (2005)	(GBD Respiratory Tract Cancers Collaborators 2021; GBD Risk Factor Collaborators 2018; GBD Risk Factors Collaborators 2016, 2020; Shan <i>et al.</i> 2022; US Burden of Disease Collaborators 2013)	RR = 1,002 (1,000 ; 1,003) pour 1 Bq.m ⁻³	OUI	OUI	OUI (méta-analyse, 13 études)	OUI	4	NON	Cette fonction est équivalente à celle de Darby <i>et al.</i> , retenue pour les présents travaux
	GBD 2019, basé sur plusieurs études (Darby <i>et al.</i> 2005; Dobrzynski <i>et al.</i> 2018; Krewski <i>et al.</i> 2005; Lubin 2003; Torres-Durán <i>et al.</i> 2014; Zhang <i>et al.</i> 2012)	(GBD Respiratory Tract Cancers Collaborators 2021; GBD Risk Factor Collaborators 2018; GBD Risk Factors Collaborators 2016, 2020; Shan <i>et al.</i> 2022; US Burden of Disease Collaborators 2013)	RR = 1,097 (1,019 ; 1,174) pour 100 Bq.m ⁻³	OUI	OUI	OUI (méta-analyse, < 49 études)	OUI	4	NON	A niveau d'intérêt équivalent, la fonction de Darby <i>et al.</i> a été privilégiée car basée sur des expositions résidentielles en Europe.
Cancer du poumon, incidence	Birk <i>et al.</i> (2024)	Birk <i>et al.</i> (2024)	Ratio d'incidence standardisé = 0,99 (0,97 ; 1,01) dans les zones peu exposées et 1,05 (1,00 ; 1,09) dans les zones modérément ou fortement exposées	NON					NON	

Effet ou événement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Cancer du poumon, incidence	Ha <i>et al.</i> (2017)	Kim et Mina (2018b)	RR=1,072 (0,914 ; 1,268) chez les femmes et 1,105 (0,97 ; 1,268) chez les hommes, pour un incrément de 100 Bq.m ⁻³	OUI	NON	NON	NON	1	NON	
Cancer du poumon, mortalité	Cao <i>et al.</i> (2017) (actualisation des résultats BEIR-VI et US EPA)	Cao <i>et al.</i> (2017)	Les risques dépendent du type de synergie choisie entre radon et tabac (additive ou multiplicative)	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 11 études)	OUI	3	NON	Mortalité, hors périmètre
	US EPA (2003) (réanalyse du BEIR-VI)	(Ángeles et Espinosa 2015; Chen <i>et al.</i> 2012; Pawel et Puskin 2004)	Les risques dépendent de l'âge et de la durée et du niveau d'exposition	OUI	OUI	OUI (méta-analyse, 11 études)	OUI	4	NON	Mortalité, hors périmètre
Cancer du poumon	National Research Council (1999) (BEIR-VI)	(Brand <i>et al.</i> 2005; Catelinois <i>et al.</i> 2006; Darby <i>et al.</i> 2001; Gaskin <i>et al.</i> 2018; Greco <i>et al.</i> 2020; Kim <i>et al.</i> 2018a; Lee <i>et al.</i> 2015; Peterson <i>et al.</i> 2013; Schram-Bijkerk <i>et al.</i> 2013; Veloso <i>et al.</i> 2012)	Les risques dépendent de l'âge et de la durée et du niveau d'exposition ; définition d'un facteur modificateur de 1,92 pour les jamais fumeurs et 0,91 pour les fumeurs	OUI	OUI	OUI (méta-analyse, 11 études)	OUI	4	NON	La fonction de Darby <i>et al.</i> a été privilégiée car basée sur des expositions résidentielles en Europe (vs. expositions professionnelles sur plusieurs continents)

Effet ou événement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Cancer du poumon	Lubin (1994)	Steindorf <i>et al.</i> (1995)	Les risques dépendent de l'âge et de la durée d'exposition	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 11 études)	OUI	3	NON	Fonction avec un niveau d'intérêt plus élevé identifiée (Darby <i>et al.</i>)
	Su <i>et al.</i> (2022)	Liu <i>et al.</i> (2023a)	RR = 1,011 (1,009 ; 1,014) pour 10 Bq.m ⁻³	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 8 études)	OUI	3	NON	
	Barros-Dios <i>et al.</i> (2002)	Pérez-Ríos <i>et al.</i> (2010)	Les risques dépendent du statut tabagique et des niveaux de radon	OUI	NON	NON	OUI	2	NON	
	Lubin (2003)	(Catelinois <i>et al.</i> 2006; Li <i>et al.</i> 2012; Wang <i>et al.</i> 2011)	RR = 1,14 (1,01 ; 1,37) population chinoise et 1,11 (1,00 ; 1,28) population nord-américaine (pour 100 Bq.m ⁻³)	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 2 études)	NON	2	NON	
	Al-Arydah (2018)	Al-Arydah (2018)	Les risques dépendent des niveaux d'exposition, de <18 à ≥600 Bq.m ⁻³	OUI	NON	NON	NON	1	NON	
	OMS 2003 à 2008 (sans précision)	MacDonald Gibson et Farah (2012)	Non rapportée	NON					NON	
	Tirmarche <i>et al.</i> (2003)	Catelinois <i>et al.</i> (2006)	Non rapportée	NON					NON	
	National Research Council (1988) (BEIR-IV)	Steindorf <i>et al.</i> (1995)	Non rapportée	NON					NON	

Effet ou événement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Cancérogène	Hofstetter (1998)	Meijer (2007)	Facteur de dommages, non rapporté	NON					NON	
	Frischknecht <i>et al.</i> (2000) & Joyce <i>et al.</i> (2017)	(Hahn Menacho <i>et al.</i> 2023; Meijer 2007)	Facteur de caractérisation, non rapporté	NON					NON	
	Meijer (2007)	Meijer (2007)	Facteur de caractérisation en DALY par Bq émis	NON					NON	

Styrène

Cancérogène et non cancérogène	Huijbregts <i>et al.</i> (2005), exploité par Usetox	(Bhoonah <i>et al.</i> 2024; Logue <i>et al.</i> 2012; Sleiman <i>et al.</i> 2014; Zaatari <i>et al.</i> 2014)	Facteur d'effet ou facteur de caractérisation	NON					NON	
	Meijer <i>et al.</i> (2005)	Meijer <i>et al.</i> (2005)	Facteur de caractérisation en DALY /kg émis	NON					NON	

Toluène

Effet ou évènement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?	Commentaire
Asthme vie, prévalence, enfants et adultes	Liu <i>et al.</i> (2022a)	Liu <i>et al.</i> (2023a)	RR = 1,02 (1,00 ; 1,04) pour 1 $\mu\text{g.m}^{-3}$	OUI	NON	OUI (méta-analyse, 7 études)	OUI	3	OUI	Six études transversales, une étude cas-témoins et une étude de cohorte. Deux études examinent des populations adultes.
Cancérogène et non cancérogène	Huijbregts <i>et al.</i> (2005), exploité par Usetox	(Bhoonah <i>et al.</i> 2024; De Jonge <i>et al.</i> 2023; Logue <i>et al.</i> 2012; Sleiman <i>et al.</i> 2014; Zaatari <i>et al.</i> 2014)	Facteur de caractérisation = $2,20.10^{-4}$ DALY /kg <i>intake</i> pour les effets cancérogènes et $4,70.10^{-3}$ DALY /kg <i>intake</i> pour les effets non cancérogènes	NON					NON	
Non cancérogène	OEHHA	Chan <i>et al.</i> (2016)	VTR à seuil = 300 $\mu\text{g.m}^{-3}$	NON					NON	
	US EPA	(Chan <i>et al.</i> 2016; Jiang <i>et al.</i> 2022)	VTR à seuil = 5 000 $\mu\text{g.m}^{-3}$	NON					NON	
Cancérogène	Geelen <i>et al.</i> (2009) (basé sur CPDB ³⁸)	Ragas <i>et al.</i> (2011)	VTR sans seuil = $1,83.10^{-7}$ ($\mu\text{g.m}^{-3}$) ⁻¹	OUI	NON	NON	NON	1	NON	Basée sur données animales
Non rapporté	Meijer <i>et al.</i> (2005)	Meijer <i>et al.</i> (2005)	Facteur de caractérisation en DALY /kg émis	NON					NON	

³⁸ Carcinogenic Potency Database (<https://files.toxplanet.com/cpdb/CRCbook.html>)

Xylènes (m-, p-, o-)

Effet ou évènement de santé	Source de la fonction concentration-risque	Références exploitant cette fonction	Format et valeur de la fonction	1/ Format exploitable ?	2/ organisme de référence ?	3/ méta-analyse ou poolée ?	4/ localisations française ou européenne ?	Niveau d'intérêt de la fonction	Retenue pour les présents travaux ?
Cancérogène et non cancérogène	Huijbregts <i>et al.</i> (2005), exploité par Usetox	(Bhoonah <i>et al.</i> 2024; Huang <i>et al.</i> 2024; Logue <i>et al.</i> 2012; Zaatari <i>et al.</i> 2014)	Facteur d'effet ou facteur de caractérisation	NON					NON
Non cancérogène	OEHHA	Chan <i>et al.</i> (2016)	VTR à seuil = 700 µg.m ⁻³ (valeur valable pour les xylènes mp- et o-)	NON					NON
	US EPA	(Chan <i>et al.</i> 2016; Jiang <i>et al.</i> 2022)	VTR à seuil = 100 µg.m ⁻³ (valeur valable pour les xylènes mp-, o-, m- et p-)	NON					NON
Non rapporté	Meijer <i>et al.</i> (2005)	Meijer <i>et al.</i> (2005)	Facteur de caractérisation traduisant des DALY par kq émis	NON					NON

10.5. Limites rencontrées dans la collecte des données de l'état de santé de la population

Aucune donnée décrivant l'état de santé de la population n'a été identifiée pour plusieurs effets et événements de santé. Les limites rencontrées pour chacun d'entre eux sont décrites ci-dessous.

<i>Incidence de cardiopathie ischémique chez les adultes jamais fumeurs</i>	En l'absence de données existantes sur l'incidence globale de cardiopathie ischémique, il n'a pas été possible d'estimer le nombre de cas incidents dans la sous population des adultes jamais fumeurs. Dans les présents travaux, cet événement de santé est uniquement utile à l'estimation de l'impact sanitaire de l'exposition au tabagisme passif et cette exposition est associée à plusieurs autres événements de santé pour lesquels des données de l'état de santé en population sont disponibles. Il faut toutefois noter que, en l'absence de données pour l'incidence de cardiopathie ischémique, aucun événement de santé cardiovasculaire n'a été examiné en lien avec l'exposition au tabagisme passif.
<i>Incidence de l'otite chez les enfants</i>	L'otite constitue un événement de santé très fréquent en pédiatrie mais dont l'identification est difficile, même dans les bases de données médico-administratives, en raison du recours fréquent aux soins de premier recours et de l'absence de codage systématique. Dans la fonction concentration-risque identifiée (méta-analyse de Jones <i>et al.</i> (2012)), la majorité des études reposent sur une déclaration des parents, avec une grande hétérogénéité des définitions : infection de l'oreille, otite moyenne aiguë, récidivante ou chronique, avec ou sans épanchement, otite séreuse, ou encore recours à une intervention chirurgicale. Cette diversité rend difficile l'identification de données en population cohérentes et comparables en France pour la réalisation de l'estimation d'impact sanitaire. Dans les présents travaux, l'otite est uniquement liée à l'exposition au tabagisme passif, pour laquelle d'autres événements de santé sont pris en compte. De plus, l'exposition au tabagisme passif agirait plutôt comme un facteur de susceptibilité dans la survenue des otites.
<i>Incidence de l'asthme chez les adultes jamais fumeurs</i>	Les données disponibles dans la littérature présentent une variabilité quant à la proportion de personnes n'ayant jamais fumé parmi les adultes asthmatiques (Baastrup Soendergaard <i>et al.</i> 2024; Çolak <i>et al.</i> 2015; Delmas <i>et al.</i> 2021). Cette hétérogénéité peut éventuellement s'expliquer par un effet différent du tabac selon les phénotypes de l'asthme, l'âge de début de la maladie ou l'évolution de l'asthme au cours de la vie (rémission ou rechute, alternant phases symptomatiques et asymptomatiques) (Miligkos <i>et al.</i> 2025). Il est à noter que plusieurs travaux suggèrent l'absence de rôle du tabagisme actif comme facteur de risque dans la survenue de l'asthme à l'âge adulte (Kamga <i>et al.</i> 2022; Thomson <i>et al.</i> 2022). Si cette hypothèse était retenue, il serait alors possible d'estimer la proportion de jamais fumeurs parmi les cas incidents d'asthme chez l'adulte en appliquant la proportion correspondante observée dans la population générale. Cette approche n'a néanmoins pas été retenue en raison de l'introduction d'incertitude supplémentaire.
<i>Incidence de la rhinite allergique chez les adultes</i>	La rhinite allergique est une maladie multifactorielle aux manifestations cliniques diverses. Les données disponibles dans la littérature concernent essentiellement la prévalence estimée à partir de questionnaires dans des études épidémiologiques, avec des variations importantes selon les définitions retenues et les facteurs déclencheurs considérés (Savouré <i>et al.</i> 2022; Savouré <i>et al.</i> 2023). Cette hétérogénéité, combinée au caractère fréquemment sous-déclaré, sous-traité et sous-diagnostiqué de cette maladie, ne permet pas une estimation fiable de sa prévalence ou de son incidence en population générale. On peut toutefois noter que dans les présents travaux, la rhinite allergique est uniquement liée à l'exposition à l'humidité ou aux moisissures, pour laquelle l'incidence de l'asthme, une comorbidité fréquente de la rhinite allergique, dispose de données de l'état de santé en population.

<i>Incidence de bronchite chez les enfants et les adultes</i>	Comme pour la rhinite allergique, les estimations de prévalence de la bronchite varient fortement selon les définitions retenues et les outils de recueil utilisés. Le recours aux seules données d'hospitalisation ne permet de capturer qu'une fraction des cas, correspondant aux formes les plus sévères, et ne reflète pas la charge de la maladie en population générale. On peut toutefois noter que, dans les présents travaux, la bronchite est uniquement liée à l'exposition à l'humidité ou aux moisissures, pour laquelle d'autres événements de santé respiratoire (incidence de l'asthme et infections des voies respiratoires) disposent de données de l'état de santé en population.
<i>Incidence des troubles du spectre autistique chez l'enfant et incidence de la démence chez l'adulte</i>	Les fonctions concentration–risque associant les troubles du spectre autistique et la démence en lien avec l'exposition aux PM _{2,5} de l'air extérieur ont été identifiées et recommandées par le projet EMAPEC (Forastiere <i>et al.</i> 2024). En raison de l'absence de données en population suffisamment fiables, elles n'ont toutefois pas été exploitées par Santé publique France dans sa dernière évaluation quantitative de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique (Medina <i>et al.</i> 2025a). En effet, bien que des algorithmes d'identification des cas à partir de bases médico-administratives existent, aucun n'a fait l'objet d'une validation complète. Les travaux préliminaires disponibles sur la détection des cas rapportent des performances limitées, avec des sous-estimations fréquentes, tant pour les troubles du spectre autistique que pour la démence (Medina <i>et al.</i> 2025a).

10.6. Processus de définition du périmètre analytique

Le tableau suivant reprend les étapes de définition du périmètre analytique. A partir des couples polluant-effet ou indicateur-effet identifiés dans la revue de la littérature (Chapitre 2), la vérification de la disponibilité des éléments suivants a été vérifiée :

- données permettant *l'estimation des expositions* dans la population française, issues de la Campagne Nationale Logements 2 (CNL2) et complétées par des données de Santé publique France ;
- disponibilité de *fonctions concentration-risque* suffisamment pertinentes et robustes permettant de quantifier le risque d'effet sanitaire associé à une exposition ;
- disponibilité de *données de l'état de santé* de la population française.

Éléments considérés	Résultats	Détails
Recensement des polluants et indicateurs d'exposition dans la littérature (Chapitre 2)	115 polluants et indicateurs	1,1,2,2-Tetrachloroéthane, 1,1,2-Trichloroéthane, 1,2-dichloropropane, 1,2,4-triméthylbenzene, 1,2-Dibromoéthane, 1,2-Dichloroéthane, 1,4-dichloroéthène, 1-Octène, 2-Butoxyéthanol, 2-Ethoxyéthanol, 2-Méthoxyéthanol, 2-Pentanone, Acétaldéhyde, Acétate de benzyle, Acétate de butyle, Acétate d'éthyle, Acétate d'isopropyle, Acétone, Acétonitrile, Acide acétique, Acide acrylique, Acide maléique, Acroléine, Acrylonitrile, Aldéhyde butyrique, Alpha-cyperméthrine, Alpha-pinène, Ammoniac, Animaux (domestiques), Animaux (ruminants), Antimoine, Arsenic, BBzP, Benzaldéhyde, Benzène, Biphényles polychlorés, Bisphénol A, Butadiène, Cadmium, Chloroforme, Chlorométhane, Chlorure de benzyle, Chlorure de vinyle, Chrome, Combustion (solide, biomasse, kérosène...), Condensation, COV, Crotonaldéhyde, Cuisson au gaz, Cuivre, DCOIT, DEHP, DEP, DiBP, Dibutylamine, Dichlorométhane, NO ₂ , Dioxyde de soufre, Disulfure de carbone, DMP, DnBP, DnOP, Ethanol, Ether de méthyl tert-butyl, Ethylbenzène, Ethylène glycol, Fer, Formaldéhyde, Tabagisme passif, Furane, gamma-butyrolactone, Glycidol, Heptanal, Heptane, Hexachlorobutadiène, Hexane, Humidité ou moisissures, Hydrocarbures aromatiques polycycliques, Isobutyraldéhyde, Isoprène, Isopropanol, Limonène, Manganèse, Méthacrylate de méthyle, Méthanol, Méthyléthylcétone, Monoxyde de carbone, Naphtalène, Nickel, Nonane, Ozone, Paradichlorobenzène, p-cymène, Pentane, Phénol, Plomb, PM ₁₀ , PM _{2,5} , Propanal, Propylène, Propylène glycol, Radon, Rayon gamma, Sélénium, Styrène, Terpinolène, Tétrachloroéthylène, Tétrachlorométhane, Toluène, Toluène chloré, Trichloroéthylène, Triéthylamine, Utilisation d'encens, Xylènes, Zinc
Disponibilité de données pour l'estimation des expositions de la population résidant en France continentale	19 polluants et indicateurs	2-Butoxyéthanol, Acétaldéhyde, Benzène, COV, Cuisson au gaz, NO ₂ , Ethylbenzène, Formaldéhyde, Tabagisme passif, Humidité ou moisissures, Hydrocarbures aromatiques polycycliques, Limonène, Monoxyde de carbone, Naphtalène, PM _{2,5} , Radon, Styrène, Toluène, Xylènes

Éléments considérés	Résultats	Détails
Disponibilité de fonctions concentration-risque suffisamment pertinentes et robustes	10 polluants et indicateurs, correspondant à 39 couples exposition-santé	Radon , cancer du poumon, incidence, adultes Tabagisme passif , asthme, incidence, enfants / cancer du poumon, incidence, adultes / cardiopathie ischémique, incidence, adultes / infections aiguës des voies respiratoires inférieures, incidence, enfants / diabète, incidence, adultes / cancer du sein, incidence, adultes / Otite, incidence, enfants / asthme, incidence, adultes Cuisson au gaz , asthme actuel, prévalence, enfants Monoxyde de carbone (CO) , intoxications, enfants & adultes Humidité ou moisissures , asthme, incidence, enfants / asthme, incidence, adultes / asthme vie, prévalence, enfants / bronchite, incidence, enfants & adultes / infections des voies respiratoires inférieures, incidence, enfants & adultes / rhinite allergique, incidence, adultes / sifflements actuels, prévalence, enfants Formaldéhyde , asthme vie, prévalence, enfants / asthme vie, prévalence, adultes Toluène , asthme vie, prévalence, enfants & adultes Benzène , asthme vie, prévalence, enfants & adultes / leucémies, incidence, enfants / leucémie aiguë myéloïde, incidence, enfants & adultes Dioxyde d'azote (NO₂) , asthme, incidence, adultes / asthme, incidence, enfants / infections aiguës des voies respiratoires inférieures, incidence, enfants / BPCO, prévalence, adultes / cancer du poumon, incidence, adultes / diabète, incidence, adultes Particules fines (PM_{2,5}) , asthme, incidence, enfants / troubles du spectre autistique, incidence, enfants / AVC, incidence, adultes / BPCO, incidence, adultes / cancer du poumon, incidence, adultes / démence, incidence, adultes / diabète, incidence, adultes / hypertension artérielle, incidence, adultes / infarctus du myocarde, incidence, adultes
Disponibilité de données sur l'état de santé de la population	10 polluants et indicateurs, correspondant à 29 couples exposition-santé	Radon , cancer du poumon, incidence, adultes Tabagisme passif , asthme, incidence, enfants / cancer du poumon, incidence, adultes / infections aiguës des voies respiratoires inférieures, incidence, enfants / diabète, incidence, adultes / cancer du sein, incidence, adultes / asthme, incidence, adultes Cuisson au gaz , asthme actuel, prévalence, enfants Monoxyde de carbone , intoxications, enfants & adultes Humidité ou moisissures , asthme, incidence, enfants / asthme, incidence, adultes / asthme vie, prévalence, enfants / infections des voies respiratoires inférieures, incidence, enfants & adultes / sifflements actuels, prévalence, enfants Formaldéhyde , asthme vie, prévalence, enfants / asthme vie, prévalence, adultes Toluène , asthme vie, prévalence, enfants & adultes Benzène , asthme vie, prévalence, enfants & adultes / leucémies, incidence, enfants / leucémie aiguë myéloïde, incidence, enfants & adultes Dioxyde d'azote (NO₂) , asthme, incidence, adultes / asthme, incidence, enfants / infections aiguës des voies respiratoires inférieures, incidence, enfants / BPCO, prévalence, adultes / cancer du poumon, incidence, adultes / diabète, incidence, adultes Particules fines (PM_{2,5}) , asthme, incidence, enfants / AVC, incidence, adultes / BPCO, incidence, adultes / cancer du poumon, incidence, adultes / diabète, incidence, adultes / hypertension artérielle, incidence, adultes / infarctus du myocarde, incidence, adultes

AVC : accident vasculaire cérébral ; BBzP : phtalate de benzyle et de n-butyle ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive ; CO : monoxyde de carbone ; COV : composés organiques volatils ; DCOIT : Dichlorooctylisothiazolinone ou 4,5-Dichloro-2-octyl-2h-isothiazol-3-one ; DEHP : phtalate de di-2-éthylhexyle ; DEP : phtalate de diéthyle ; DiBP : phtalate de diisobutyle ; DMP : phtalate de diméthyle ; DnBP : phtalate de dibutyle ; DnOP : phtalate de dioctyle ; NO₂ : dioxyde d'azote ; PM_{2,5} : particules fines.

10.7. Choix des valeurs de référence pour le scénario d'exposition

Les tableaux ci-dessous recensent les valeurs de référence (réglementaires, guides, d'actions ou de gestion) de la qualité de l'air pour le benzène, le formaldéhyde, le dioxyde d'azote, les PM_{2,5}, le radon et le toluène et décrivent la sélection des valeurs pour la définition du scénario d'exposition « respect des valeurs de référence » (paragraphe 4.2.3).

Benzène

Type de valeur, organisme (année)	Valeur et unité	Durée d'application	Retenue pour le scénario ?	Commentaires
Règlementaire (2023) ³⁹	2 µg.m ⁻³	Long terme	OUI	Valeur guide pour l'air intérieur définie dans l'article R221-29 du code de l'environnement révisée par décret n°2022-1689 du 27 décembre 2022. Remplace les valeurs réglementaires antérieures de 5 µg.m ⁻³ (2013) puis 2 µg.m ⁻³ (2016).
VGAI Anses (2024a)	0,6 µg.m ⁻³	Long terme	NON	Valeur d'exposition long terme pour des effets cancérogènes correspondant à un niveau de risque de 10.10 ⁻⁶ . Valeur la plus protectrice parmi celles recensées. L'Anses (2024a) constate que les méthodes de mesure ne permettent pas d'effectuer des mesures de benzène dans l'air intérieur à des fins de comparaison à cette valeur.
VGAI Anses (2024a)	6 µg.m ⁻³	Long terme	NON	Valeur d'exposition long terme pour des effets cancérogènes correspondant à un niveau de risque de 10.10 ⁻⁵ .
VRAI HCSP (2024)	6 µg.m ⁻³	Long terme	NON	Valeur long terme pour des effets cancérogènes correspondante à un niveau de risque de 10.10 ⁻⁵ . Même valeur à choisir pour la réalisation d'investigations complémentaires ou l'information du préfet de département selon l'article R221-30 du code de l'environnement
VGAI Anses (2024a)	10 µg.m ⁻³	Long terme	NON	Valeur long terme pour des effets non cancérogènes
Règlementaire (2023) ⁴⁰	10 µg.m ⁻³	4,5 jours	NON	Valeur au-delà de laquelle des investigations complémentaires sont menées ou l'information du préfet de département est assurée, définie dans l'article R221-30 du code de l'environnement révisée par décret n°2022-1690 du 27 décembre 2022

VGAI : Valeur Guide de qualité d'Air Intérieur ; VRAI : valeur repère pour l'air intérieur ; HCSP : Haut Conseil de la Santé Publique.

³⁹ <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFARTI000024909122>

⁴⁰ <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000046829352>

Dioxyde d'azote (NO₂)

Type de valeur, organisme (année)	Valeur et unité	Durée d'application	Retenue pour le scénario ?	Commentaire
VGAI Anses (2013)	20 µg.m ⁻³	Long terme	OUI	Plus protectrice que la valeur OMS (2010) développée pour l'air intérieur
Valeur guide OMS (2010) pour l'air intérieur	40 µg.m ⁻³	Long terme (annuelle)	NON	Développée pour l'air intérieur, sur une méta-analyse d'études examinant l'air intérieur
Valeur guide OMS (2021) pour l'air extérieur	10 µg.m ⁻³	Long terme (annuelle)	NON	Développée pour l'air extérieur, sur un corpus épidémiologique examinant l'air extérieur

VGAI : Valeur Guide de qualité d'Air Intérieur ; OMS : Organisation Mondiale de la Santé.

Formaldéhyde

Type de valeur, organisme (année)	Valeur et unité	Durée d'application	Retenue pour le scénario ?	Commentaire
Valeur de gestion provisoire du HCSP (2019)	30 µg.m ⁻³	4,5 à 7 jours	OUI	Valeur de gestion définie par le HCSP = valeur réglementaire définie à l'article R221-30 du code de l'environnement en vigueur pour les ERP. Valeur la plus protectrice pour la santé parmi celles recensées.
Règlementaire (2023) ⁴¹	30 µg.m ⁻³	4,5 jours	OUI	Valeur pour laquelle des investigations complémentaires sont menées, définie dans l'article R221-30 du code de l'environnement révisée par décret n°2022-1690 du 27 décembre 2022. Valeur utilisée dans les travaux de Hulin <i>et al.</i> (2024). Valeur la plus protectrice pour la santé parmi celles recensées.
VGAI Anses (2018a)	100 µg.m ⁻³	Court terme	NON	Mise à jour des VGAI de l'Anses en 2018. La valeur est à respecter de manière répétée et continue pour toute la journée. Remplace les valeurs antérieures publiées en 2007 (50 µg.m ⁻³ pour une exposition de 2 heures et 10 µg.m ⁻³ pour une exposition supérieure à 1 an).
VRAI HCSP (2019)	100 µg.m ⁻³	4 heures successives	NON	Valeur repère de qualité d'air intérieur. Remplace des valeurs antérieures publiées en 2008 (valeur cible de 10 µg.m ⁻³ , valeur repère de 30 µg.m ⁻³ , valeur d'information et de recommandation de 50 µg.m ⁻³)
Règlementaire (2023) ⁴¹	100 µg.m ⁻³	4,5 jours	NON	Valeur pour laquelle le préfet de département du lieu d'implantation de l'établissement est informé, définie dans l'article R221-30 du code de l'environnement révisée par décret n°2022-1690 du 27 décembre 2022
Règlementaire (2023) ⁴²	100 µg.m ⁻³	Court terme	NON	Valeur guide pour l'air intérieur définie dans l'article R221-29 du code de l'environnement révisée par décret n°2022-1689 du 27 décembre 2022. Remplace les valeurs réglementaires antérieures de 30 µg.m ⁻³ (2015) puis 10 µg.m ⁻³ (2023) pour une exposition long terme.

ERP : établissement recevant du public ; VGAI : Valeur Guide de qualité d'Air Intérieur ; HCSP : Haut Conseil de la Santé Publique.

⁴¹ <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000046829352>

⁴² <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000046829320>

Particules fines (PM_{2,5})

Type de valeur, organisme (année)	Valeur et unité	Durée d'application	Retenue pour le scénario ?	Commentaire
VGAI Anses (2026)	9 µg.m ⁻³	Long terme	OUI	Valeur établie sur la base d'un corpus épidémiologique spécifique air intérieur. Remplace les recommandations antérieures de l'Anses, publiées en 2010, qui portait sur l'application des valeurs guides de l'OMS pour les particules de l'air extérieur en l'absence de proposition de VGAI pour les particules de l'air intérieur
Cible intermédiaire à la VGAI Anses (2026)	16 µg.m ⁻³	Long terme	OUI (analyse de sensibilité)	Proposition d'une cible intermédiaire à la VGAI, égale à la médiane des concentrations mesurées dans la CNL2. Ce scénario permet d'orienter et d'encourager les efforts de réduction des niveaux de PM _{2,5} dans l'air intérieur des logements.
Valeur guide OMS (2021)	5 µg.m ⁻³	Long terme	NON	Développée pour l'air extérieur, sur un corpus épidémiologique spécifique
Valeur cible HCSP (2013)	10 µg.m ⁻³	Long terme (annuelle)	NON	A échéance en 2025
Valeur d'action rapide HCSP (2013)	50 µg.m ⁻³	Long terme (annuelle)	NON	Déclencher dans les trois mois la mise en œuvre d'actions correctives (identification des sources, abaissement des niveaux de concentration des particules).

VGAI : Valeur Guide de qualité d'Air Intérieur ; OMS : Organisation Mondiale de la Santé ; HCSP : Haut Conseil de la Santé Publique.

Radon

Type de valeur, organisme (année)	Valeur et unité	Durée d'application	Retenue pour le scénario ?	Commentaire
Valeur guide OMS (2010)	100 Bq.m ⁻³	Long terme	OUI	Valeur la plus protectrice pour la santé parmi celles recensées, retenue pour analyse principale. Valeur recommandée pour minimiser les risques pour la santé. Si elle ne peut être atteinte dans les conditions spécifiques du pays, la valeur de référence ne doit pas dépasser 300 Bq.m ⁻³ .
Règlementaire (2019) ⁴³	300 Bq.m ⁻³	Long terme	OUI (analyse de sensibilité)	Valeur réglementaire définie dans l'article R221-29 du code de l'environnement en vigueur pour les ERP. Valeur protectrice pour la santé que celle de l'OMS (2010), conservée en analyse de sensibilité.

ERP : établissements recevant du public ; OMS : Organisation Mondiale de la Santé.

Toluène

Type de valeur, organisme (année)	Valeur et unité	Durée d'application	Retenue pour le scénario ?	Commentaire
VGAI Anses (2018b)	20 000 µg.m ⁻³	Long terme	OUI	Seule valeur de référence identifiée

VGAI : Valeur Guide de qualité d'Air Intérieur.

⁴³ <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000038219644/>

10.8. Estimation des charges de morbidité moyennes par cas attribuable

Les tableaux ci-dessous illustrent les calculs de la charge de morbidité moyenne par cas attribuable pour les éléments de santé suivants : accident vasculaire cérébral (AVC), asthme, bronchopneumopathie chronique obstructive (BPCO), cancer du poumon, cancer du sein, diabète, infarctus du myocarde, infection des voies respiratoires inférieures et leucémie.

En l'absence de poids d'incapacité dédié, la charge de morbidité moyenne par cas n'a pas pu être estimée pour les sifflements actuels et l'asthme actuel chez l'enfant. Pour l'hypertension artérielle, la charge de morbidité n'a pas été estimée en raison de l'absence de poids d'incapacité définis pour l'hypertension en tant que telle et de son caractère précurseur de pathologies déjà valorisées dans les travaux (AVC et infarctus). Néanmoins, elle a été jugée faible car les personnes hypertendues consomment surtout des soins légers, réguliers et non-invasifs.

Asthme, incidence, adultes

Poids d'incapacité de l'IHME				Scénario		Charge de morbidité moyenne par cas attribuable			
Libellé	Valeur centrale	Borne basse	Borne haute	Durée	Répartition des phases	Valeur centrale	Borne basse	Borne haute	Note
Asthme asymptomatique	0,0000	0,0000	0,0000	23,6 ans (utilisée dans Medina <i>et al.</i> (2025b))	Selon Raherison <i>et al.</i> (2017) (France) : 48 % des asthmatiques adultes ne sont pas contrôlés selon GINA. Chiffre cohérent avec Price <i>et al.</i> (2014) : 45 % d'asthme non contrôlé en Europe.	0,58114	0,33974	0,94821	Utilisation des catégories « asthme contrôlé » et « asthme partiellement contrôlé » de l'IHME pour correspondre à « asthme contrôlé » et « asthme non contrôlé » selon GINA. La valeur centrale rapportée par Medina <i>et al.</i> (2025b) est 0,592.
Asthme contrôlé	0,01458	0,00738	0,02627						
Asthme partiellement contrôlé	0,03551	0,02200	0,05525						
Asthme non contrôlé	0,13269	0,08564	0,19244						

IHME : Institute for Health Metrics and Evaluation ; GINA : Global Initiative for Asthma.

Asthme, incidence, enfants

Poids d'incapacité de l'IHME				Scénario		Charge de morbidité moyenne par cas attribuable			
Libellé	Valeur centrale	Borne basse	Borne haute	Durée	Répartition des phases	Valeur centrale	Borne basse	Borne haute	Note
Asthme asymptomatique	0,0000	0,0000	0,0000	36,2 ans (utilisée dans de Medina <i>et al.</i> (2025b))	Selon Raherison <i>et al.</i> (2017) (France) : 48 % des asthmatiques adultes ne sont pas contrôlés selon GINA. Medina <i>et al.</i> (2025b) ont appliqué cette répartition chez les enfants. Autres références identifiées : - Habte <i>et al.</i> (2024) (Etats-Unis) : 55,1 % d'asthme non contrôlé chez les enfants. - Delmas <i>et al.</i> (2009), quatre études en France : 38,5 % d'asthme non contrôlés chez les adolescents. - Perron <i>et al.</i> (2019), petit échantillon en France : 45 % d'asthme non contrôlé chez l'enfant. La moyenne de prévalence de l'asthme non contrôlé dans les trois références (45,2 %) étant cohérente avec Raherison <i>et al.</i> (2017), la donnée de cette dernière a été appliquée même si elle porte sur une population adulte.	0,89142	0,52113	1,45446	Utilisation des catégories « asthme contrôlé » et « asthme partiellement contrôlé » de l'IHME pour correspondre à « asthme contrôlé » et « asthme non contrôlé » selon GINA. La valeur centrale rapportée par Medina <i>et al.</i> (2025b) est 0,908.
Asthme contrôlé	0,01458	0,00738	0,02627						
Asthme partiellement contrôlé	0,03551	0,02200	0,05525						
Asthme non contrôlé	0,13269	0,08564	0,19244						

IHME : Institute for Health Metrics and Evaluation ; GINA : Global Initiative for Asthma.

Asthme, prévalence, enfants et adultes

Pour la prévalence de l'asthme vie, les données et le calcul sont similaires à l'incidence de l'asthme mais avec une durée fixée à une année au lieu de 23,6 ans chez les adultes et 36,2 ans chez les enfants. Ainsi, l'estimation centrale (borne basse ; borne haute) de la charge de morbidité moyenne par cas attribuable est 0,02462 (0,01440 ; 0,04018), la même valeur pour les deux populations. En effet, les poids d'incapacité et les répartitions d'asthme contrôlé et non contrôlé sont similaires chez les enfants et chez les adultes ; la seule différence concerne les années vécues avec l'incapacité, qui n'entrent pas en considération dans le calcul de la charge de morbidité moyenne pour la prévalence de l'asthme.

AVC, incidence, adultes

Medina *et al.* (2025b) ont rapporté une valeur de la charge de morbidité moyenne issue d’une communication personnelle de Grave (2023) (0,104 par an soit 0,728 pour une durée de 7 ans). Les paramètres exacts entrant dans ce calcul ne sont pas disponibles. Des hypothèses, non vérifiables, ont été faites dans les présents travaux dans l’optique d’obtenir une estimation centrale similaire à celle de Grave et al. Les poids d’incapacité de l’IHME étant identiques pour chaque niveau de sévérité de l’AVC ischémique et l’AVC hémorragique, la répartition du type d’AVC n’influe pas la moyenne et n’a donc pas été exploitée.

Poids d'incapacité de l'IHME				Scénario		Charge de morbidité moyenne par cas attribuable			
Libellé	Valeur centrale	Borne basse	Borne haute	Durée	Répartition des phases	Valeur centrale	Borne basse	Borne haute	Note
Niveau de sévérité 1	0,01901	0,01007	0,03225	7 ans (utilisée Medina <i>et al.</i> (2025b))	Selon Grave (2023), en France pour 2017, 17,6 % des AVC sont hémorragiques et 82,4 % sont ischémiques. En moyenne, 20 % des AVC sont légers, 57 % sont modérés et 23 % sont graves. Hypothèses faites : - AVC léger = niveau 1 - AVC modéré = panachage entre niveau 2 sans insuffisance cardiaque et niveau 2 avec insuffisance cardiaque légère (72,9 % et 27,1 % respectivement) - AVC sévère : niveau 2 avec insuffisance cardiaque sévère	0,10400	0,07067	0,14500	Hypothèse : les AVC graves décrits par Grave <i>et al.</i> correspondent au niveau de sévérité « 2 avec insuffisance cardiaque sévère » de l’IHME. En effet les poids d’incapacité pour les niveaux de sévérité 3, 4 et 5 selon l’IHME sont très élevés (entre 0,31634 et 0,65906) ce qui suggère qu’ils ne rentrent pas dans le calcul du DALY moyen.
Niveau de sévérité 2 avec insuffisance cardiaque asymptomatique	0,11551	0,07618	0,16382						
Niveau de sévérité 2 avec insuffisance cardiaque légère	0,10850	0,07352	0,15402						
Niveau de sévérité 2 avec insuffisance cardiaque modérée	0,13651	0,09129	0,19065						
Niveau de sévérité 2 avec insuffisance cardiaque sévère	0,23622	0,16527	0,31938						
Niveau de sévérité 2 sans insuffisance cardiaque	0,07006	0,04642	0,09940						

IHME : Institute for Health Metrics and Evaluation ; AVC : accident vasculaire cérébral.

BPCO, incidence, adultes

Poids d'incapacité de l'IHME				Scénario et source		Charge de morbidité moyenne par cas attribuables			
Libellé	Valeur centrale	Borne basse	Borne haute	Durée	Répartition des phases	Valeur centrale	Borne basse	Borne haute	Note
BPCO asymptomatique	0,00000	0,00000	0,00000	12 ans	Sévérité selon classification GOLD par Perez <i>et al.</i> (2013) (France) : 49/383 (12,8 %) légère 207/383 (54 %) modérée 127/383 (33,2 %) sévère ou très sévère	2,78544	1,87306	3,82932	Moyenne brute des répartitions GOLD de Perez <i>et al.</i> et Kirsch <i>et al.</i> utilisée. Les niveaux sévère et très sévère du GOLD ont été regroupés pour correspondre à la catégorie sévère de l'IHME. La valeur centrale obtenue par Medina <i>et al.</i> (2025b) est 2,771.
BPCO légère	0,01932	0,01064	0,03272						
BPCO modérée	0,22517	0,15292	0,30973						
BPCO sévère sans insuffisance cardiaque	0,40786	0,27341	0,55566						
BPCO asymptomatique	0,00000	0,00000	0,00000	12 ans	Classification GOLD selon Kirsch <i>et al.</i> (2019) (Allemagne) : 30,7 % grade 1 (léger) 46,1 % grade 2 (modéré) 18,8 % grade 3 (sévere) et 4,5 % grade 4 (très sévère) soit 23,3 % grade 3 ou 4				
BPCO légère	0,01932	0,01064	0,03272						
BPCO modérée	0,22517	0,15292	0,30973						
BPCO sévère sans insuffisance cardiaque	0,40786	0,27341	0,55566						

BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive ; IHME : Institute for Health Metrics and Evaluation ; GOLD : Global initiative for chronic Obstructive Lung Disease.

Cancer du poumon, incidence, adultes

La charge de morbidité retenue est la moyenne des deux estimations ci-dessous, soit 0,93095 [0,62831 ; 1,26570].

Poids d'incapacité de l'IHME				Scénario et source		Charge de morbidité moyenne par cas attribuables			
Libellé	Valeur centrale	Borne basse	Borne haute	Survie et/ou durée	Répartition des phases	Valeur centrale	Borne basse	Borne haute	Note
Phase contrôlée du cancer du poumon	0,04901	0,03112	0,07209	Selon Dieguez <i>et al.</i> (2017) (États-Unis), survie sur 5 ans : • 100 % inclusion • 57 % fin d'année 1 • 28 % fin d'année 2 • 18 % fin d'année 3 • 0 % fin d'année 4	Selon Medina <i>et al.</i> (2025b), répartition des phases telle que : • Année 1 : moyenne phase de diagnostic et phase métastatique • Année 2 : phase de diagnostic + phase métastatique • Années 3-4 : phase de diagnostic	0,87108	0,58867	1,18089	Valeur centrale similaire à celle rapportée par Medina <i>et al.</i> (2025b).
Phase de diagnostic et de traitement primaire du cancer du poumon	0,28750	0,19259	0,39894						
Phase métastatique du cancer du poumon	0,45136	0,30717	0,60030						
Phase terminale du cancer du poumon	0,53956	0,37670	0,68710						
Phase contrôlée du cancer du poumon	0,04901	0,03112	0,07209	Selon Delafosse <i>et al.</i> (2020) (France), survie sur 8 ans : • 100 % inclusion • 48 % année 1 • 20 % année 5 • 14 % année 10	Selon Medina <i>et al.</i> (2025b), répartition des phases telle que : • Année 1 : moyenne phase de diagnostic et phase métastatique • Année 2 : phase de diagnostic + phase métastatique • Années 3-5 : phase de diagnostic • Années 6-8 : phase contrôlée	0,99081	0,66796	1,35051	La répartition détaillée des taux de survie par année n'est pas donnée dans Delafosse <i>et al.</i> Des hypothèses ont donc été faites afin de pondérer le calcul et approcher la valeur centrale rapportée par Medina <i>et al.</i> (2025b).
Phase de diagnostic et de traitement primaire du cancer du poumon	0,28750	0,19259	0,39894						
Phase métastatique du cancer du poumon	0,45136	0,30717	0,60030						
Phase terminale du cancer du poumon	0,53956	0,37670	0,68710						

IHME : Institute for Health Metrics and Evaluation.

Cancer du sein, incidence, femmes adultes

Poids d'incapacité de l'IHME				Scénario		Charge de morbidité moyenne par cas attribuable			
Libellé	Valeur centrale	Borne basse	Borne haute	Durée	Répartition des phases	Estimation centrale	Estimation basse	Estimation haute	Note
Phase contrôlée du cancer du sein, avec mastectomie	0,08276	0,05187	0,12395	Selon Delafosse <i>et al.</i> (2020) (France) pour l'année 2015 : 100 % inclusion 97 % à 1 an 88 % à 5 ans 82 % à 10 ans	Reprise de la répartition proposée par Medina <i>et al.</i> (2025b) pour cancer du poumon mais sur une période plus longue puisque la survie est meilleure : - Année 1 : moyenne phase de diagnostic et stade métastatique - Année 2 : phase de diagnostic + stade métastatique - Années 3-5 : phase de diagnostic - Années 6-10 : phase contrôlée	2,06124	1,37918	2,84358	Pas de distinction faite entre les deux stades de contrôle, simple application d'une moyenne. Les charges moyennes pour le cancer du sein sont supérieures à celles du cancer du poumon car 1/ le décès prématuré n'est pas pris en compte dans ce calcul, seulement le fardeau pendant les années vécues avec la maladie et 2/ une maladie très mortelle (comme le cancer du poumon) génère peu de charge car peu de gens survivent assez longtemps pour accumuler des années avec incapacité.
Phase contrôlée du cancer du sein, sans mastectomie	0,04901	0,03112	0,07209						
Phase de diagnostic et de traitement primaire du cancer du sein	0,28780	0,19259	0,39894						
Mastectomie pour cancer du sein, au-delà de 10 ans	0,03558	0,02031	0,05678						
Stade métastatique du cancer du sein	0,45136	0,30717	0,60030						
Phase terminale du cancer du sein	0,53956	0,37670	0,68710						

IHME : Institute for Health Metrics and Evaluation.

Diabète, incidence, adultes

Seules trois principales complications du diabète ont été prises en compte dans le calcul de la charge de morbidité moyenne : polyneuropathie avec ulcération du pied sans amputation (pied diabétique), neuropathie simple, et perte de la vision (Medina *et al.* 2025b).

Poids d'incapacité de l'IHME				Scénario		Charge de morbidité moyenne par cas attribuable			
Libellé	Valeur centrale	Borne basse	Borne haute	Durée	Répartition des phases	Valeur centrale	Borne basse	Borne haute	Note
Pied diabétique dû à une neuropathie liée au diabète de type 2	0,15013	0,10254	0,20775	6 ans sans complications et 6 ans avec potentielles complications (utilisée par Medina <i>et al.</i> (2025b))	Hypothèse : 39 % des diabétiques auront une complication sur six ans, selon la répartition ci-dessous. Le reste (61 %) n'aura pas de complications sur ces 6 ans. Les 6 dernières années sont supposées sans complications pour tous. Répartition des complications (supposées exclusives) selon Fagot-Campana <i>et al.</i> (2009) et Schlienger (2013) (France) : - neuropathies douloureuses : 20 % des patients, - ulcérations du pied : 15 % des patients, - perte de vision à un œil : 4 % des patients.	0,81257	0,52962	1,16971	La valeur centrale rapportée par Medina <i>et al.</i> (2025b) est 0,812
Neuropathie diabétique due au diabète de type 2, sans pied diabétique ni amputation	0,13319	0,08890	0,18694						
Déficiência visuelle grave due à une rétinopathie liée au diabète de type 2	0,18405	0,12513	0,25829						
Diabète de type 2 sans complication	0,04901	0,03112	0,07209						

IHME : Institute for Health Metrics and Evaluation.

Infarctus aigu du myocarde, incidence, adultes

Outre la survenue de l'infarctus du myocarde et ses conséquences à moins de 28 jours, les probabilités de survenue de deux complications ont été prises en compte : l'insuffisance cardiaque et l'angine de poitrine. Il a été supposé que ces complications auraient lieu au cours de l'année suivant l'infarctus. La valeur de la charge de morbidité est la moyenne pondérée des trois paramètres ci-dessous (absence de complications, survenue d'une angine de poitrine et survenue d'une insuffisance cardiaque) soit 0,68058 (0,44077 ; 0,98607). La valeur rapportée par Medina *et al.* (2025b) est 0,674.

Poids d'incapacité de l'IHME				Scénario		Charge de morbidité moyenne par cas attribuable			
Libellé	Valeur centrale	Borne basse	Borne haute	Durée	Répartition des phases	Valeur centrale	Borne basse	Borne haute	Note
Infarctus du myocarde entre 3 et 28 jours	0,07410	0,04869	0,10531	10 ans (utilisée dans Medina <i>et al.</i> (2025b))	Pas de complications sur 10 ans : 50 % des infarctus du myocarde	0,49401	0,31388	0,72608	
Infarctus du myocarde, 2 premiers jours	0,43227	0,28815	0,57910						
Insuffisance cardiaque contrôlée et prise en charge médicalement, dû à une myocardite	0,04901	0,03112	0,07209						
Angine légère due à une cardiopathie ischémique	0,03319	0,02041	0,05179		Angine de poitrine (avec répartition équivalente dans chaque stage de sévérité) : 20 % des infarctus du myocarde	0,93193	0,60769	1,34733	
Angine modérée due à une cardiopathie ischémique	0,07950	0,05191	0,11288						
Angine sévère due à une cardiopathie ischémique	0,16688	0,10998	0,23953		Insuffisance cardiaque dont 90 % modérée et 10 % sévère : 30 % des infarctus du myocarde	0,82395	0,54096	1,17853	
Insuffisance cardiaque légère due à une cardiopathie ischémique	0,04145	0,02610	0,06234						
Insuffisance cardiaque modérée due à une cardiopathie ischémique	0,07165	0,04660	0,10309						
Insuffisance cardiaque sévère dur à une cardiopathie ischémique	0,17907	0,12155	0,25073						

IHME : Institute for Health Metrics and Evaluation.

Infections des voies respiratoires inférieures, incidence, enfants

Poids d'incapacité de l'IHME				Scénario		Charge de morbidité moyenne par cas attribuable			
Libellé	Valeur centrale	Borne basse	Borne haute	Durée	Répartition des phases	Valeur centrale	Borne basse	Borne haute	Note
Infection modérée des voies respiratoires inférieures	0,05059	0,03238	0,07405	Une semaine = 0,019 année (utilisée dans Medina <i>et al.</i> (2025b))	Le GBD <i>Disease and Injury Incidence and Prevalence Collaborators</i> (2017) répartit la sévérité sur la base d'une méta-analyse : 85 % des infections sont modérées et 15 % des infections sont sévères. Les pathologies concernées incluent, outre celles retenues dans les travaux : la légionellose, la grippe, la pneumopathie congénitale et le syndrome respiratoire aigu sévère. De plus, le GBD <i>Disease and Injury Incidence and Prevalence Collaborators</i> (2017) considère une durée moyenne de 60 jours.	0,00120	0,00078	0,00174	La valeur centrale rapportée par Medina <i>et al.</i> (2025b) est 0,00122.
Infection sévère des voies respiratoires inférieures	0,13341	0,08846	0,18950						

IHME : Institute for Health Metrics and Evaluation ; GBD : Global Burden of Disease.

Leucémie, incidence, enfants et adultes

La leucémie aiguë myéloïde dispose de poids d'incapacité avec quatre phases, similaires à celles des autres cancers (phase diagnostique/traitement, métastatique, terminale et contrôlée). Les lymphomes lymphoblastiques, recensés comme effet sanitaire dans les présents travaux, ne disposent pas de poids d'incapacité spécifiques. Il a été considéré pertinent d'utiliser les poids d'incapacité des lymphomes non hodgkiniens, qui sont identiques à ceux de la leucémie aiguë myéloïde. Par conséquent, la répartition par type de leucémie ou de lymphome n'influe pas la charge de morbidité moyenne par cas attribuable, qui est rapportée ci-dessous.

Poids d'incapacité de l'IHME				Scénario		Charge de morbidité moyenne par cas attribuable			
Libellé	Valeur centrale	Borne basse	Borne haute	Durée	Répartition des phases	Valeur centrale	Borne basse	Borne haute	Note
Phase contrôlée de la leucémie aiguë myéloïde	0,04901	0,03112	0,07209	Selon Mounier et al. (2020) (France), survie pour l'année 2015 : 100 % inclusion 52 % année 1 29 % année 5 26 % année 10 (hypothèse selon tendance historique)	Reprise de la répartition proposée par Medina <i>et al.</i> (2025b) pour cancer du poumon mais sur une période plus longue puisque la survie est meilleure : - Année 1 : moyenne phase de diagnostic et stade métastatique - Année 2 : phase de diagnostic + stade métastatique - Années 3-5 : phase de diagnostic - Années 6-10 : phase contrôlée	1,05474	0,70967	1,44128	Les chiffres de survie issus de Mounier <i>et al.</i> (2020) concernent les adultes âgés de plus de 30 ans, mais sont appliqués à l'ensemble de la population dans les présents travaux, ce qui pourrait amener à des sur- ou sous-estimations selon l'âge (la survie étant fortement influencée par l'âge au diagnostic).
Phase de diagnostic et de traitement primaire de la leucémie aiguë myéloïde	0,28750	0,19259	0,39894						
Stade métastatique de la leucémie aiguë myéloïde	0,45136	0,30717	0,60030						
Phase terminale de la leucémie aiguë myéloïde	0,53956	0,37670	0,68710						

IHME : Institute for Health Metrics and Evaluation.

10.9. Paramétrage des distributions de probabilité utilisées dans l'analyse probabiliste

Estimation de l'exposition : concentrations de polluants à l'intérieur des logements

Description	Polluant	Période de temps	Paramétrage de la loi log normale (moyenne ; écart type)
Mesures des concentrations dans la CNL2 et la CNL1 (paragraphes 3.1 et 4.2.3). Modélisation des distributions selon une loi log-normale (moyenne ; écart type).	Benzène	2003-2005 (CNL1)	(0,64688 ; 0,78754)
	Benzène	2020-2023 (CNL2)	(0,17319 ; 0,75057)
	Formaldéhyde	2003-2005 (CNL1)	(2,94915 ; 0,61654)
	Formaldéhyde	2020-2023 (CNL2)	(2,61092 ; 0,57719)
	NO ₂	2020-2023 (CNL2)	(1,90966 ; 0,81043)
	PM _{2,5}	2003-2005 (CNL1)	(3,14504 ; 0,84499)
	PM _{2,5}	2020-2023 (CNL2)	(2,7667 ; 0,84209)
	Radon	2003-2005 (CNL1)	(3,84234 ; 0,97269)
	Radon	2020-2023 (CNL2)	(3,73197 ; 1,15417)
	Toluène	2003-2005 (CNL1)	(2,57984 ; 0,93957)
	Toluène	2020-2023 (CNL2)	(1,46347 ; 1,28988)

CNL : Campagne Nationale Logements.

Estimation de l'exposition : indicateurs d'exposition à l'intérieur des logements

Description	Indicateur d'exposition	Période de temps	Valeur moyenne	Paramétrage de la loi Beta (alpha ; beta)
Utilisation des questionnaires du baromètre de Santé Publique France et des CNL1 et CNL2 (paragraphe 3.1). Variation selon une loi Beta (alpha ; beta) centrée sur la valeur moyenne et avec une dispersion limitée de paramètre k, reflétant l'incertitude, fixé à 600 (i.e. proche des tailles d'échantillons des campagnes nationales logements)	Tabagisme passif	2018 (baromètre de Santé publique France)	0,176	(105,6000 ; 494,4000)
	Tabagisme passif	2005 (baromètre de Santé publique France)	0,328	(196,8000 ; 403,2000)
	Humidité ou moisissures	2020-2023 (CNL2)	0,376	(225,5667 ; 374,4333)
	Humidité ou moisissures	2003-2005 (CNL1)	0,460	(276,0000 ; 324,0000)
	Utilisation du gaz pour la cuisson	2020-2023 (CNL2)	0,371	(222,7072 ; 377,2928)
	Utilisation du gaz pour la cuisson	2003-2005 (CNL1)	0,454	(272,5680 ; 327,4320)
	Moisissures visibles	2020-2023 (CNL2)	0,243	(145,9068 ; 454,0932)

CNL : Campagne Nationale Logements.

Calcul du nombre de cas attribuables : fonction concentration-risque

Description	Polluant ou indicateur d'exposition	Evènement de santé	Référence	Paramétrage de la loi normale (moyenne ; écart type)
Fonctions retenues après le processus de cotation et sélection (paragraphe 3.2). Modélisation de l'incertitude selon une loi normale centrée sur l'estimation centrale (β) et d'écart type recalculé à partir des bornes de l'intervalle de confiance (IC) ($= (IC_{sup} - IC_{inf}) / (2 \times 1,96)$)	Benzène	Asthme vie, prévalence, adultes	Liu <i>et al.</i> (2022a)	(0,07696 ; 0,02916)
		Asthme vie, prévalence, enfants	Liu <i>et al.</i> (2022a)	(0,07696 ; 0,02916)
		Leucémie aiguë myéloïde & leucémie et lymphome lymphoblastique, incidence, enfants	Liu <i>et al.</i> (2022a)	(0,09531 ; 0,02373)
		Leucémie aiguë myéloïde, incidence, enfants et adultes	Anses (2024b)	($8,77.10^{-7}$; $2,71.10^{-7}$)
	Formaldéhyde	Asthme vie, prévalence, adultes	Liu <i>et al.</i> (2023b)	(0,00862 ; 0,00289)
		Asthme vie, prévalence, enfants	Lam <i>et al.</i> (2021)	(0,01823 ; 0,00829)
	Dioxyde d'azote (NO ₂)	Asthme, incidence, adultes	HEI (2022)	(0,00953 ; 0,00436)
		Asthme, incidence, enfants	Khreis <i>et al.</i> (2017)	(0,00953 ; 0,00237)
		BPCO, prévalence, adultes	Chen <i>et al.</i> (2022)	(0,00159 ; 0,0002)
		Cancer du poumon, incidence, adultes	Chen <i>et al.</i> (2022)	(0,00535 ; 0,00222)
		Diabète de type 2, incidence, adultes	Chen <i>et al.</i> (2022)	(0,00188 ; 0,0005)
		Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, incidence, enfants	HEI (2022)	(0,00862 ; 0,00289)
	Particules fines (PM _{2,5})	AVC, incidence, adultes	Yuan <i>et al.</i> (2019)	(0,01484 ; 0,00179)
		Asthme, incidence, enfants	Khreis <i>et al.</i> (2017)	(0,02927 ; 0,01007)
		BPCO, incidence, adultes	Park <i>et al.</i> (2021)	(0,01655 ; 0,00221)
		Cancer du poumon, incidence, adultes	Yu <i>et al.</i> (2021)	(0,01484 ; 0,00271)
		Diabète de type 2, incidence, adultes	Yang <i>et al.</i> (2020)	(0,00953 ; 0,00335)
		Hypertension artérielle, incidence, adultes	Qin <i>et al.</i> (2021)	(0,0157 ; 0,00552)
		Infarctus aigu du myocarde, incidence, adultes	Zhu <i>et al.</i> (2021)	(0,01222 ; 0,00375)
	Radon	Cancer du poumon, incidence, adultes	Darby <i>et al.</i> (2005)	(0,00148 ; 0,00051)
		Cancer du poumon, incidence, adultes fumeurs	Darby <i>et al.</i> (2006)	(0,00100 ; 0,00066)
		Cancer du poumon, incidence, adultes jamais fumeurs	Darby <i>et al.</i> (2006)	(0,00200 ; 0,00092)
	Toluène	Asthme vie, prévalence, adultes	Liu <i>et al.</i> (2022a)	(0,0198 ; 0,0101)
		Asthme vie, prévalence, enfants	Liu <i>et al.</i> (2022a)	(0,0198 ; 0,0101)
	Utilisation du gaz pour la cuisson	Asthme actuel, prévalence, enfants	Lin <i>et al.</i> (2013)	(0,29267 ; 0,0915)

Description	Polluant ou indicateur d'exposition	Evènement de santé	Référence	Paramétrage de la loi normale (moyenne ; écart type)
	Tabagisme passif	Asthme, incidence, enfants	California EPA (2005)	(0,27763 ; 0,0319)
		Cancer du poumon, incidence, adultes jamais fumeurs	U.S. Department of Health and Human Services (2006)	(0,19062 ; 0,0349)
		Cancer du sein, incidence, femmes jamais fumeuses	GBD Risk Factors Collaborators (2020)	(0,06953 ; 0,02687)
		Diabète de type 2, incidence, adultes jamais fumeurs	GBD Risk Factors Collaborators (2020)	(0,29267 ; 0,07801)
		Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, incidence, enfants	U.S. Department of Health and Human Services (2006)	(0,43825 ; 0,04469)
	Humidité ou moisissures	Asthme, incidence, adultes	Wang <i>et al.</i> (2019)	(0,35767 ; 0,12013)
		Asthme, incidence, enfants	Quansah <i>et al.</i> (2012)	(0,40547 ; 0,09302)
		Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, incidence, adultes	Fisk <i>et al.</i> (2010)	(0,40547 ; 0,06522)
		Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, incidence, enfants	Fisk <i>et al.</i> (2010)	(0,40547 ; 0,06522)
		Asthme vie, prévalence, enfants†	Antova <i>et al.</i> (2008)	(0,20701 ; 0,07110)
		Sifflements actuels, prévalence, enfants†	Antova <i>et al.</i> (2008)	(0,37844 ; 0,05531)

AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive ; GBD : Global Burden of Disease ; HEI : Health Effects Institute. † Ces évènements de santé ont été examinés en relation avec un indicateur de présence de moisissures visibles.

Conversion en années vécues avec incapacité : charge de morbidité moyenne par cas attribuable

Description	Evènement de santé	Charge de morbidité moyenne (écart type)	Paramétrage de la loi Gamma (forme ; échelle)
Calculée à partir de la durée de l'incapacité, de la distribution des niveaux d'incapacité et des poids d'incapacité de l'IHME.	Asthme vie, prévalence, adultes	0,02462 (0,00522)	(22,26339 ; 0,00111)
	Asthme vie, prévalence, enfants	0,02462 (0,00522)	(22,26339 ; 0,00111)
	Asthme, incidence, adultes	0,58114 (0,12317)	(22,26339 ; 0,0261)
	Asthme, incidence, enfants	0,89142 (0,18892)	(22,26339 ; 0,04004)
	AVC, incidence, adultes	0,10400 (0,01701)	(37,40315 ; 0,00278)
	BPCO, incidence, adultes	2,78544 (0,4655)	(35,80554 ; 0,07779)
	BPCO, prévalence, adultes	0,23212 (0,03879)	(35,80554 ; 0,00648)
Variation autour de la valeur moyenne selon une loi Gamma (forme ; échelle), paramétrée à partir de la valeur moyenne et des bornes basse et haute de la charge de morbidité moyenne par cas attribuable (Annexe 10.8).	Cancer du poumon, incidence, adultes	0,93095 (0,15441)	(36,35163 ; 0,02561)
	Cancer du sein, incidence, femmes adultes	2,06124 (0,34799)	(35,08586 ; 0,05875)
	Diabète de type 2, incidence, adultes	0,81257 (0,14436)	(31,68286 ; 0,02565)
	Infarctus aigu du myocarde, incidence, adultes	0,68058 (0,12235)	(30,94082 ; 0,022)
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, incidence, adultes	0,00120 (0,00022)	(30,87957 ; 0,00004)
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, incidence, enfants	0,00120 (0,00022)	(30,87957 ; 0,00004)
	Leucémie aiguë myéloïde & leucémie et lymphome lymphoblastique, incidence, enfants	1,05474 (0,17605)	(35,89228 ; 0,02939)
	Leucémie aiguë myéloïde, incidence, enfants et adultes	1,05474 (0,17605)	(35,89228 ; 0,02939)

AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive ; IHME : Institute for Health Metrics and Evaluation.

10.10. Valeur économique pour la prise en charge des coûts directs médicaux et pertes de production des cancers du sein et des leucémies

Cancer du sein

Durée de la maladie

La durée de vie moyenne avec une maladie, en faisant l'hypothèse d'une situation stationnaire peut être estimée de la manière suivante (France Stratégie 2022) :

$$\hat{m} = \frac{N_p}{N_i}$$

Avec :

- $\hat{m}$: durée de la maladie
- N_p : somme des cas prévalents
- N_i : somme des cas incidents

Selon Santé publique France, 58 968 cas du cancer du sein ont été rapportés en 2017 (Jéhannin-Ligier *et al.* 2017). La prévalence partielle à cinq ans du cancer du sein est estimée en 2017 à près de 254 000 femmes ; elle représente les personnes diagnostiquées lors des cinq dernières années, qu'elles soient en rémission complète, guéries, ou en cours de surveillance⁴⁴.

Considérant la formule ci-dessus, et en faisant l'hypothèse d'un état stationnaire, la durée moyenne avec cette maladie est de 4,3 ans.

Coût de prise en charge

La cartographie des maladies et des dépenses de l'Assurance Maladie met à disposition une estimation des dépenses annuelles remboursées par cas concernant le cancer du sein actif⁴⁵. Il est ainsi indiqué que « sur les 202 milliards d'euros de dépenses tous régimes confondus, 4 018 millions d'euros (2 %) sont attribués à la prise en charge pour cancer du sein actif :

- 1 491 millions d'euros pour les soins de ville (37 %) ;
- 2 259 millions d'euros pour les dépenses hospitalières (56 %) ;
- 268 millions d'euros pour les prestations en espèces (indemnités journalières maladie, AT/MP, maternité et invalidité) (7 %).

La dépense annuelle moyenne remboursée est estimée à 15 660 euros par personne (tous régimes confondus). »

Au regard de ces données, les dépenses liées à la prise en charge médicale représentent 93 % des dépenses de prise en charge, ce qui correspond, pour un cas, à : $15\,660 \times 0,93 = 14\,563$ €. Considérant une durée moyenne de 4,3 ans, il est obtenu un coût moyen par cas de 62 620 €.

⁴⁴ <https://www.santepubliquefrance.fr/maladies-et-traumatismes/cancers/cancer-du-sein/donnees>

⁴⁵ <https://www.assurance-maladie.ameli.fr/etudes-et-donnees/cartographie-fiche-cancer-sein-femme-actif>

Pertes de production

Une étude de l'Inca relative au coût du cancer en France indique que, pour 41 845 cas de cancer du sein, 12 504 arrêts maladies avaient été associés, représentant un coût de 114 606 117 € selon la méthode des coûts de friction (Amalric 2007). Cette méthode se rapproche des éléments mobilisés par Santé publique France afin d'estimer les pertes de production (Medina *et al.* 2025b). Les auteurs indiquent en effet que les pertes de production « peuvent être dérivées de la revue de la littérature, ou construits à partir du nombre moyen de jours d'activité perdus par patient et par an (ou de la diminution du salaire moyen), de la durée attendue dans la classe d'âge active et du salaire moyen spécifique au pays ». Une autre approche pourrait s'appuyer sur les indemnités journalières, avec le risque d'une sous-estimation forte des pertes de production.

Au regard de ces données, le coût annuel moyen par cas serait de 2 740 €₂₀₀₇ soit environ 2 940 €₂₀₁₈⁴⁶. En considérant une durée avec la maladie de 4,3 ans, les pertes de production peuvent être estimées à 12 660 €₂₀₁₈.

Leucémie

Coût de prise en charge

Dans le cadre du projet de loi de financement de la sécurité sociale de 2021, il est indiqué en Annexe 7 « ONDAM et dépenses de santé »⁴⁷ que : « Les patients présentant une leucémie aiguë ou une myélopathie ont les dépenses moyennes par patient les plus élevées en 2017. Bien que peu nombreux, les patients avec une leucémie aiguë ont les dépenses remboursées moyennes les plus élevées, entre 61 000 euros par patient (« leucémies aiguës, autre ») et 80 000 euros par patient (leucémie monocyttaire aiguë). Ensuite, viennent les patients pris en charge pour une myélopathie (48 000 € par patient pour « myélome multiple et tumeur maligne à plasmocytes », 41 000 € par patient pour « maladie myéloproliférative et syndrome myélodysplasique »), d'une « leucémie monocyttaire, chronique ou non précisé » (39 000 € par patient), d'une « leucémie chronique ou non précisé, autre » (37 000 € par patient), d'un cancer du médiastin (33 000 € par patient) et d'un cancer de la plèvre (hors mésothéliome) (32 000 € par patient). Les dépenses élevées chez les patients ayant une leucémie ou une myélopathie sont probablement liées aux chimiothérapies et à la greffe de moelle. »

Au regard de ces éléments, il est proposé de retenir la moyenne du coût associé aux « leucémies aiguës, autre » et « leucémie monocyttaire aiguë » soit :

$$\text{coût moyen de prise charge de la leucémie} = \frac{61\,000 + 80\,000}{2} = 70\,500 \text{ € par cas incident}$$

Pertes de production

Il n'y a pas d'estimation récente des pertes de production en lien avec la leucémie par la littérature scientifique identifiée dans le cadre des présents travaux. Aussi, en cohérence

⁴⁶ Selon l'Insee, le salaire moyen a augmenté de 0,6 % par an sur la période 1996-2018 (<https://www.insee.fr/fr/statistiques/5351312>). Ce taux de croissance annuel moyen est appliqué ici sur la période 2007-2018.

⁴⁷ https://www.securite-sociale.fr/files/live/sites/SSFR/files/medias/PLFSS/2021/PLFSS-2021-ANNEXE_7.pdf

avec ce qui a été fait pour le cancer du sein, les données des travaux d'Amalric (2007) sont également mobilisées pour la leucémie :

	Incidence (nombre)	Coûts de friction (en €)
Femmes	2 634	3 828 805
Hommes	3 609	7 167 659
Total	6 243	10 996 464

Cela représente donc un coût annuel moyen par cas de 1 761 €₂₀₀₇ soit environ 1 890 €₂₀₁₈⁴⁶. Avec une durée d'environ 1,8 ans, les pertes de production par cas incident sont estimées à 3 402 €₂₀₁₈.

10.11. Données calculatoires du coût de la perte de qualité de vie

Les estimations de la charge de morbidité moyenne par cas sont données en Annexe 10.8. Pour rappel, dans le cadre des présents travaux, en sus des coûts annuels moyens de la perte de qualité de vie présentés dans le tableau ci-dessous, les paramètres suivants sont mobilisés :

- Valeur d'une année de vie en bonne santé : 136 000 €₂₀₁₉ (selon l'approche du Haut-Commissariat à la Stratégie et au Plan) ;
- Valeur d'une année de vie corrigée de l'incapacité : 45 000 € (selon l'approche de Santé publique France, décrite dans Medina *et al.* (2025b)).

	Charge de morbidité moyenne par cas incident (bornes haute et basse)	Coût moyen de la perte de qualité de vie, approche du Haut-Commissariat à la Stratégie et au Plan	Coût moyen de la perte de qualité de vie, approche de Santé publique France
Asthme, adulte	0,58114 (0,33974 ; 0,94821)	79 030 €	26 150 €
Asthme, enfant	0,89142 (0,52113 ; 1,45446)	121 230 €	40 113 €
AVC	0,10400 (0,07067 ; 0,14500)	14 144 €	4 680 €
BPCO	2,78544 (1,87306 ; 3,82932)	378 820 €	125 345 €
Cancer du poumon	0,93095 (0,62831 ; 1,26570)	126 602 €	41 891 €
Cancer du sein	2,06124 (1,37918 ; 2,84358)	280 329 €	92 756 €
Diabète (type 2)	0,81257 (0,52962 ; 1,16971)	110 510 €	36 566 €
Hypertension artérielle pulmonaire	–	0€	0€
Infarctus aigu du myocarde	0,68058 (0,44077 ; 0,98607)	92 562 €	30 627 €
Infections aiguës des voies respiratoires inférieures	0,00120 (0,00078 ; 0,00174)	163 €	54 €
Leucémie	1,05474 (0,70967 ; 1,44128)	143 445 €	47 663 €

AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive.

10.12. Résultats détaillés d'estimation des impacts sanitaires de la pollution de l'air intérieur

Les résultats ont été arrondis à la centaine la plus proche quand ils étaient $\geq 1\,000$ et à la dizaine la plus proche quand ils étaient ≥ 100 .

Radon

Scénario « respect des valeurs de référence » ($= 100 \text{ Bq.m}^{-3}$)

Evènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
Cancer du poumon, incidence, adultes	Darby <i>et al.</i> (2005) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	1 000	3 200	0	0	0	0	0	3 100	6 700
		N cas attribuables /100 000	3	9	0	0	0	0	0	8	18
		Fraction attribuable	3	8	0	0	0	0	0	8	17
		YLD attribuables	950	3 100	0	0	0	0	0	2 900	6 200
		YLD attribuables /100 000	3	8	0	0	0	0	0	8	17
Cancer du poumon, incidence, adultes fumeurs	Darby <i>et al.</i> (2006) [niveau d'intérêt=3]	N cas attribuables	680	2 300	0	0	0	0	0	1 800	4 300
		N cas attribuables /100 000	3	10	0	0	0	0	0	8	18
		Fraction attribuable	2	7	0	0	0	0	0	5	12
		YLD attribuables	640	2 200	0	0	0	0	0	1 600	3 900
		YLD attribuables /100 000	3	9	0	0	0	0	0	7	16
Cancer du poumon, incidence, adultes jamais fumeurs	Darby <i>et al.</i> (2006) [niveau d'intérêt=3]	N cas attribuables	170	510	0	0	0	0	0	490	1 100
		N cas attribuables /100 000	1	4	0	0	0	0	0	4	8
		Fraction attribuable	3	10	0	0	0	0	0	10	23
		YLD attribuables	150	480	0	0	0	0	0	470	1 000
		YLD attribuables /100 000	1	4	0	0	0	0	0	4	8

N : nombre ; P : percentile ; YLD : années vécues avec incapacité (Years Lived with Disability).

Scénario « respect des valeurs de référence » (= 300 Bq.m⁻³)

Evènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
Cancer du poumon, incidence, adultes	Darby <i>et al.</i> (2005) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	280	1 900	0	0	0	0	0	0	0
		N cas attribuables /100 000	1	5	0	0	0	0	0	0	0
		Fraction attribuable	1	5	0	0	0	0	0	0	0
		YLD attribuables	260	1 900	0	0	0	0	0	0	0
		YLD attribuables /100 000	1	5	0	0	0	0	0	0	0
Cancer du poumon, incidence, adultes fumeurs	Darby <i>et al.</i> (2006) [niveau d'intérêt=3]	N cas attribuables	190	1 400	0	0	0	0	0	0	0
		N cas attribuables /100 000	1	6	0	0	0	0	0	0	0
		Fraction attribuable	1	4	0	0	0	0	0	0	0
		YLD attribuables	180	1 300	0	0	0	0	0	0	0
		YLD attribuables /100 000	1	6	0	0	0	0	0	0	0
Cancer du poumon, incidence, adultes jamais fumeurs	Darby <i>et al.</i> (2006) [niveau d'intérêt=3]	N cas attribuables	48	310	0	0	0	0	0	0	0
		N cas attribuables /100 000	0	2	0	0	0	0	0	0	0
		Fraction attribuable	1	6	0	0	0	0	0	0	0
		YLD attribuables	44	290	0	0	0	0	0	0	0
		YLD attribuables /100 000	0	2	0	0	0	0	0	0	0

N : nombre ; P : percentile ; YLD : années vécues avec incapacité (Years Lived with Disability).

Scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans »

Evènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
Cancer du poumon, incidence, adultes	Darby <i>et al.</i> (2005) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	1 500	2 800	0	0	0	130	1 700	4 600	7 200
		N cas attribuables /100 000	4	8	0	0	0	0	5	12	19
		Fraction attribuable	4	7	0	0	0	0	4	12	18
		YLD attribuables	1 400	2 700	0	0	0	120	1 600	4 300	6 800
		YLD attribuables /100 000	4	7	0	0	0	0	4	11	18
Cancer du poumon, incidence, adultes fumeurs	Darby <i>et al.</i> (2006) [niveau d'intérêt=3]	N cas attribuables	950	2 000	0	0	0	37	1 000	3 000	4 700
		N cas attribuables /100 000	4	8	0	0	0	0	4	12	20
		Fraction attribuable	3	6	0	0	0	0	3	9	13
		YLD attribuables	890	1 900	0	0	0	36	940	2 700	4 400
		YLD attribuables /100 000	4	8	0	0	0	0	4	11	19
Cancer du poumon, incidence, adultes jamais fumeurs	Darby <i>et al.</i> (2006) [niveau d'intérêt=3]	N cas attribuables	240	450	0	0	0	16	280	760	1 200
		N cas attribuables /100 000	2	3	0	0	0	0	2	6	9
		Fraction attribuable	5	9	0	0	0	0	6	15	24
		YLD attribuables	220	420	0	0	0	15	260	710	1 100
		YLD attribuables /100 000	2	3	0	0	0	0	2	5	8

N : nombre ; P : percentile ; YLD : années vécues avec incapacité (Years Lived with Disability).

Fumée de tabac environnementale (tabagisme passif)

Scénario « élimination de la source de pollution »

Evènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
Asthme, incidence, enfants	California EPA (2005) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	9 600	1 300	7 400	7 900	8 600	9 600	10 500	11 300	11 800
		N cas attribuables /100 000	68	9	53	56	62	68	74	80	84
		Fraction attribuable	5	1	4	4	4	5	5	6	6
		YLD attribuables	8 500	2 200	5 300	5 900	7 000	8 300	9 900	11 500	12 400
		YLD attribuables /100 000	61	15	38	42	50	59	70	81	89
Cancer du poumon, incidence, adultes jamais fumeurs	U.S. Department of Health and Human Services (2006) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	160	31	110	120	140	160	180	200	210
		N cas attribuables /100 000	1	0	1	1	1	1	1	2	2
		Fraction attribuable	3	1	2	2	3	3	4	4	4
		YLD attribuables	150	38	93	100	120	150	180	200	220
		YLD attribuables /100 000	1	0	1	1	1	1	1	2	2
Cancer du sein, incidence, femmes jamais fumeuses	GBD 2019 Risk Factors Collaborators (2020) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	370	140	140	190	280	370	470	550	600
		N cas attribuables /100 000	5	2	2	2	3	5	6	7	7
		Fraction attribuable	1	0	0	1	1	1	1	2	2
		YLD attribuables	760	310	270	370	540	740	960	1 200	1 300
		YLD attribuables /100 000	9	4	3	4	7	9	12	14	16
Diabète de type 2, incidence, adultes jamais fumeurs	GBD 2019 Risk Factors Collaborators (2020) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	4 900	1 300	2 700	3 200	4 000	4 900	5 800	6 600	7 100
		N cas attribuables /100 000	48	13	26	31	39	48	56	64	68
		Fraction attribuable	5	1	3	3	4	5	6	7	7
		YLD attribuables	4 000	1 300	2 000	2 400	3 100	3 900	4 800	5 700	6 200
		YLD attribuables /100 000	39	13	20	23	30	38	47	55	60
Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, incidence, enfants	U.S. Department of Health and Human Services (2006) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	4 200	530	3 400	3 600	3 900	4 200	4 600	4 900	5 100
		N cas attribuables /100 000	42	5	34	35	38	42	45	49	51
		Fraction attribuable	7	1	6	6	7	7	8	9	9
		YLD attribuables	5	1	3	4	4	5	6	7	7
		YLD attribuables /100 000	0	0	0	0	0	0	0	0	0

N : nombre ; P : percentile ; YLD : années vécues avec incapacité (Years Lived with Disability).

Scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans »

Evènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
Asthme, incidence, enfants	California EPA (2005) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	8 300	1 600	5 800	6 300	7 200	8 300	9 400	10 400	11 000
		N cas attribuables /100 000	59	11	41	45	51	59	67	74	78
		Fraction attribuable	4	1	3	3	4	4	5	5	5
		YLD attribuables	7 400	2 100	4 300	4 900	5 900	7 200	8 700	10 300	11 300
		YLD attribuables /100 000	53	15	31	35	42	51	62	73	80
Cancer du poumon, incidence, adultes jamais fumeurs	U.S. Department of Health and Human Services (2006) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	140	33	88	98	120	140	160	180	200
		N cas attribuables /100 000	1	0	1	1	1	1	1	1	1
		Fraction attribuable	3	1	2	2	2	3	3	4	4
		YLD attribuables	130	38	75	85	100	130	150	180	200
		YLD attribuables /100 000	1	0	1	1	1	1	1	1	1
Cancer du sein, incidence, femmes jamais fumeuses	GBD 2019 Risk Factors Collaborators (2020) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	320	130	120	160	230	320	410	490	540
		N cas attribuables /100 000	4	2	1	2	3	4	5	6	7
		Fraction attribuable	1	0	0	0	1	1	1	2	2
		YLD attribuables	660	280	230	310	460	640	840	1 000	1 200
		YLD attribuables /100 000	8	3	3	4	6	8	10	13	14
Diabète de type 2, incidence, adultes jamais fumeurs	GBD 2019 Risk Factors Collaborators (2020) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	4 300	1 300	2 200	2 700	3 400	4 300	5 100	5 900	6 500
		N cas attribuables /100 000	41	12	22	26	33	41	50	57	62
		Fraction attribuable	4	1	2	3	3	4	5	6	6
		YLD attribuables	3 500	1 200	1 700	2 000	2 600	3 400	4 200	5 100	5 700
		YLD attribuables /100 000	34	12	16	19	25	32	41	49	55
Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, incidence, enfants	U.S. Department of Health and Human Services (2006) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	3 700	670	2 600	2 800	3 200	3 700	4 100	4 500	4 800
		N cas attribuables /100 000	36	7	26	28	32	36	41	45	47
		Fraction attribuable	6	1	5	5	6	6	7	8	8
		YLD attribuables	4	1	3	3	4	4	5	6	6
		YLD attribuables /100 000	0	0	0	0	0	0	0	0	0

N : nombre ; P : percentile ; YLD : années vécues avec incapacité (Years Lived with Disability).

Cuisson au gaz

Scénario « élimination de la source de pollution »

Evènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
Asthme actuel, prévalence, enfants	Lin <i>et al.</i> (2013) [niveau d'intérêt=3]	N cas attribuables	41 700	11 800	21 400	26 000	33 600	42 200	50 300	56 900	59 900
		N cas attribuables /100 000	990	280	510	620	800	1 000	1 200	1 400	1 400
		Fraction attribuable	10	3	5	6	8	10	12	14	14

N : nombre ; P : percentile.

Scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans »

Evènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
Asthme actuel, prévalence, enfants	Lin <i>et al.</i> (2013) [niveau d'intérêt=3]	N cas attribuables	9 700	4 400	3 200	4 400	6 600	9 300	12 500	15 600	17 600
		N cas attribuables /100 000	230	100	76	110	160	220	300	370	420
		Fraction attribuable	2	1	1	1	2	2	3	4	4

N : nombre ; P : percentile.

Humidité ou moisissures

Scénario « élimination de la source de pollution »

Évènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
Asthme, incidence, adultes	Wang <i>et al.</i> (2019) [niveau d'intérêt=3]	N cas attribuables	11 300	3 500	5 300	6 700	9 000	11 400	13 800	15 800	16 900
		N cas attribuables /100 000	66	21	31	39	53	67	81	93	99
		Fraction attribuable	12	4	6	7	10	12	15	17	18
		YLD attribuables	6 600	2 500	2 800	3 500	4 800	6 400	8 100	9 900	11 000
		YLD attribuables /100 000	38	15	16	21	28	37	47	58	64
Asthme, incidence, enfants	Quansah <i>et al.</i> (2012) [niveau d'intérêt=3]	N cas attribuables	28 200	5 900	18 200	20 500	24 100	28 400	32 400	35 700	37 400
		N cas attribuables /100 000	200	42	130	150	170	200	230	250	270
		Fraction attribuable	14	3	9	10	12	14	16	18	19
		YLD attribuables	25 000	7 500	13 800	15 900	19 700	24 400	29 700	34 900	38 200
		YLD attribuables /100 000	180	53	98	110	140	170	210	250	270
Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, incidence, enfants	Fisk <i>et al.</i> (2010) [niveau d'intérêt=3]	N cas attribuables	8 000	1 200	6 100	6 500	7 200	8 100	8 900	9 600	10 000
		N cas attribuables /100 000	79	12	60	64	71	80	88	95	98
		Fraction attribuable	14	2	11	11	13	14	15	17	17
		YLD attribuables	10	2	6	7	8	9	11	13	14
		YLD attribuables /100 000	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Asthme vie, prévalence, enfants†	Antova <i>et al.</i> (2008) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	26 900	8 800	12 200	15 300	20 700	26 900	33 100	38 400	41 200
		N cas attribuables /100 000	640	210	290	360	490	640	790	910	980
		Fraction attribuable	5	2	2	3	4	5	6	7	7
		YLD attribuables	660	260	270	340	480	640	820	1 000	1 100
		YLD attribuables /100 000	16	6	6	8	11	15	19	24	27
Sifflements actuels, prévalence, enfants†	Antova <i>et al.</i> (2008) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	41 700	6 200	31 300	33 700	37 500	41 700	46 000	49 700	51 700
		N cas attribuables /100 000	990	150	740	800	890	990	1 100	1 200	1 200
		Fraction attribuable	9	1	7	7	8	9	10	10	11

N : nombre ; P : percentile ; YLD : années vécues avec incapacité (Years Lived with Disability). † Ces effets ou évènements de santé ont été examinés en relation avec un indicateur de présence de moisissures visibles. Ce dernier n'a pas été considéré dans le scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans » (paragraphe 4.2.3).

Scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans »

Evènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
Asthme, incidence, adultes	Wang <i>et al.</i> (2019) [niveau d'intérêt=3]	N cas attribuables	2 700	1 300	840	1 200	1 800	2 500	3 500	4 400	5 000
		N cas attribuables /100 000	16	7	5	7	10	15	20	26	29
		Fraction attribuable	3	1	1	1	2	3	4	5	5
		YLD attribuables	1 600	820	450	620	960	1 400	2 000	2 700	3 100
		YLD attribuables /100 000	9	5	3	4	6	8	12	16	18
Asthme, incidence, enfants	Quansah <i>et al.</i> (2012) [niveau d'intérêt=3]	N cas attribuables	6 700	2 700	2 600	3 400	4 800	6 500	8 400	10 200	11 300
		N cas attribuables /100 000	47	19	18	24	34	46	60	73	81
		Fraction attribuable	3	1	1	2	2	3	4	5	6
		YLD attribuables	5 900	2 700	2 100	2 700	4 000	5 600	7 500	9 500	10 900
		YLD attribuables /100 000	42	19	15	20	28	40	53	68	77
Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, incidence, enfants	Fisk <i>et al.</i> (2010) [niveau d'intérêt=3]	N cas attribuables	1 900	690	810	1 100	1 400	1 900	2 400	2 800	3 100
		N cas attribuables /100 000	19	7	8	10	14	19	23	28	30
		Fraction attribuable	3	1	1	2	2	3	4	5	5
		YLD attribuables	2	1	1	1	2	2	3	3	4
		YLD attribuables /100 000	0	0	0	0	0	0	0	0	0

N : nombre ; P : percentile ; YLD : années vécues avec incapacité (Years Lived with Disability).

Formaldéhyde

Scénario « respect des valeurs de référence » (= 30 µg.m⁻³)

Evènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
Asthme vie, prévalence, adultes	Liu <i>et al.</i> (2023b) [niveau d'intérêt=3]	N cas attribuables	14 600	71 500	0	0	0	0	0	0	79 200
		N cas attribuables /100 000	35	170	0	0	0	0	0	0	190
		Fraction attribuable	0	1	0	0	0	0	0	0	2
		YLD attribuables	360	1 800	0	0	0	0	0	0	1 800
		YLD attribuables /100 000	1	4	0	0	0	0	0	0	4
Asthme vie, prévalence, enfants	Lam <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	3 400	16 300	0	0	0	0	0	0	20 700
		N cas attribuables /100 000	82	390	0	0	0	0	0	0	490
		Fraction attribuable	1	3	0	0	0	0	0	0	4
		YLD attribuables	84	410	0	0	0	0	0	0	480
		YLD attribuables /100 000	2	10	0	0	0	0	0	0	11

N : nombre ; P : percentile ; YLD : années vécues avec incapacité (Years Lived with Disability).

Scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans »

Evènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
Asthme vie, prévalence, adultes	Liu <i>et al.</i> (2023b) [niveau d'intérêt=3]	N cas attribuables	303 500	402 300	0	0	0	143 900	460 700	858 600	1 141 900
		N cas attribuables /100 000	730	960	0	0	0	340	1 100	2 100	2 700
		Fraction attribuable	6	8	0	0	0	3	9	16	22
		YLD attribuables	7 500	10 400	0	0	0	3 500	11 000	21 000	28 800
		YLD attribuables /100 000	18	25	0	0	0	8	26	50	69
Asthme vie, prévalence, enfants	Lam <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	62 500	81 400	0	0	0	29 000	97 200	182 800	240 900
		N cas attribuables /100 000	1 500	1 900	0	0	0	690	2 300	4 300	5 700
		Fraction attribuable	11	15	0	0	0	5	17	33	43
		YLD attribuables	1 500	2 100	0	0	0	680	2 300	4 500	5 900
		YLD attribuables /100 000	37	49	0	0	0	16	55	110	140

N : nombre ; P : percentile ; YLD : années vécues avec incapacité (Years Lived with Disability).

Benzène

Scénario « respect des valeurs de référence » (= 2 µg.m⁻³)

Evènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
Asthme vie, prévalence, adultes	Liu <i>et al.</i> (2022) [niveau d'intérêt=3]	N cas attribuables	79 800	231 000	0	0	0	0	0	265 200	506 200
		N cas attribuables /100 000	190	550	0	0	0	0	0	630	1 200
		Fraction attribuable	2	4	0	0	0	0	0	5	10
		YLD attribuables	2 000	6 000	0	0	0	0	0	6 400	12 700
		YLD attribuables /100 000	5	14	0	0	0	0	0	15	31
Asthme vie, prévalence, enfants	Liu <i>et al.</i> (2022) [niveau d'intérêt=3]	N cas attribuables	9 300	26 400	0	0	0	0	0	31 500	61 700
		N cas attribuables /100 000	220	630	0	0	0	0	0	750	1 500
		Fraction attribuable	2	5	0	0	0	0	0	6	11
		YLD attribuables	230	670	0	0	0	0	0	750	1 500
		YLD attribuables /100 000	5	16	0	0	0	0	0	18	36
Leucémie aiguë myéloïde & leucémie et lymphome lymphoblastique, incidence, enfants	Liu <i>et al.</i> (2022) [niveau d'intérêt=3]	N cas attribuables	12	35	0	0	0	0	0	43	82
		N cas attribuables /100 000	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		Fraction attribuable	2	6	0	0	0	0	0	7	14
		YLD attribuables	13	37	0	0	0	0	0	45	85
		YLD attribuables /100 000	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Leucémie aiguë myéloïde, incidence, enfants et adultes	Anses (2024b) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		N cas attribuables /100 000	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Fraction attribuable	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		YLD attribuables	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		YLD attribuables /100 000	0	0	0	0	0	0	0	0	0

N : nombre ; P : percentile ; YLD : années vécues avec incapacité (Years Lived with Disability).

Scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans »

Evènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
Asthme vie, prévalence, adultes	Liu <i>et al.</i> (2022) [niveau d'intérêt=3]	N cas attribuables	358 800	514 400	0	0	0	148 700	509 800	1 035 400	1 445 400
		N cas attribuables /100 000	860	1 200	0	0	0	360	1 200	2 500	3 500
		Fraction attribuable	7	10	0	0	0	3	10	20	28
		YLD attribuables	8 900	13 200	0	0	0	3 600	12 500	25 600	35 900
		YLD attribuables /100 000	21	32	0	0	0	9	30	61	86
Asthme vie, prévalence, enfants	Liu <i>et al.</i> (2022) [niveau d'intérêt=3]	N cas attribuables	38 700	55 500	0	0	0	16 000	56 200	110 300	156 000
		N cas attribuables /100 000	920	1 300	0	0	0	380	1 300	2 600	3 700
		Fraction attribuable	7	10	0	0	0	3	10	20	28
		YLD attribuables	960	1 400	0	0	0	380	1 400	2 700	3 900
		YLD attribuables /100 000	23	33	0	0	0	9	33	65	91
Leucémie aiguë myéloïde & Leucémie et lymphome lymphoblastique, incidence, enfants	Liu <i>et al.</i> (2022) [niveau d'intérêt=3]	N cas attribuables	50	68	0	0	0	23	74	140	190
		N cas attribuables /100 000	0	0	0	0	0	0	0	1	1
		Fraction attribuable	8	11	0	0	0	4	12	24	33
		YLD attribuables	53	74	0	0	0	24	77	150	210
		YLD attribuables /100 000	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Leucémie aiguë myéloïde, incidence, enfants et adultes	Anses (2024b) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		N cas attribuables /100 000	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Fraction attribuable	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		YLD attribuables	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		YLD attribuables /100 000	0	0	0	0	0	0	0	0	0

N : nombre ; P : percentile ; YLD : années vécues avec incapacité (Years Lived with Disability).

Toluène

Scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans »

Evènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
Asthme vie, prévalence, adultes	Liu <i>et al.</i> (2022) [niveau d'intérêt=3]	N cas attribuables	795 300	994 400	0	0	9 300	421 300	1 169 800	2 208 600	2 947 400
		N cas attribuables /100 000	1 900	2 400	0	0	22	1 000	2 800	5 300	7 100
		Fraction attribuable	15	19	0	0	0	8	22	42	56
		YLD attribuables	19 600	25 300	0	0	230	9 900	28 400	54 600	73 400
		YLD attribuables /100 000	47	61	0	0	1	24	68	130	180
Asthme vie, prévalence, enfants	Liu <i>et al.</i> (2022) [niveau d'intérêt=3]	N cas attribuables	84 100	107 100	0	0	430	43 300	122 900	235 400	321 000
		N cas attribuables /100 000	2 000	2 500	0	0	10	1 000	2 900	5 600	7 600
		Fraction attribuable	15	19	0	0	0	8	22	42	57
		YLD attribuables	2 100	2 700	0	0	11	1 000	2 900	5 800	7 900
		YLD attribuables /100 000	49	64	0	0	0	25	70	140	190

N : nombre ; P : percentile ; YLD : années vécues avec incapacité (Years Lived with Disability).

Dioxyde d'azote (NO₂)

Scénario « respect des valeurs de référence » (= 20 µg.m⁻³)

Evènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
Asthme, incidence, adultes	HEI (2022) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	250	1 300	0	0	0	0	0	0	1 200
		N cas attribuables /100 000	1	8	0	0	0	0	0	0	7
		Fraction attribuable	0	1	0	0	0	0	0	0	1
		YLD attribuables	150	760	0	0	0	0	0	0	730
		YLD attribuables /100 000	1	4	0	0	0	0	0	0	4
Asthme, incidence, enfants	Khreis <i>et al.</i> (2017) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	550	2 700	0	0	0	0	0	0	2 900
		N cas attribuables /100 000	4	19	0	0	0	0	0	0	21
		Fraction attribuable	0	1	0	0	0	0	0	0	1
		YLD attribuables	500	2 500	0	0	0	0	0	0	2 500
		YLD attribuables /100 000	4	18	0	0	0	0	0	0	18
BPCO, prévalence, adultes	Chen <i>et al.</i> (2022) [niveau d'intérêt=3]	N cas attribuables	1 300	6 100	0	0	0	0	0	0	6 500
		N cas attribuables /100 000	4	21	0	0	0	0	0	0	22

Evènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
		Fraction attribuable	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		YLD attribuables	290	1 400	0	0	0	0	0	0	1 400
		YLD attribuables /100 000	1	5	0	0	0	0	0	0	5
Cancer du poumon, incidence, adultes	Chen <i>et al.</i> (2022) [niveau d'intérêt=3]	N cas attribuables	62	310	0	0	0	0	0	0	260
		N cas attribuables /100 000	0	1	0	0	0	0	0	0	1
		Fraction attribuable	0	1	0	0	0	0	0	0	1
		YLD attribuables	59	310	0	0	0	0	0	0	240
		YLD attribuables /100 000	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Diabète de type 2, incidence, adultes	Chen <i>et al.</i> (2022) [niveau d'intérêt=3]	N cas attribuables	130	610	0	0	0	0	0	0	700
		N cas attribuables /100 000	0	2	0	0	0	0	0	0	2
		Fraction attribuable	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		YLD attribuables	100	490	0	0	0	0	0	0	580
		YLD attribuables /100 000	0	2	0	0	0	0	0	0	2
Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, incidence, enfants	HEI (2022) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	140	680	0	0	0	0	0	0	750
		N cas attribuables /100 000	1	7	0	0	0	0	0	0	7
		Fraction attribuable	0	1	0	0	0	0	0	0	1
		YLD attribuables	0	1	0	0	0	0	0	0	1
		YLD attribuables /100 000	0	0	0	0	0	0	0	0	0

BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive ; N : nombre ; P : percentile ; YLD : années vécues avec incapacité (Years Lived with Disability).

Particules fines (PM_{2,5})

Morbidité attribuable à l'exposition aux PM_{2,5} à l'intérieur des logements • scénario « respect des valeurs de référence » (= 9 µg.m⁻³)

Evènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
Asthme, incidence, enfants	Khreis <i>et al.</i> (2017) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	41 500	47 300	0	0	620	24 500	66 100	114 500	144 200
		N cas attribuables /100 000	290	340	0	0	4	170	470	810	1 000
		Fraction attribuable	21	23	0	0	0	12	33	57	71
		YLD attribuables	36 800	43 500	0	0	480	21 400	57 300	100 500	127 500
		YLD attribuables /100 000	260	310	0	0	3	150	410	710	910
AVC, incidence, adultes	Yuan <i>et al.</i> (2019) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	12 100	14 900	0	0	0	6 600	18 300	32 800	43 700
		N cas attribuables /100 000	33	40	0	0	0	18	49	88	120
		Fraction attribuable	12	15	0	0	0	7	19	34	45
		YLD attribuables	1 300	1 600	0	0	0	670	1 900	3 400	4 500
		YLD attribuables /100 000	3	4	0	0	0	2	5	9	12
BPCO, incidence, adultes	Park <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	26 100	32 200	0	0	0	14 400	38 600	71 400	94 200
		N cas attribuables /100 000	79	97	0	0	0	43	120	220	280
		Fraction attribuable	13	17	0	0	0	7	20	37	48
		YLD attribuables	72 400	91 100	0	0	0	39 400	106 700	198 800	264 600
		YLD attribuables /100 000	220	270	0	0	0	120	320	600	800
Cancer du poumon, incidence, adultes	Yu <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	4 900	6 200	0	0	0	2 700	7 300	13 300	18 000
		N cas attribuables /100 000	13	17	0	0	0	7	20	36	49
		Fraction attribuable	12	16	0	0	0	7	18	33	45
		YLD attribuables	4 600	5 900	0	0	0	2 400	6 700	12 500	16 900
		YLD attribuables /100 000	12	16	0	0	0	7	18	34	46
Diabète de type 2, incidence, adultes	Yang <i>et al.</i> (2020) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	17 200	23 800	0	0	78	8 300	23 800	48 100	66 700
		N cas attribuables /100 000	60	83	0	0	0	29	83	170	230
		Fraction attribuable	8	11	0	0	0	4	11	23	32
		YLD attribuables	14 000	19 900	0	0	63	6 600	19 200	38 800	54 800
		YLD attribuables /100 000	49	69	0	0	0	23	66	130	190
Hypertension artérielle, incidence, adultes	Qin <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	90 900	115 000	0	0	24	47 900	133 400	252 600	338 200
		N cas attribuables /100 000	180	230	0	0	0	95	270	500	670
		Fraction attribuable	13	16	0	0	0	7	19	35	47

Evènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
Infarctus aigu du myocarde, incidence, adultes	Zhu <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	10 200	13 500	0	0	5	5 100	14 600	27 900	39 000
		N cas attribuables /100 000	25	33	0	0	0	12	35	68	95
		Fraction attribuable	11	14	0	0	0	5	15	29	41
		YLD attribuables	6 900	9 300	0	0	3	3 400	9 800	19 000	26 500
		YLD attribuables /100 000	17	23	0	0	0	8	24	46	64

AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive ; N : nombre ; P : percentile ; YLD : années vécues avec incapacité (Years Lived with Disability).

Morbidité attribuable à l'exposition aux PM_{2,5} à l'intérieur des logements - scénario « respect des valeurs de référence » (= 16 µg.m⁻³ • cible intermédiaire)

Evènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
Asthme, incidence, enfants	Khreis <i>et al.</i> (2017) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	28 600	44 700	0	0	0	190	43 400	98 300	133 400
		N cas attribuables /100 000	200	320	0	0	0	1	310	700	950
		Fraction attribuable	14	22	0	0	0	0	21	49	66
		YLD attribuables	25 300	40 800	0	0	0	200	37 800	85 300	117 400
		YLD attribuables /100 000	180	290	0	0	0	1	270	610	830
AVC, incidence, adultes	Yuan <i>et al.</i> (2019) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	8 300	13 900	0	0	0	32	12 100	27 400	39 000
		N cas attribuables /100 000	22	37	0	0	0	0	32	74	100
		Fraction attribuable	9	14	0	0	0	0	12	28	40
		YLD attribuables	870	1 500	0	0	0	3	1 200	2 800	4 000
		YLD attribuables /100 000	2	4	0	0	0	0	3	8	11
BPCO, incidence, adultes	Park <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	17 900	30 100	0	0	0	0	24 900	60 000	84 400
		N cas attribuables /100 000	54	91	0	0	0	0	75	180	250
		Fraction attribuable	9	15	0	0	0	0	13	31	43
		YLD attribuables	49 700	85 000	0	0	0	0	68 400	164 700	235 200
		YLD attribuables /100 000	150	260	0	0	0	0	210	500	710
Cancer du poumon, incidence, adultes	Yu <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	3 400	5 700	0	0	0	0	4 700	11 000	16 000
		N cas attribuables /100 000	9	15	0	0	0	0	13	30	43
		Fraction attribuable	9	14	0	0	0	0	12	28	40
		YLD attribuables	3 200	5 500	0	0	0	0	4 300	10 200	15 000
		YLD attribuables /100 000	9	15	0	0	0	0	12	27	40

Evènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
Diabète de type 2, incidence, adultes	Yang <i>et al.</i> (2020) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	11 800	21 900	0	0	0	0	14 500	38 100	58 100
		N cas attribuables /100 000	41	76	0	0	0	0	50	130	200
		Fraction attribuable	6	10	0	0	0	0	7	18	28
		YLD attribuables	9 600	18 200	0	0	0	0	11 500	31 000	47 200
		YLD attribuables /100 000	33	63	0	0	0	0	40	110	160
Hypertension artérielle, incidence, adultes	Qin <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	62 600	106 600	0	0	0	930	85 500	210 000	299 800
		N cas attribuables /100 000	120	210	0	0	0	2	170	420	600
		Fraction attribuable	9	15	0	0	0	0	12	29	42
Infarctus aigu du myocarde, incidence, adultes	Zhu <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	7 100	12 500	0	0	0	6	9 200	23 200	34 500
		N cas attribuables /100 000	17	30	0	0	0	0	22	56	84
		Fraction attribuable	7	13	0	0	0	0	10	24	36
		YLD attribuables	4 800	8 700	0	0	0	4	6 200	15 600	23 400
		YLD attribuables /100 000	12	21	0	0	0	0	15	38	57

AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive ; N : nombre ; P : percentile ; YLD : années vécues avec incapacité (Years Lived with Disability).

Morbidité attribuable à l'exposition aux PM_{2,5} à l'intérieur des logements – scénario « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans »

Evènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
Asthme, incidence, enfants	Khreis <i>et al.</i> (2017) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	44 400	54 700	0	0	0	20 200	75 700	132 400	164 000
		N cas attribuables /100 000	320	390	0	0	0	140	540	940	1 200
		Fraction attribuable	22	27	0	0	0	10	37	66	81
		YLD attribuables	39 500	50 300	0	0	0	17 100	65 800	116 900	146 300
		YLD attribuables /100 000	280	360	0	0	0	120	470	830	1 000
AVC, incidence, adultes	Yuan <i>et al.</i> (2019) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	13 900	18 800	0	0	0	5 700	21 600	41 700	55 500
		N cas attribuables /100 000	37	51	0	0	0	15	58	110	150
		Fraction attribuable	14	19	0	0	0	6	22	43	57
		YLD attribuables	1 500	2 000	0	0	0	580	2 200	4 400	5 800
		YLD attribuables /100 000	4	5	0	0	0	2	6	12	16
BPCO, incidence, adultes	Park <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	30 300	39 500	0	0	0	13 400	48 300	89 300	115 300
		N cas attribuables /100 000	91	120	0	0	0	40	150	270	350
		Fraction attribuable	16	20	0	0	0	7	25	46	59
		YLD attribuables	84 200	112 000	0	0	0	36 900	131 600	247 300	323 400

Evènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
		YLD attribuables /100 000	250	340	0	0	0	110	400	750	970
Cancer du poumon, incidence, adultes	Yu <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	5 700	7 700	0	0	0	2 300	8 900	17 100	22 400
		N cas attribuables /100 000	15	21	0	0	0	6	24	46	60
		Fraction attribuable	14	19	0	0	0	6	22	43	57
		YLD attribuables	5 300	7 400	0	0	0	2 100	8 200	16 000	21 000
		YLD attribuables /100 000	14	20	0	0	0	6	22	43	56
Diabète de type 2, incidence, adultes	Yang <i>et al.</i> (2020) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	21 200	31 100	0	0	0	7 600	30 800	63 600	87 400
		N cas attribuables /100 000	73	110	0	0	0	26	110	220	300
		Fraction attribuable	10	15	0	0	0	4	15	30	42
		YLD attribuables	17 200	25 900	0	0	0	5 900	24 600	51 800	71 100
		YLD attribuables /100 000	60	90	0	0	0	21	85	180	250
Hypertension artérielle, incidence, adultes	Qin <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	102 900	142 100	0	0	0	38 900	157 000	315 600	416 400
		N cas attribuables /100 000	200	280	0	0	0	77	310	630	830
		Fraction attribuable	14	20	0	0	0	5	22	44	58
Infarctus aigu du myocarde, incidence, adultes	Zhu <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	11 700	16 500	0	0	0	4 500	17 300	34 900	47 400
		N cas attribuables /100 000	28	40	0	0	0	11	42	85	120
		Fraction attribuable	12	17	0	0	0	5	18	37	50
		YLD attribuables	7 900	11 500	0	0	0	2 900	11 500	23 400	32 600
		YLD attribuables /100 000	19	28	0	0	0	7	28	57	79

AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive ; N : nombre ; P : percentile ; YLD : années vécues avec incapacité (Years Lived with Disability).

Morbidité attribuable à l'exposition aux PM_{2,5} issues de l'infiltration de l'air extérieur à l'intérieur des logements - scénario « respect des valeurs de référence » (= 5 µg.m⁻³)

Evènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
Asthme, incidence, enfants	Khreis <i>et al.</i> (2017) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	8 300	11 000	0	0	350	4 500	11 700	21 900	29 800
		N cas attribuables /100 000	59	78	0	0	2	32	83	160	210
		Fraction attribuable	4	5	0	0	0	2	6	11	15
		YLD attribuables	7 400	10 000	0	0	290	3 900	10 300	19 200	27 700
		YLD attribuables /100 000	53	71	0	0	2	28	74	140	200
AVC, incidence, adultes	Yuan <i>et al.</i> (2019) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	2 100	2 700	0	0	120	1 200	3 100	5 600	7 600
		N cas attribuables /100 000	6	7	0	0	0	3	8	15	20

Évènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
		Fraction attribuable	2	3	0	0	0	1	3	6	8
		YLD attribuables	220	290	0	0	12	130	320	580	790
		YLD attribuables /100 000	1	1	0	0	0	0	1	2	2
BPCO, incidence, adultes	Park <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	4 800	5 900	0	0	380	2 900	7 000	12 500	16 600
		N cas attribuables /100 000	15	18	0	0	1	9	21	38	50
		Fraction attribuable	2	3	0	0	0	2	4	6	9
		YLD attribuables	13 400	16 500	0	0	1 000	7 900	19 000	34 400	47 200
		YLD attribuables /100 000	40	50	0	0	3	24	57	100	140
Cancer du poumon, incidence, adultes	Yu <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	870	1 100	0	0	45	500	1 200	2 300	3 100
		N cas attribuables /100 000	2	3	0	0	0	1	3	6	8
		Fraction attribuable	2	3	0	0	0	1	3	6	8
		YLD attribuables	810	1 100	0	0	40	460	1 100	2 100	2 900
		YLD attribuables /100 000	2	3	0	0	0	1	3	6	8
Diabète de type 2, incidence, adultes	Yang <i>et al.</i> (2020) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	3 000	4 100	0	0	190	1 600	4 200	8 000	11 200
		N cas attribuables /100 000	11	14	0	0	1	6	14	28	39
		Fraction attribuable	1	2	0	0	0	1	2	4	5
		YLD attribuables	2 500	3 400	0	0	140	1 300	3 400	6 500	9 300
		YLD attribuables /100 000	9	12	0	0	0	4	12	23	32
Hypertension artérielle, incidence, adultes	Qin <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	16 000	21 600	0	0	820	8 500	22 400	42 300	58 400
		N cas attribuables /100 000	32	43	0	0	2	17	45	84	120
		Fraction attribuable	2	3	0	0	0	1	3	6	8
Infarctus aigu du myocarde, incidence, adultes	Zhu <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	1 700	2 300	0	0	120	990	2 400	4 500	6 200
		N cas attribuables /100 000	4	6	0	0	0	2	6	11	15
		Fraction attribuable	2	2	0	0	0	1	3	5	6
		YLD attribuables	1 200	1 600	0	0	79	650	1 600	3 100	4 300
		YLD attribuables /100 000	3	4	0	0	0	2	4	7	10

AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive ; N : nombre ; P : percentile ; YLD : années vécues avec incapacité (Years Lived with Disability).

Analyse exploratoire : morbidité attribuable à l'exposition « intégrée » aux PM_{2,5} • scénario « respect des valeurs de référence »

Évènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
Asthme, incidence, enfants	Khreis <i>et al.</i> (2017) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	45 500	46 400	0	1 100	7 700	29 900	69 500	117 000	145 400
		N cas attribuables /100 000	320	330	0	8	55	210	490	830	1 000
		Fraction attribuable	23	23	0	1	4	15	34	58	72
		YLD attribuables	40 400	42 900	0	910	6 600	26 200	61 000	102 900	129 200
		YLD attribuables /100 000	290	300	0	6	47	190	430	730	920
AVC, incidence, adultes	Yuan <i>et al.</i> (2019) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	13 300	14 700	0	270	2 200	8 400	19 400	33 500	44 300
		N cas attribuables /100 000	36	40	0	1	6	23	52	90	120
		Fraction attribuable	14	15	0	0	2	9	20	35	46
		YLD attribuables	1 400	1 600	0	27	220	840	2 000	3 500	4 600
		YLD attribuables /100 000	4	4	0	0	1	2	5	9	12
BPCO, incidence, adultes	Park <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	28 700	31 800	0	600	4 700	18 100	41 200	73 000	95 700
		N cas attribuables /100 000	86	96	0	2	14	55	120	220	290
		Fraction attribuable	15	16	0	0	2	9	21	38	49
		YLD attribuables	79 600	90 100	0	1 600	12 700	49 900	113 800	203 800	267 400
		YLD attribuables /100 000	240	270	0	5	38	150	340	610	810
Cancer du poumon, incidence, adultes	Yu <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	5 400	6 100	0	100	840	3 300	7 800	13 600	18 200
		N cas attribuables /100 000	14	16	0	0	2	9	21	37	49
		Fraction attribuable	14	15	0	0	2	8	20	34	46
		YLD attribuables	5 000	5 900	0	97	770	3 000	7 100	12 800	17 200
		YLD attribuables /100 000	14	16	0	0	2	8	19	34	46
Diabète de type 2, incidence, adultes	Yang <i>et al.</i> (2020) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	19 000	23 800	0	340	2 600	10 400	25 900	49 600	68 000
		N cas attribuables /100 000	66	82	0	1	9	36	90	170	240
		Fraction attribuable	9	11	0	0	1	5	12	24	32
		YLD attribuables	15 400	19 800	0	270	2 100	8 300	20 800	40 300	55 800
		YLD attribuables /100 000	53	69	0	1	7	29	72	140	190
Hypertension artérielle, incidence, adultes	Qin <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	99 400	114 100	0	1 600	14 500	58 800	143 300	259 500	341 400
		N cas attribuables /100 000	200	230	0	3	29	120	290	520	680
		Fraction attribuable	14	16	0	0	2	8	20	36	48
Infarctus aigu du myocarde, incidence, adultes	Zhu <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	11 100	13 400	0	210	1 500	6 300	15 700	28 800	39 400
		N cas attribuables /100 000	27	32	0	1	4	15	38	70	96
		Fraction attribuable	12	14	0	0	2	7	16	30	41

Evènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
		YLD attribuables	7 500	9 300	0	140	1 000	4 200	10 500	19 500	26 800
		YLD attribuables /100 000	18	23	0	0	2	10	25	47	65

AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive ; N : nombre ; P : percentile ; YLD : années vécues avec incapacité (Years Lived with Disability).

Analyse exploratoire : adaptation des fonctions concentration-risque pour l'estimation de la morbidité attribuable à l'exposition aux PM_{2,5} à l'intérieur du logement • scénario « respect des valeurs de référence » (= 9 µg.m⁻³)

Evènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
Asthme, incidence, enfants	Khreis <i>et al.</i> (2017) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	54 500	57 700	0	0	790	35 200	91 000	148 300	175 800
		N cas attribuables /100 000	390	410	0	0	6	250	650	1 100	1 300
		Fraction attribuable	27	29	0	0	0	17	45	73	87
		YLD attribuables	48 400	53 300	0	0	630	30 600	79 000	129 300	158 800
		YLD attribuables /100 000	340	380	0	0	4	220	560	920	1 100
AVC, incidence, adultes	Yuan <i>et al.</i> (2019) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	17 100	20 100	0	0	1	9 600	26 700	46 700	60 700
		N cas attribuables /100 000	46	54	0	0	0	26	72	130	160
		Fraction attribuable	18	21	0	0	0	10	28	48	63
		YLD attribuables	1 800	2 100	0	0	0	990	2 800	4 800	6 300
		YLD attribuables /100 000	5	6	0	0	0	3	7	13	17
BPCO, incidence, adultes	Park <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	36 500	42 800	0	0	0	21 000	56 000	101 600	130 300
		N cas attribuables /100 000	110	130	0	0	0	63	170	310	390
		Fraction attribuable	19	22	0	0	0	11	29	52	67
		YLD attribuables	101 200	121 300	0	0	0	57 200	154 400	281 800	360 400
		YLD attribuables /100 000	300	370	0	0	0	170	470	850	1 100
Cancer du poumon, incidence, adultes	Yu <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	6 900	8 300	0	0	0	3 900	10 600	18 900	25 200
		N cas attribuables /100 000	19	22	0	0	0	10	28	51	68
		Fraction attribuable	17	21	0	0	0	10	27	48	64
		YLD attribuables	6 400	8 000	0	0	0	3 500	9 700	17 700	23 600
		YLD attribuables /100 000	17	21	0	0	0	9	26	48	63
Diabète de type 2, incidence, adultes	Yang <i>et al.</i> (2020) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	25 000	33 400	0	0	99	12 100	35 300	70 300	97 600
		N cas attribuables /100 000	87	120	0	0	0	42	120	240	340
		Fraction attribuable	12	16	0	0	0	6	17	33	46
		YLD attribuables	20 300	27 800	0	0	87	9 800	28 300	57 500	78 900

Evènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
		YLD attribuables /100 000	70	97	0	0	0	34	98	200	270
Hypertension artérielle, incidence, adultes	Qin <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	126 400	151 900	0	0	29	68 800	191 900	353 300	457 500
		N cas attribuables /100 000	250	300	0	0	0	140	380	700	910
		Fraction attribuable	18	21	0	0	0	10	27	50	64
Infarctus aigu du myocarde, incidence, adultes	Zhu <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	14 500	18 400	0	0	7	7 400	21 500	40 700	55 100
		N cas attribuables /100 000	35	45	0	0	0	18	52	99	130
		Fraction attribuable	15	19	0	0	0	8	22	43	58
		YLD attribuables	9 800	12 700	0	0	5	4 900	14 500	27 600	37 100
		YLD attribuables /100 000	24	31	0	0	0	12	35	67	90

AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive ; N : nombre ; P : percentile ; YLD : années vécues avec incapacité (Years Lived with Disability).

Analyse exploratoire : adaptation des fonctions concentration-risque pour l'estimation de la morbidité attribuable à l'exposition « intégrée » aux PM_{2,5} • scénario « respect des valeurs de référence »

Evènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
Asthme, incidence, enfants	Khreis <i>et al.</i> (2017) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	59 700	56 200	0	1 700	11 200	42 800	95 200	150 200	176 700
		N cas attribuables /100 000	420	400	0	12	80	300	680	1 100	1 300
		Fraction attribuable	30	28	0	1	6	21	47	74	87
		YLD attribuables	53 100	52 100	0	1 400	9 600	37 500	83 000	131 600	160 200
		YLD attribuables /100 000	380	370	0	10	68	270	590	940	1 100
AVC, incidence, adultes	Yuan <i>et al.</i> (2019) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	18 700	19 800	0	420	3 100	11 900	28 000	47 700	61 100
		N cas attribuables /100 000	50	53	0	1	8	32	75	130	160
		Fraction attribuable	19	20	0	0	3	12	29	49	63
		YLD attribuables	1 900	2 100	0	43	310	1 200	2 900	4 900	6 400
		YLD attribuables /100 000	5	6	0	0	1	3	8	13	17
BPCO, incidence, adultes	Park <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	39 900	42 000	0	910	6 800	25 700	59 200	103 200	131 300
		N cas attribuables /100 000	120	130	0	3	20	77	180	310	400
		Fraction attribuable	21	22	0	0	3	13	30	53	67
		YLD attribuables	110 800	119 200	0	2 600	18 400	70 400	162 900	285 900	364 300
		YLD attribuables /100 000	330	360	0	8	55	210	490	860	1 100
Cancer du poumon, incidence, adultes	Yu <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	7 500	8 200	0	170	1 200	4 700	11 200	19 300	25 500
		N cas attribuables /100 000	20	22	0	0	3	13	30	52	69

Evènement de santé	Fonction concentration-risque	Résultat	Moyenne	Ecart type	P5	P10	P25	Médiane	P75	P90	P95
		Fraction attribuable	19	21	0	0	3	12	28	49	64
		YLD attribuables	7 000	7 900	0	150	1 100	4 300	10 200	18 100	23 800
		YLD attribuables /100 000	19	21	0	0	3	12	28	49	64
Diabète de type 2, incidence, adultes	Yang <i>et al.</i> (2020) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	27 300	33 200	0	540	3 800	15 200	37 900	72 400	98 700
		N cas attribuables /100 000	95	120	0	2	13	53	130	250	340
		Fraction attribuable	13	16	0	0	2	7	18	34	47
		YLD attribuables	22 200	27 700	0	420	3 100	12 100	30 300	59 500	80 100
		YLD attribuables /100 000	77	96	0	1	11	42	100	210	280
Hypertension artérielle, incidence, adultes	Qin <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	137 700	149 900	0	2 600	21 100	83 800	203 400	359 600	462 700
		N cas attribuables /100 000	270	300	0	5	42	170	400	720	920
		Fraction attribuable	19	21	0	0	3	12	29	50	65
Infarctus aigu du myocarde, incidence, adultes	Zhu <i>et al.</i> (2021) [niveau d'intérêt=4]	N cas attribuables	15 800	18 200	0	320	2 300	9 100	22 800	41 400	55 800
		N cas attribuables /100 000	38	44	0	1	5	22	55	100	140
		Fraction attribuable	17	19	0	0	2	10	24	43	58
		YLD attribuables	10 700	12 600	0	210	1 500	6 000	15 300	28 200	37 600
		YLD attribuables /100 000	26	31	0	1	4	15	37	69	91

AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive ; N : nombre ; P : percentile ; YLD : années vécues avec incapacité (Years Lived with Disability).

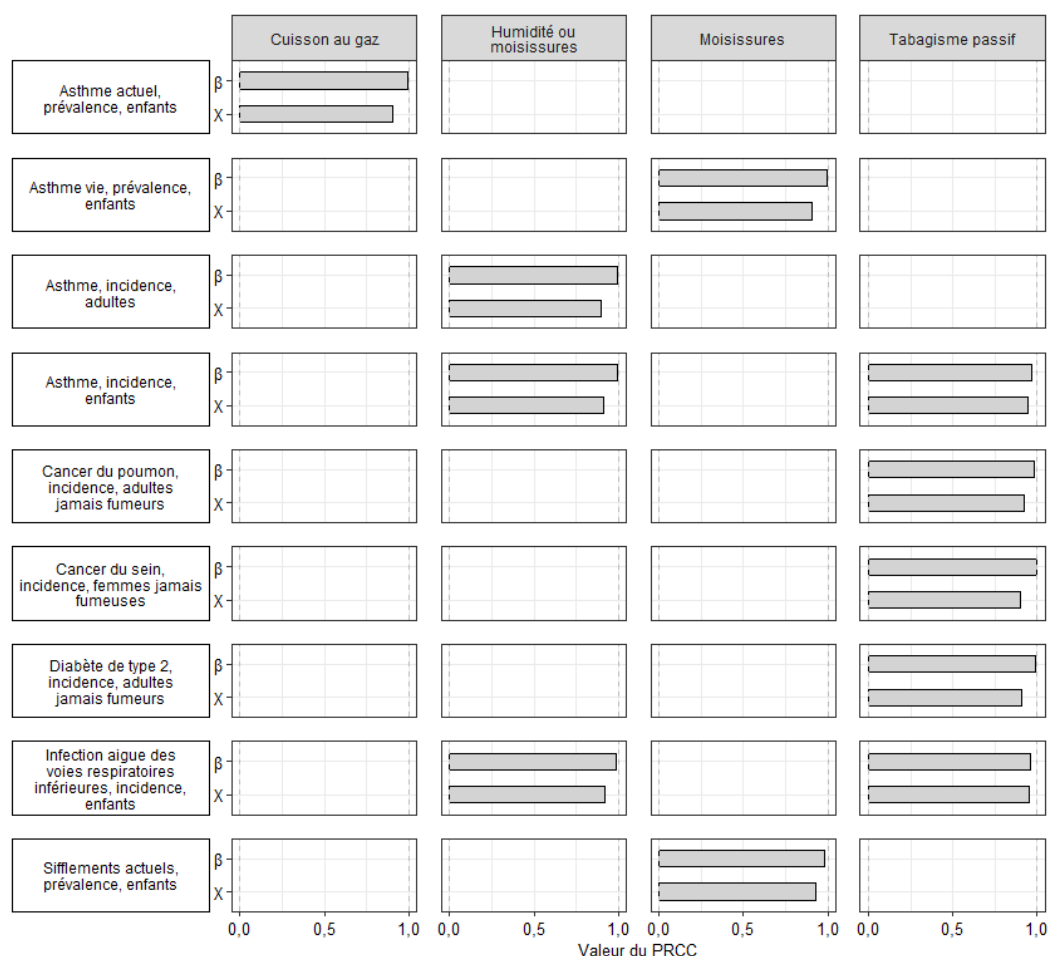
10.13. Analyse de sensibilité globale

Introduction

Les coefficients de corrélation partielle sur les rangs (PRCC, *Partial Rank Correlation Coefficient*) sont compris entre -1 et +1. Ils reflètent la contribution de chaque paramètre à l'incertitude globale des résultats d'impact sanitaire. Un coefficient positif indique qu'une augmentation du paramètre tend à augmenter le résultat d'impact, tandis qu'un coefficient négatif traduit une relation inverse. La magnitude du coefficient témoigne de l'importance relative du paramètre dans l'explication de la variabilité du résultat : plus la valeur absolue du PRCC est élevée, plus la contribution du paramètre est importante. Si le coefficient est proche de 0 alors aucune influence n'est détectée. Un coefficient proche de 0,5 traduit une influence modérée, alors qu'une valeur supérieure à 0,7 traduit une influence forte.

Scénario prospectif « élimination de la source de pollution »

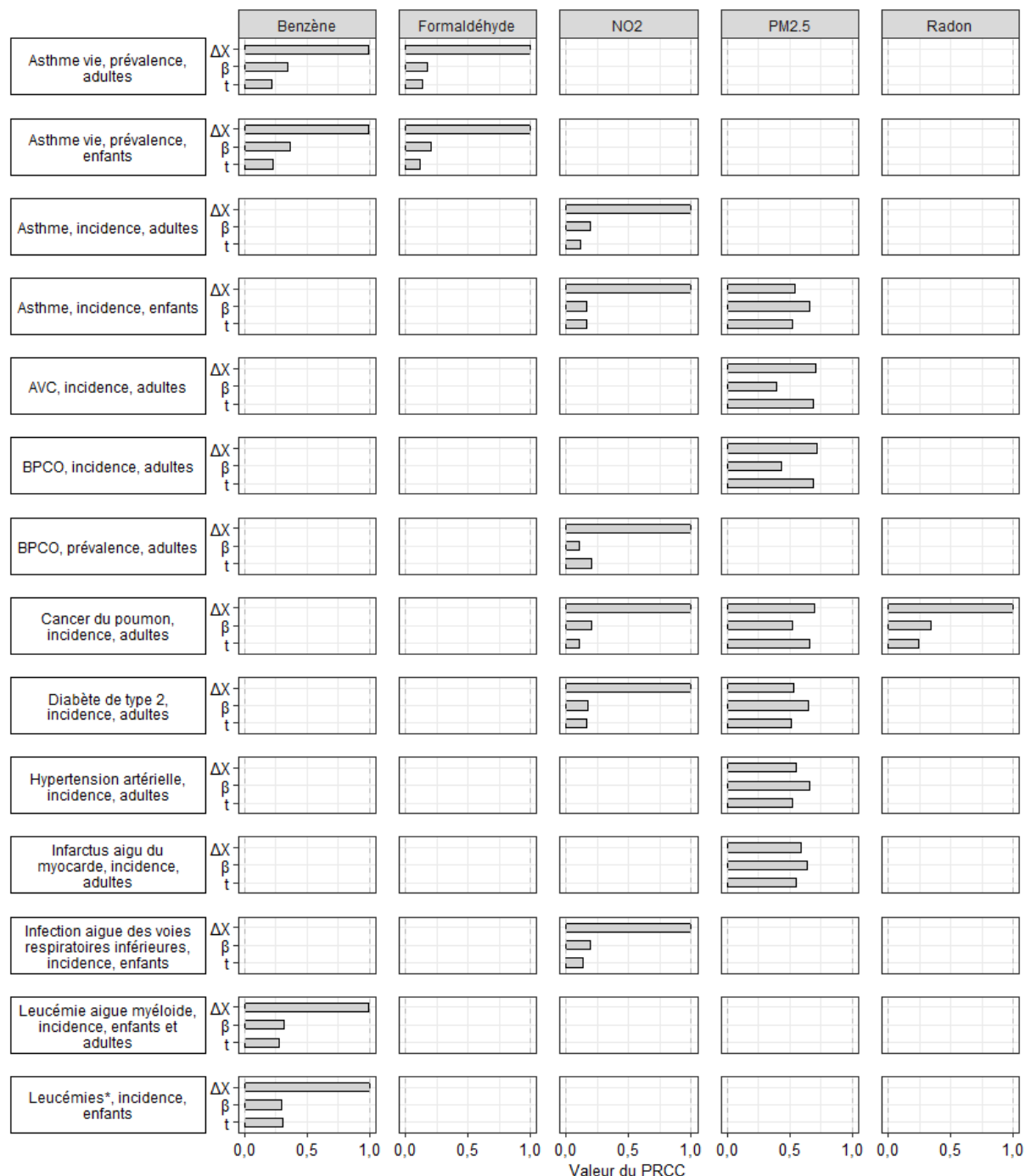
Ce scénario a été appliqué aux indicateurs d'exposition (paragraphe 4.2.3). La pondération sur la fraction de temps passé dans le logement ne s'applique pas dans ce cas car la notion de proportion de temps n'est pas pertinente dans le cas d'une indication binaire (présence vs. absence). Les seuls paramètres d'entrée probabilistes sont donc la fonction concentration-risque (β) et la prévalence d'exposition (X).



PRCC : coefficient de corrélation partielle sur les rangs (*Partial Rank Correlation Coefficient*).

Scénario prospectif « respect des valeurs de référence »

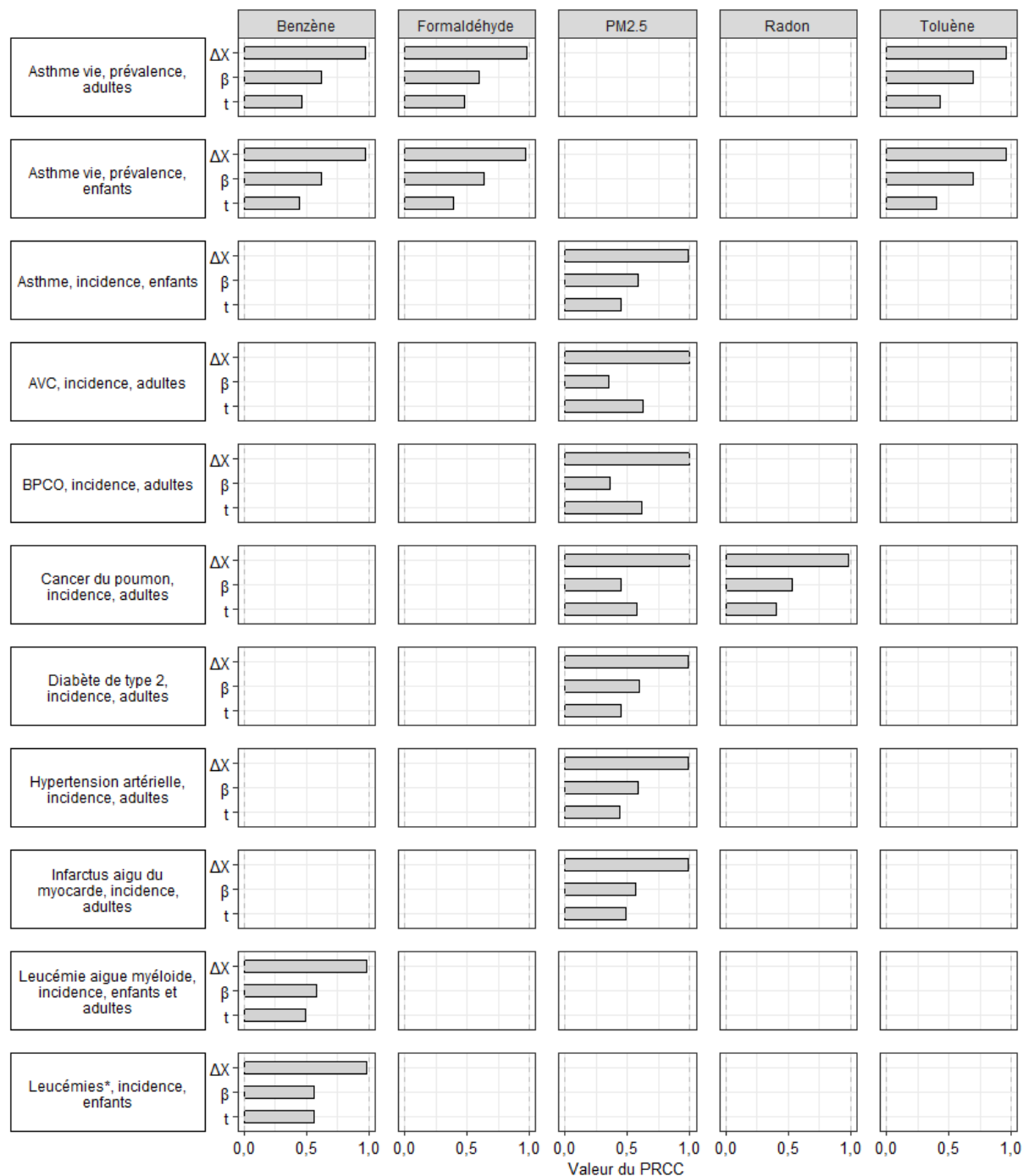
Les paramètres d'entrée probabilistes sont la fonction concentration-risque (β), la baisse des concentrations nécessaire au respect des valeurs de référence (ΔX) et la fraction de temps passé dans le logement (t). Le toluène n'est pas représenté puisque ce scénario n'amène pas de bénéfice sanitaire pour ce polluant (paragraphe 6.8).



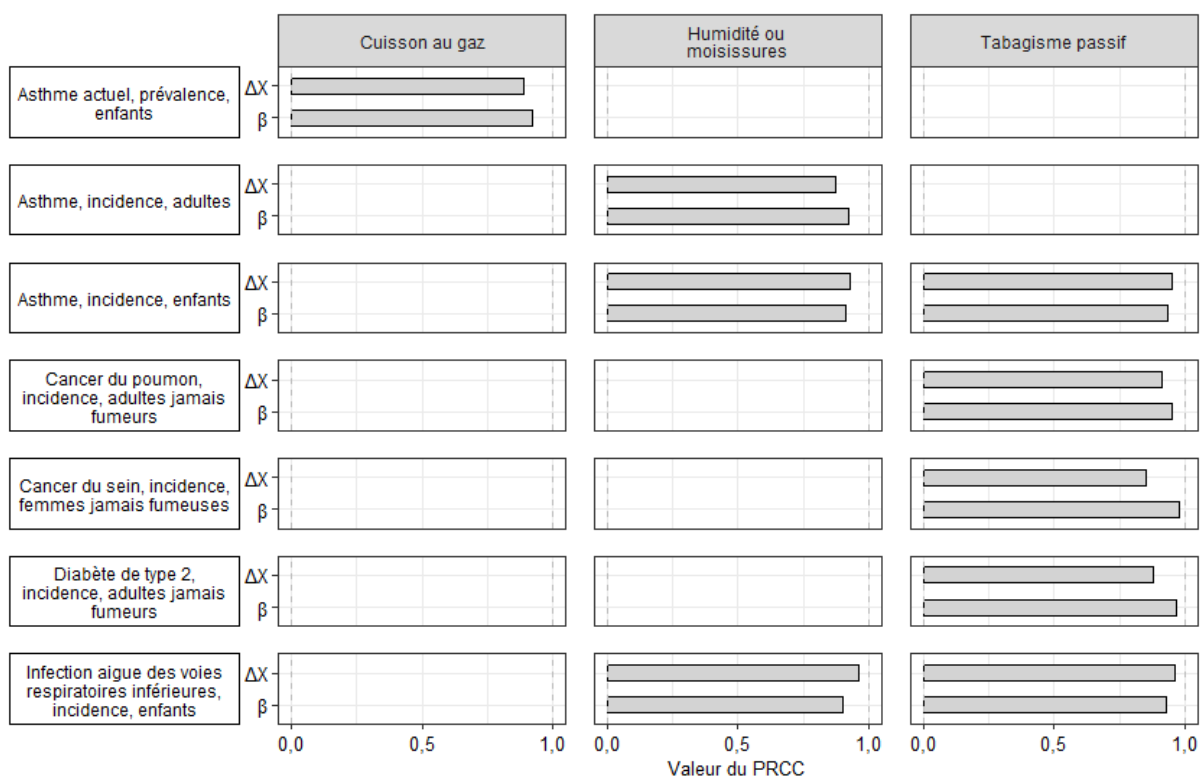
AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive ; PRCC : coefficient de corrélation partielle sur les rangs (Partial Rank Correlation Coefficient). * Leucémie aiguë myéloïde et lymphome lymphoblastique.

Scénario rétrospectif « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans »

Les paramètres d'entrée probabilistes sont la fonction concentration-risque (β), la baisse des concentrations ou de la prévalence d'exposition (ΔX) et la fraction de temps passé dans le logement (t). La pondération sur la fraction de temps passé dans le logement (t) ne s'applique pas aux indicateurs d'exposition.



AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive ; PRCC : coefficient de corrélation partielle sur les rangs (Partial Rank Correlation Coefficient). * Leucémie aigue myéloïde et lymphome lymphoblastique.



PRCC : coefficient de corrélation partielle sur les rangs (Partial Rank Correlation Coefficient).

10.14. Résultats détaillés de l'évaluation économique des impacts sanitaires de la pollution de l'air intérieur

Les tableaux ci-dessous reprennent les estimations économiques du Chapitre 7 avec un angle de présentation différent (entrée par scénario plutôt que par polluant). Des données additionnelles concernant la distribution des coûts apparaissent également (25^{ème} et 75^{ème} percentiles).

Valorisation économique du fardeau sanitaire attribuable au scénario prospectif « respect des valeurs de référence » (en millions €₂₀₁₉)

Polluant	Effet sanitaire, population	Coûts directs médicaux					
		Moyenne	Médiane	P5	P25	P75	P95
Benzène	Leucémies*, enfants	1	0	0	0	0	6
	Leucémie aiguë myéloïde, adultes et enfants	0	0	0	0	0	0
Dioxyde d'azote (NO ₂)	Asthme, adultes	5	0	0	0	0	26
	Asthme, enfants	19	0	0	0	0	101
	Cancer du poumon, adultes	8	0	0	0	0	33
	Diabète de type 2, adultes	7	0	0	0	0	36
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	0	0	0	0	0	0
Particules fines (PM _{2,5})	Asthme, enfants	1 454	858	0	22	2 317	5 057
	AVC, adultes	935	513	0	0	1 412	3 377
	BPCO, adultes	1 612	892	0	0	2 385	5 823
	Cancer du poumon, adultes	621	342	0	0	925	2 283
	Diabète de type 2, adultes	889	428	0	4	1 230	3 439
	Hypertension artérielle, adultes	660	348	0	0	969	2 458
	Infarctus aigu du myocarde, adultes	235	117	0	0	337	900
PM _{2,5} issues de l'infiltration de l'air extérieur	Asthme, enfants	291	158	0	12	410	1 046
	AVC, adultes	166	96	0	10	238	583
	BPCO, adultes	298	182	0	23	432	1 023
	Cancer du poumon, adultes	110	63	0	6	155	397
	Diabète de type 2, adultes	157	84	0	10	216	578
	Hypertension artérielle, adultes	116	62	0	6	163	424
	Infarctus aigu du myocarde, adultes	40	23	0	3	55	143
Radon	Cancer du poumon, adultes	129	0	0	0	0	844
	Cancer du poumon, adultes fumeurs	86	0	0	0	0	548
	Cancer du poumon, adultes jamais fumeurs	21	0	0	0	0	141

AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive. * Leucémie aiguë myéloïde et lymphome lymphoblastique.

Polluant	Effet sanitaire, population	Coûts indirects / pertes de production					
		Moyenne	Médiane	P5	P25	P75	P95
Benzène	Leucémies*, enfants	0	0	0	0	0	0
	Leucémie aiguë myéloïde, adultes et enfants	0	0	0	0	0	0
Dioxyde d'azote (NO ₂)	Asthme, adultes	8	0	0	0	0	38
	Asthme, enfants	17	0	0	0	0	92
	Cancer du poumon, adultes	3	0	0	0	0	11

Polluant	Effet sanitaire, population	Coûts indirects / pertes de production					
		Moyenne	Médiane	P5	P25	P75	P95
	Diabète de type 2, adultes	1	0	0	0	0	4
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	0	0	0	0	0	0
Particules fines (PM _{2,5})	Asthme, enfants	1 323	780	0	20	2 107	4 599
	AVC, adultes	186	102	0	0	281	672
	BPCO, adultes	325	180	0	0	480	1 173
	Cancer du poumon, adultes	206	113	0	0	306	755
	Diabète de type 2, adultes	110	53	0	0	152	425
	Hypertension artérielle, adultes	124	65	0	0	182	463
	Infarctus aigu du myocarde, adultes	20	10	0	0	29	78
PM _{2,5} issues de l'infiltration de l'air extérieur	Asthme, enfants	265	144	0	11	373	951
	AVC, adultes	33	19	0	2	47	116
	BPCO, adultes	60	37	0	5	87	206
	Cancer du poumon, adultes	37	21	0	2	51	131
	Diabète de type 2, adultes	19	10	0	1	27	71
	Hypertension artérielle, adultes	22	12	0	1	31	80
	Infarctus aigu du myocarde, adultes	3	2	0	0	5	12
Radon	Cancer du poumon, adultes	43	0	0	0	0	279
	Cancer du poumon, adultes fumeurs	28	0	0	0	0	181
	Cancer du poumon, adultes jamais fumeurs	7	0	0	0	0	47

AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive. * Leucémie aiguë myéloïde et lymphome lymphoblastique.

Polluant	Effet sanitaire, population	Coûts intangibles, approche du Haut-Commissariat à la Stratégie et au Plan					
		Moyenne	Médiane	P5	P25	P75	P95
Benzène	Leucémies*, enfants	2	0	0	0	0	12
	Leucémie aiguë myéloïde, adultes et enfants	0	0	0	0	0	0
Dioxyde d'azote (NO ₂)	Asthme, adultes	20	0	0	0	0	98
	Asthme, enfants	66	0	0	0	0	350
	Cancer du poumon, adultes	3	0	0	0	0	14
	Diabète de type 2, adultes	14	0	0	0	0	78
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	0	0	0	0	0	0
Particules fines (PM _{2,5})	Asthme, enfants	5 026	2 965	0	76	8 009	17 478
	AVC, adultes	171	94	0	0	259	619
	BPCO, adultes	9 880	5 467	0	0	14 620	35 696
	Cancer du poumon, adultes	266	146	0	0	397	979
	Diabète de type 2, adultes	1 905	917	0	9	2 635	7 369
	Hypertension artérielle, adultes	0	0	0	0	0	0
	Infarctus aigu du myocarde, adultes	943	469	0	0	1 351	3 609
PM _{2,5} issues de l'infiltration de l'air extérieur	Asthme, enfants	1 007	547	0	42	1 416	3 616
	AVC, adultes	30	18	0	2	44	107
	BPCO, adultes	1 828	1 113	0	144	2 650	6 273
	Cancer du poumon, adultes	47	27	0	2	67	170
	Diabète de type 2, adultes	336	181	0	21	462	1 239
	Hypertension artérielle, adultes	0	0	0	0	0	0

Polluant	Effet sanitaire, population	Coûts intangibles, approche du Haut-Commissariat à la Stratégie et au Plan					
		Moyenne	Médiane	P5	P25	P75	P95
	Infarctus aigu du myocarde, adultes	161	92	0	11	222	572
Radon	Cancer du poumon, adultes	55	0	0	0	0	362
	Cancer du poumon, adultes fumeurs	37	0	0	0	0	235
	Cancer du poumon, adultes jamais fumeurs	9	0	0	0	0	61

AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive. * Leucémie aiguë myéloïde et lymphome lymphoblastique.

Polluant	Effet sanitaire, population	Coûts intangibles, approche de Santé publique France					
		Moyenne	Médiane	P5	P25	P75	P95
Benzène	Leucémies*, enfants	1	0	0	0	0	4
	Leucémie aiguë myéloïde, adultes et enfants	0	0	0	0	0	0
Dioxyde d'azote (NO ₂)	Asthme, adultes	7	0	0	0	0	32
	Asthme, enfants	22	0	0	0	0	116
	Cancer du poumon, adultes	1	0	0	0	0	2
	Diabète de type 2, adultes	5	0	0	0	0	26
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	0	0	0	0	0	0
Particules fines (PM _{2,5})	Asthme, enfants	1 663	981	0	25	2 650	5 783
	AVC, adultes	57	31	0	0	86	205
	BPCO, adultes	3 269	1 809	0	0	4 837	11 811
	Cancer du poumon, adultes	43	24	0	0	64	159
	Diabète de type 2, adultes	630	304	0	3	872	2 438
	Hypertension artérielle, adultes	0	0	0	0	0	0
	Infarctus aigu du myocarde, adultes	312	155	0	0	447	1 194
PM _{2,5} issues de l'infiltration de l'air extérieur	Asthme, enfants	333	181	0	14	468	1 196
	AVC, adultes	10	6	0	1	14	35
	BPCO, adultes	605	368	0	48	877	2 076
	Cancer du poumon, adultes	8	4	0	0	11	28
	Diabète de type 2, adultes	111	60	0	7	153	410
	Hypertension artérielle, adultes	0	0	0	0	0	0
	Infarctus aigu du myocarde, adultes	53	30	0	4	74	189
Radon	Cancer du poumon, adultes	9	0	0	0	0	59
	Cancer du poumon, adultes fumeurs	6	0	0	0	0	38
	Cancer du poumon, adultes jamais fumeurs	1	0	0	0	0	10

AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive. * Leucémie aiguë myéloïde et lymphome lymphoblastique.

Valorisation économique du fardeau sanitaire attribuable au scénario prospectif
« élimination de la source de pollution » (en millions €₂₀₁₉)

Indicateur	Effet sanitaire, population	Coûts directs médicaux					
		Moyenne	Médiane	P5	P25	P75	P95
Humidité ou moisissures	Asthme, adultes	241	243	112	191	294	361
	Asthme, enfants	988	995	637	847	1 137	1 313
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	2	2	2	2	2	3
Tabagisme passif	Asthme, enfants	336	335	261	303	367	414
	Cancer du poumon, adultes	21	21	14	18	23	27
	Cancer du sein, femmes adultes	23	23	9	17	29	37
	Diabète de type 2, adultes	254	255	141	208	302	365
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	1	1	1	1	1	1

Indicateur	Effet sanitaire, population	Coûts indirects / pertes de production					
		Moyenne	Médiane	P5	P25	P75	P95
Humidité ou moisissures	Asthme, adultes	344	347	160	273	419	516
	Asthme, enfants	898	905	579	770	1 034	1 194
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	1	1	1	1	1	1
Tabagisme passif	Asthme, enfants	305	305	237	276	334	376
	Cancer du poumon, adultes	7	7	5	6	8	9
	Cancer du sein, femmes adultes	5	5	2	3	6	8
	Diabète de type 2, adultes	31	32	17	26	37	45
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	0	0	0	0	1	1

Indicateur	Effet sanitaire, population	Coûts intangibles, approche du Haut-Commissariat à la Stratégie et au Plan					
		Moyenne	Médiane	P5	P25	P75	P95
Humidité ou moisissures	Asthme, adultes	893	902	416	709	1 088	1 339
	Asthme, enfants	3 414	3 439	2 202	2 926	3 931	4 540
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	1	1	1	1	1	2
Tabagisme passif	Asthme, enfants	1 161	1 158	902	1 049	1 269	1 431
	Cancer du poumon, adultes	9	9	6	8	10	12
	Cancer du sein, femmes adultes	104	104	39	77	131	167
	Diabète de type 2, adultes	545	547	303	446	646	781
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	1	1	1	1	1	1

Indicateur	Effet sanitaire, population	Coûts intangibles, approche de Santé publique France					
		Moyenne	Médiane	P5	P25	P75	P95
Humidité ou moisissures	Asthme, adultes	295	298	138	234	360	443
	Asthme, enfants	1 130	1 138	729	968	1 301	1 502

Indicateur	Effet sanitaire, population	Coûts intangibles, approche de Santé publique France					
		Moyenne	Médiane	P5	P25	P75	P95
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	0	0	0	0	0	1
Tabagisme passif	Asthme, enfants	384	383	298	347	420	473
	Cancer du poumon, adultes	1	1	1	1	2	2
	Cancer du sein, femmes adultes	34	34	13	26	43	55
	Diabète de type 2, adultes	180	181	100	148	214	259
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	0	0	0	0	0	0

Valorisation économique du fardeau sanitaire attribuable au scénario rétrospectif « amélioration de la qualité de l'air intérieur depuis 20 ans » (en millions €₂₀₁₉)

Polluant ou indicateur	Effet sanitaire, population	Coûts directs médicaux					
		Moyenne	Médiane	P5	P25	P75	P95
Benzène	Leucémie*, enfants	4	2	0	0	5	14
	Leucémie aiguë myéloïde, adultes et enfants	0	0	0	0	0	0
Humidité ou moisissures	Asthme, adultes	57	54	18	37	74	107
	Asthme, enfants	234	227	91	167	294	397
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	0	0	0	0	1	1
Particules fines (PM _{2,5})	Asthme, enfants	1 557	708	0	0	2 654	5 752
	AVC, adultes	1 074	440	0	0	1 670	4 286
	BPCO, adultes	1 871	826	0	0	2 983	7 124
	Cancer du poumon, adultes	721	292	0	0	1 128	2 839
	Diabète de type 2, adultes	1 093	390	0	0	1 589	4 508
	Hypertension artérielle, adultes	748	283	0	0	1 141	3 026
	Infarctus aigu du myocarde, adultes	269	103	0	0	400	1 094
Radon	Cancer du poumon, adultes	187	17	0	0	221	911
	Cancer du poumon, adultes fumeurs	120	5	0	0	129	590
	Cancer du poumon, adultes jamais fumeurs	30	2	0	0	36	151
Tabagisme passif	Asthme, enfants	291	290	203	252	328	386
	Cancer du poumon, adultes	18	18	11	15	20	25
	Cancer du sein, femmes adultes	20	20	8	15	25	34
	Diabète de type 2, adultes	221	220	115	175	264	333
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	1	1	1	1	1	1

AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive. * Leucémie aiguë myéloïde et lymphome lymphoblastique.

Polluant ou indicateur	Effet sanitaire, population	Coûts indirects / pertes de production					
		Moyenne	Médiane	P5	P25	P75	P95
Benzène	Leucémie*, enfants	0	0	0	0	0	1
	Leucémie aiguë myéloïde, adultes et enfants	0	0	0	0	0	0
Humidité ou moisissures	Asthme, adultes	82	77	25	53	106	153
	Asthme, enfants	213	207	83	152	267	361
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	0	0	0	0	0	0

Polluant ou indicateur	Effet sanitaire, population	Coûts indirects / pertes de production					
		Moyenne	Médiane	P5	P25	P75	P95
Particules fines (PM _{2,5})	Asthme, enfants	1 416	644	0	0	2 414	5 231
	AVC, adultes	214	88	0	0	333	854
	BPCO, adultes	377	166	0	0	601	1 435
	Cancer du poumon, adultes	238	97	0	0	373	939
	Diabète de type 2, adultes	135	48	0	0	196	557
	Hypertension artérielle, adultes	141	53	0	0	215	570
	Infarctus aigu du myocarde, adultes	23	9	0	0	35	94
Radon	Cancer du poumon, adultes	62	6	0	0	73	302
	Cancer du poumon, adultes fumeurs	40	2	0	0	43	195
	Cancer du poumon, adultes jamais fumeurs	10	1	0	0	12	50
Tabagisme passif	Asthme, enfants	265	263	185	229	299	351
	Cancer du poumon, adultes	6	6	4	5	7	8
	Cancer du sein, femmes adultes	4	4	2	3	5	7
	Diabète de type 2, adultes	27	27	14	22	33	41
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	0	0	0	0	0	1

AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive. * Leucémie aiguë myéloïde et lymphome lymphoblastique.

Polluant ou indicateur	Effet sanitaire, population	Coûts intangibles, approche du Haut-Commissariat à la Stratégie et au Plan					
		Moyenne	Médiane	P5	P25	P75	P95
Benzène	Leucémie*, enfants	7	3	0	0	11	28
	Leucémie aiguë myéloïde, adultes et enfants	0	0	0	0	0	0
Humidité ou moisissures	Asthme, adultes	213	201	66	139	276	396
	Asthme, enfants	808	786	315	576	1 016	1 373
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	0	0	0	0	0	1
Particules fines (PM _{2,5})	Asthme, enfants	5 381	2 446	0	0	9 174	19 881
	AVC, adultes	197	81	0	0	306	785
	BPCO, adultes	11 470	5 066	0	0	18 287	43 671
	Cancer du poumon, adultes	309	125	0	0	484	1 217
	Diabète de type 2, adultes	2 342	835	0	0	3 405	9 660
	Hypertension artérielle, adultes	0	0	0	0	0	0
	Infarctus aigu du myocarde, adultes	1 079	415	0	0	1 605	4 386
Radon	Cancer du poumon, adultes	80	7	0	0	95	391
	Cancer du poumon, adultes fumeurs	52	2	0	0	55	253
	Cancer du poumon, adultes jamais fumeurs	13	1	0	0	15	65
Tabagisme passif	Asthme, enfants	1 007	1 001	701	871	1 135	1 335
	Cancer du poumon, adultes	8	8	5	6	9	11
	Cancer du sein, femmes adultes	90	89	34	65	114	150
	Diabète de type 2, adultes	474	472	246	375	566	714
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	1	1	0	1	1	1

AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive. * Leucémie aiguë myéloïde et lymphome lymphoblastique.

Polluant ou indicateur	Effet sanitaire, population	Coûts intangibles, approche de Santé publique France					
		Moyenne	Médiane	P5	P25	P75	P95
Benzène	Leucémie*, enfants	2	1	0	0	4	9
	Leucémie aiguë myéloïde, adultes et enfants	0	0	0	0	0	0
Humidité ou moisissures	Asthme, adultes	70	67	22	46	91	131
	Asthme, enfants	268	260	104	191	336	454
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	0	0	0	0	0	0
Particules fines (PM _{2,5})	Asthme, enfants	1 781	809	0	0	3 035	6 578
	AVC, adultes	65	27	0	0	101	260
	BPCO, adultes	3 795	1 676	0	0	6 051	14 450
	Cancer du poumon, adultes	50	20	0	0	78	198
	Diabète de type 2, adultes	775	276	0	0	1 127	3 196
	Hypertension artérielle, adultes	0	0	0	0	0	0
	Infarctus aigu du myocarde, adultes	357	137	0	0	531	1 451
Radon	Cancer du poumon, adultes	13	1	0	0	15	63
	Cancer du poumon, adultes fumeurs	8	0	0	0	9	41
	Cancer du poumon, adultes jamais fumeurs	2	0	0	0	2	10
Tabagisme passif	Asthme, enfants	333	331	232	288	376	442
	Cancer du poumon, adultes	1	1	1	1	1	2
	Cancer du sein, femmes adultes	30	30	11	22	38	50
	Diabète de type 2, adultes	157	156	82	124	187	236
	Infection aiguë des voies respiratoires inférieures, enfants	0	0	0	0	0	0

AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive. * Leucémie aiguë myéloïde et lymphome lymphoblastique.