

INTERDICTION PROGRESSIVE DES VÉHICULES THERMIQUES DANS LA RÉGION DE BRUXELLES-CAPITALE : IMPACT SUR LA SANTÉ

Karen Van de Vel, Jurgen Buekers

Étude effectuée pour le compte de Bruxelles Environnement
2021/HEALTH/R/2237

Février 2021



**bruxelles
environnement**
.brussels 



vito

Colophon

Titre

Interdiction progressive des véhicules thermiques dans la Région de Bruxelles-Capitale : impact sur la santé.

Ce rapport est également disponible sur le site <https://environnement.brussels>.

Ce rapport reflète les vues des auteurs et pas nécessairement celles de Bruxelles Environnement.

Cover photo : © Bénédicte Maindiaux

Auteurs

Van de Vel Karen, Buekers Jurgen
Unit Health, VITO NV

Référence

Van de Vel K., Buekers J. (2021), Interdiction progressive des véhicules thermiques dans la Région de Bruxelles-Capitale : impact sur la santé, étude réalisée pour Bruxelles Environnement, 2021/HEALTH/R/2237, VITO NV.

Éditeur responsable

VITO NV
Unit Health
Van de Vel Karen, Buekers Jurgen
Boeretang 200
B-2400 MOL
Tél. général: 014 33 55 11
Adresse électronique: karen.vandevel@vito.be

LISTE DE DIFFUSION

VITO – Unit Health

Bruxelles Environnement

COMPOSITION DU COMITÉ D'ACCOMPAGNEMENT

Les auteurs de la présente étude ont été conseillés par un comité d'accompagnement et d'experts issus de différentes disciplines :

- Louise Duprez, Bruxelles Environnement;
- Alice Gérard, Bruxelles Environnement;
- Damien Sury, Bruxelles Environnement;
- Priscilla Declerck, Bruxelles Environnement;
- Olivier Dikuta, Bruxelles Environnement);
- Lucas Demuelenaere, Cabinet Ministre du Gouvernement de la Région de Bruxelles-Capitale chargé de la Transition climatique, de l'Environnement, de l'Energie et de la Démocratie participative;
- David Hercot, Cabinet Ministre du Gouvernement de la Région de Bruxelles-Capitale chargé de la Transition climatique, de l'Environnement, de l'Energie et de la Démocratie participative;
- Melissa Vermeulen, Commission communautaire commune de Bruxelles-Capitale (COCOM);
- Frans Fierens, Cellule Interrégionale de l'Environnement (CELINE);
- Virginie Hutsemékers, Cellule Interrégionale de l'Environnement (CELINE);
- Philippe Maetz, Cellule Interrégionale de l'Environnement (CELINE);
- Elke Trimpeneers, Cellule Interrégionale de l'Environnement (CELINE);
- Fabrice Thielen, service public fédéral (SPF) Santé publique, Sécurité de la Chaîne alimentaire et Environnement;
- Estelle Vercouter, service public fédéral (SPF) Santé publique, Sécurité de la Chaîne alimentaire et Environnement;
- Lieslotte Wackenier, Departement Omgeving, Vlaamse Overheid;
- Roel Vaneerdeweg, Departement Omgeving, Vlaamse Overheid;
- Brecht Devleesschauwer, Sciensano / UGent;
- Barbara Legiest, Agence flamande de soins et de santé;
- Stefan Acke, Agence flamande de soins et de santé;
- Mike Holland, Ecometrics Research and Consulting (EMRC);
- Luc Int Panis, VITO.

LISTE DES ABRÉVIATIONS

BAU	business-as-usual
BC	black carbon
RBC	Région de Bruxelles-Capitale
IC	intervalle de confiance
IC à 95 %	intervalle de confiance à 95%
IC à 95 % LI	limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95%
IC à 95 % LS	limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95%
BPCO	bronchopneumopathie chronique obstructive
GM	Good Move
EI	Écart interquartile (IQR - interquartile range)
LEZ	Zone de basses émissions
REF	Référence
RR	Risque relatif
TB	Thermic Ban

RÉSUMÉ

Contexte

Malgré des progrès importants dans la réduction des émissions au cours des dernières décennies, la pollution atmosphérique représente toujours le plus gros risque environnemental pour la santé en Europe. L'exposition à la pollution de l'air entraîne des décès prématurés, des accidents vasculaires cérébraux, des cancers du poumon et d'autres maladies. En 2018, la pollution atmosphérique était responsable d'environ 7 400 décès prématurés dus à l'exposition aux particules (PM_{2,5}), 1 200 décès prématurés dus à l'exposition au dioxyde d'azote (NO₂) et 350 décès prématurés dus à l'exposition à l'ozone (O₃) en 2018 en Belgique¹. Dans la Région de Bruxelles-Capitale (RBC), on estime que l'exposition aux PM_{2,5}, NO₂ et O₃ dans l'air a causé respectivement 627, 323 et 19 décès prématurés pendant l'année 2018².

Une grande partie des émissions de polluants atmosphériques provient du trafic routier. En 2018, en RBC, le trafic routier a été responsable de 63% des émissions d'oxyde d'azote (NO_x), de 34,5% des émissions de PM₁₀, de 28,5% des émissions de PM_{2,5} et de 56% des émissions de black carbon (BC)³. Selon les prévisions, ces émissions devraient diminuer considérablement au cours de la prochaine décennie, mais en 2030, le trafic routier sera toujours responsable de plus de 30% des émissions de NO_x dans la RBC⁴. Notons enfin que le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) classe la pollution atmosphérique causée par les émissions des gaz d'échappement des moteurs diesel comme cancérigènes pour l'homme⁵.

C'est pour ces raisons que le gouvernement de la RBC prend des mesures pour réduire les émissions dues au trafic. Depuis 2018, la RBC est une zone à faibles émissions (LEZ), dans laquelle les véhicules les plus polluants ne sont plus autorisés à circuler. D'après les projections, les restrictions actuelles de la LEZ devraient amener la concentration de NO₂ dans toute la zone de la RBC en dessous de la limite annuelle européenne de 40 µg/m³ entre 2025 et 2030⁶. Une analyse récente montre que la LEZ a déjà une forte influence sur la composition du parc automobile, ce qui participe à la réduction des émissions de NO_x et BC, deux polluants fortement liés au trafic⁷.

Toutefois, d'autres actions sont nécessaires pour mieux protéger la santé des citoyens. En effet, même à des concentrations inférieures aux normes légales fixées par l'Union européenne (UE), on observe des effets graves sur la santé. Parallèlement, le secteur du transport doit être décarboné afin de lutter contre le changement climatique, conformément aux engagements de l'Accord de Paris. En 2018, un quart des émissions de dioxyde de carbone (CO₂) dans le RBC était dû au trafic routier.

¹ Rapport de l'AEE sur la qualité de l'air en 2020 : <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2020-report>

² IRCELINE, 2020. Remarque : les nombre de décès dus aux PM_{2,5} et NO₂ (627 ; 323) sont liés une exposition à long terme chez la population de plus de 30 ans et sont corrigés pour éviter un double comptage. En revanche, le nombre décès dû à l'exposition à l'O₃ est lié à une exposition à court terme pour l'ensemble de la population. Ce dernier ne peut donc pas être additionné au reste, du fait du risque de double comptage.

³ Inventaire annuel des émissions de Bruxelles Environnement : <https://environnement.brussels/thematiques/air-climat/qualite-de-lair/les-emissions-de-polluants-qui-affectent-la-qualite-de-lair>

⁴ Projections réalisées dans le cadre de la directive sur les plafonds d'émission nationaux

⁵ IARC 2012 : https://www.iarc.fr/wp-content/uploads/2018/07/pr213_E.pdf

⁶ Effets attendus de la zone de basses émissions sur le parc automobile et la qualité de l'air en région bruxelloise, 2018, disponible à l'adresse suivante : <https://lez.brussels/mytax/fr/practical>

⁷ Rapport annuel 2019 sur la LEZ, disponible à l'adresse suivante : <https://lez.brussels/mytax/fr/practical>

Dans ce contexte, le gouvernement de la RBC s'est engagé à accélérer la transition vers le transport routier zéro émission, et a déjà annoncé plusieurs mesures phares pour mettre en œuvre cette ambition :

- Le plan de mobilité régional « Good Move », qui vise à réduire le transport motorisé de personnes et de marchandises ;
- Une interdiction progressive des véhicules diesel d'ici 2030 au plus tard ;
- Une interdiction progressive des véhicules à essence et au GPL d'ici 2035 au plus tard ;
- Une vision stratégique régionale pour le déploiement d'une infrastructure de recharge pour les véhicules électriques⁸.

Plusieurs études ont été réalisées afin d'évaluer l'impact de la sortie des moteurs thermiques dans un certain nombre de domaines (socio-économique, énergie, mobilité, air, climat, santé, flottes publiques) et ainsi aider à la mise en œuvre de cette politique.

L'objectif de la présente étude est d'estimer les bénéfices sanitaires de la sortie des moteurs thermiques pour les personnes domiciliées en RBC.

À cette fin, les effets sur la santé tels que le nombre de décès prématurés, les maladies et les coûts associés ont été calculés pour un scénario de référence en 2015, et pour quatre scénarios à l'horizon 2030 :

- Business as usual (BAU) : mise en œuvre des mesures existantes jusqu'en 2030 ;
- Good Move (GM) : réduction du trafic motorisé suite à la mise en œuvre du nouveau plan régional de mobilité adopté en mars 2020⁹ ;
- Thermic Ban (TB) : réduction du trafic motorisé (scénario GM) combinée à une suppression complète du diesel pour les véhicules motorisés (à l'exception des poids lourds) et une suppression de l'essence et du GPL déjà entamée¹⁰ ;
- Thermic ban plus (TB+) : scénario TB, poids-lourds compris.

Effets sur la qualité de l'air et l'exposition de la population

Les quatre scénarios indiquent une amélioration de la qualité de l'air en 2030 par rapport à 2015 (tous polluants confondus) et une réduction de l'exposition de la population bruxelloise à ces polluants. Cela s'explique principalement par la transition vers un système énergétique plus durable.

- Dans le scénario BAU, l'exposition annuelle moyenne pondérée par la population pour les **PM_{2,5}** se situe juste au-dessus de la valeur recommandée de 10 µg/m³. Pour les autres scénarios, cette valeur baisse à environ 9,5 µg/m³. En examinant l'exposition individuelle de l'ensemble des habitants de la RBC, nous constatons que les deux scénarios Thermic Ban obtiennent les meilleurs résultats, avec seulement 3-4% de la population exposée à des concentrations de PM_{2,5} supérieures à 10 µg/m³.
- Pour les **PM₁₀**, l'exposition moyenne annuelle pondérée par la population est conforme à la limite recommandée de 20 µg/m³ dans tous les scénarios. Cependant, seuls les scénarios Thermic Ban permettent de respecter la limite pour l'ensemble de la population bruxelloise.
- Pour le **NO₂**, l'exposition moyenne annuelle pondérée par la population se situe également en dessous du seuil d'exposition recommandé (20 µg/m³) dans l'ensemble des scénarios. Dans le scénario BAU, cette valeur atteint 18 µg/m³, et elle diminue à environ 13 µg/m³ avec les scénarios Thermic Ban. Là encore, seuls les scénarios Thermic Ban permettent d'atteindre la

⁸ https://environnement.brussels/sites/default/files/user_files/note_vision_regionale_bornes_fr.pdf

⁹ Dans cette étude, l'impact de GM se traduit en une réduction de 24% du nombre de véhicules-kilomètres parcourus par des voitures en 2030 (par rapport à 2015).

¹⁰ Réduction progressive vers une interdiction complète de l'essence et du LPG en 2035.

valeur recommandée pour l'ensemble des habitants de la région.

- Pour la **suie** (mesurée sous forme de carbone noir - BC), il n'existe pas de valeurs indicatives, ni de normes légales, même si les émissions de suie des moteurs diesel sont considérées cancérigènes pour l'homme¹¹. L'exposition moyenne au BC dans le scénario GM est 10% inférieure à celle du scénario BAU, tandis que le scénario Thermic Ban permet une diminution de 30%. En termes d'exposition individuelle, les scénarios Thermic Ban permettent d'atteindre une exposition maximale de 0,12 µg/m³. Avec les scénarios BAU et GM, respectivement 54% et 20% de la population restent exposés à des valeurs supérieures à 0,12 µg/m³.

La réduction des concentrations est plus importante pour les polluants NO₂ et BC que pour les particules fines (PM). Il y a deux raisons à cela :

- La contribution des émissions du trafic aux émissions globales est beaucoup plus importante pour les NO_x et le BC que pour les PM. Par conséquent, les mesures de mobilité ont un impact plus important sur les niveaux d'émission et de concentration du NO₂ et BC que sur ceux des PM ;
- Les niveaux de concentration du NO₂ et BC sont dominés par les émissions locales, tandis que les niveaux de concentration des particules fines sont largement déterminés par des sources d'émission plus éloignées de la RBC.

Rappelons enfin que, même à des concentrations inférieures aux limites recommandées, des effets négatifs sur la santé sont observés¹². Il est donc recommandé de maintenir l'exposition générale la plus faible possible, comme c'est le cas avec les scénarios Thermic Ban.

Effets sur la santé

Les mesures de mobilité prévues par la RBC ont un effet positif sur le nombre de personnes qui meurent prématurément et le nombre de personnes qui sont malades du fait de leur exposition à la pollution de l'air.

Le scénario Good Move permet d'obtenir les gains de santé suivants en 2030, par rapport au scénario BAU :

- Sur une base annuelle, 76 décès prématurés en moins dus à une exposition chronique aux PM_{2,5} et au NO₂, soit une diminution de 11% ;
- Une réduction d'environ 16% du nombre de cas de maladies dues à l'exposition chronique au NO₂ et une réduction d'environ 7% du nombre de cas de maladies liées à l'exposition aux particules fines (PM_{2,5} et PM₁₀). Cela concerne à la fois l'incidence de certaines affections (sans hospitalisation) et le nombre d'hospitalisations dues à d'autres affections. Concrètement, cela signifie par exemple 238 nouveaux cas d'asthme de moins par an chez l'adulte en raison d'une exposition chronique au NO₂ et une diminution de 19 hospitalisations pour des infections des voies respiratoires inférieures chez l'enfant de 0 à 4 ans en raison d'une exposition chronique aux PM_{2,5}. Les gains de santé associés sont estimés à entre 71 et 242 millions d'euros par an. La valeur basse correspond à la l'approche VOLY (VOLY : Value of Life Year) et la valeur haute à l'approche VSL (VSL : Value of Statistical Life)¹³.

¹¹ IARC 2012 : https://www.iarc.fr/wp-content/uploads/2018/07/pr213_E.pdf

¹² Voir résultats récents d'études européenne et canadienne :
<https://www.healtheffects.org/sites/default/files/Hoek-low-levels-elaspe-brussels-2020.pdf>
https://www.healtheffects.org/sites/default/files/Brauer-MAPLE-brussels-2020_0.pdf

¹³ La méthode VOLY repose sur la monétisation d'une année de vie, alors que la méthode VSL repose sur l'estimation de la valeur d'une vie (VSL). Voir chapitre 3.

Par rapport au scénario BAU, les scénarios Thermic Ban permettent d'obtenir en 2030 des bénéfices encore plus élevés :

- Sur une base annuelle, 102-110 décès prématurés en moins dus à une exposition chronique aux PM_{2,5} et au NO₂, soit une diminution d'environ 15% ;
- Une réduction de 25 à 28% du nombre de cas de maladies dues à l'exposition chronique au NO₂ et une réduction d'environ 7,5% du nombre de cas de maladies liées à l'exposition aux particules fines (PM_{2,5} et PM₁₀). Cela concerne à la fois l'incidence de certaines affections (sans hospitalisation) et le nombre d'hospitalisations dues à d'autres affections. Concrètement, cela signifie par exemple 440 nouveaux cas d'asthme de moins par an chez l'adulte en raison d'une exposition chronique au NO₂ et une diminution de 21 hospitalisations pour des infections des voies respiratoires inférieures chez l'enfant de 0 à 4 ans en raison d'une exposition chronique aux PM_{2,5}.
- Les gains de santé associés s'élèvent à entre 100 et 350 millions d'euros sur une base annuelle. L'estimation basse correspond à la valeur médiane de l'approche VOLY (VOLY : Value of Life Year) et l'estimation haute à l'approche VSL (VSL : Value of Statistical Life).

Les gains de santé pour les PM sont plus limités que ceux pour le NO₂, parce que, comme mentionné plus haut, les niveaux de concentrations des PM sont moins influencés par les mesures liées au transport routier.

Enfin, il est important de souligner qu'il existe d'autres avantages en plus de ceux présentés dans cette étude :

- Dans cette étude, nous déterminons l'impact sur la santé pour les habitants de la RBC, mais on peut également s'attendre à des gains de santé pour les navetteurs qui travaillent à Bruxelles et autres visiteurs.
- La mise en œuvre du plan Good Move apportera des gains de santé supplémentaires grâce à la réduction de l'exposition au bruit de la circulation et à l'amélioration de la condition physique liée à l'augmentation des modes de déplacement actifs (marche et/ou vélo).
- En réduisant ses émissions, la RBC génère également des bénéfices pour la santé en dehors de son territoire qui ne sont pas inclus dans cette étude.

Conclusion et recommandations

Les mesures prévues par le plan Good Move combinées à une interdiction des véhicules diesel puis essence en RBC permettent de fortement réduire l'exposition des bruxellois aux polluants émis par le transport routier, en particulier le NO₂ et le BC.

C'est uniquement avec cette combinaison de mesures qu'en 2030, aucun habitant de la Région ne sera exposé à des niveaux de concentration de NO₂ supérieurs à la limite recommandée (20 µg/m³). Ces progrès permettront de réduire de 102 à 110 le nombre de décès prématurés et de réduire de 25 à 28% le nombre de cas de maladies causées par l'exposition chronique au NO₂, en 2030, par rapport au scénario BAU. Cela se traduit en des économies estimées à entre 100 et 350 millions d'euros par an. Dans cette étude, les bénéfices sont calculés pour une année. En réalité, les bénéfices annuels se cumulent, et sont donc plus élevés. Plus tôt ces politiques seront mises en œuvre, plus les bénéfices cumulés seront importants.

Par ailleurs, la mise en œuvre de Good Move et de l'interdiction du diesel et de l'essence entraînera des gains de santé supplémentaires qui n'ont pas été quantifiés dans cette étude : réduction de l'exposition des navetteurs, réduction du bruit de la circulation, augmentation de l'activité physique. Ces bénéfices seront d'autant plus grands si l'espace initialement dédié au trafic est réaménagé en espaces vert-bleu, ce qui aura un effet bénéfique sur la santé physique et mentale des habitants.

Pour que les bénéfices précités se matérialisent, il est crucial que les Bruxellois et les navetteurs optent pour des moyens de transport alternatifs tels que la marche, le vélo et les transports en commun. Le succès des modes actifs de déplacement nécessite une qualité des infrastructures pour piétons et cyclistes, comme décrit dans Good Move. De même, la manière dont sera mise en œuvre et contrôlée la future zone « zéro émissions » jouera fortement sur la matérialisation des bénéfices énumérés dans cette étude.

Enfin, en complément des mesures étudiées, nous attirons l'attention sur un certain nombre d'actions que la Région peut mettre en œuvre pour surveiller et réduire davantage les émissions de polluants atmosphériques :

- Poursuivre l'étude des émissions « réelles » des véhicules en circulation, par exemple via des tests de télédétection (« remote sensing »), et surveiller également les émissions « non-exhaust » des véhicules ;
- Mettre en place le plus rapidement possible un contrôle des fraudes au filtre à particules dans les centres de contrôle technique ;
- Mettre en place une stratégie visant à réduire le nombre de kilomètres parcourus par les véhicules utilitaires légers, misant sur le développement du trafic fluvial et le développement de centres de distribution en périphérie de Bruxelles ;
- Agir sur les secteurs d'émissions autres que le transport routier, en particulier le chauffage domestique, ainsi que sur les émissions provenant de l'extérieur de la RBC (agriculture, etc.) via la participation de la RBC dans les instances de décision nationales et supranationales ;
- Plaider en faveur de l'introduction d'une norme européenne de qualité de l'air pour le black carbon. Cela permettrait une politique plus ciblée sur cette fraction de particules fines qui est particulièrement nocive pour la santé et sur laquelle les politiques locales ont un effet direct ;
- Mettre en place un suivi de la qualité de l'air et de ses effets sur la santé des habitants dans la durée, sur base de données scientifiques régulièrement mises à jour.

INDEX

LISTE DE DIFFUSION	III
COMPOSITION DU COMITÉ D'ACCOMPAGNEMENT	IV
LISTE DES ABRÉVIATIONS.....	V
RESUME.....	VI
INDEX	VI
LISTE DES FIGURES	XIV
LISTE DES TABLEAUX.....	XIV
CHAPITRE 1. INTRODUCTION ET OBJECTIF.....	1
1.1. CONTEXTE ET OBJECTIF DE L'ÉTUDE	1
1.2. APPROCHE ET GUIDE DE LECTURE.....	2
1.2.1. Exposition de la population de la RBC	2
1.2.2. Impact sur la santé de la population de la RBC	2
CHAPITRE 2. SÉLECTION DES FONCTIONS D'IMPACT SUR LA SANTÉ	1
2.1. INTRODUCTION.....	1
2.1.1. Fonctions d'impact sur la santé	2
2.2. REVUE DE LA LITTÉRATURE : SOURCES.....	4
2.2.1. Instances scientifiques.....	4
2.2.2. Méta-analyses reprises de la littérature scientifique évaluée par les pairs.....	12
2.3. REVUE DE LA LITTÉRATURE : RÉSULTATS	12
2.3.1. Mortalité prématurée.....	12
2.3.2. Maladies des voies respiratoires	16
2.3.3. Maladies cardiovasculaires	23
2.3.4. Effets pendant la grossesse et à la naissance.....	29
2.3.5. Effets neurologiques	32
2.3.6. Incidence du diabète sucré de type 2.....	33
2.3.7. Incidence du cancer du poumon	33
2.4. RELATIONS EXPOSITION-EFFET RETENUES	34
CHAPITRE 3. DÉTERMINATION DES DONNÉES MONÉTAIRES	37
3.1. MORTALITÉ PRÉMATURÉE : MÉTHODE ET SOURCES DE DONNÉES	37
3.2. MORBIDITÉ : MÉTHODE ET SOURCES DE DONNÉES.....	38
3.2.1. Éléments génériques.....	38
3.3. MÉTHODES ET SOURCES PAR EFFET SUR LA SANTÉ	39
3.3.1. Asthme chez l'adulte et l'enfant	39
3.3.2. Jours avec symptômes asthmatiques chez l'enfant asthmatique.....	41
3.3.3. BPCO (adultes).....	41
3.3.4. Infections des voies respiratoires inférieures (enfants 0-2 ans)	42
3.3.5. Bronchite (6-18 ans)	43
3.3.6. Bronchite chronique (adultes)	43
3.3.7. Hospitalisation pour maladies respiratoires (tous les âges).....	44
3.3.8. Hospitalisation pour maladies cardiovasculaires (tous les âges)	45
3.3.9. Hypertension (hypertension artérielle, adultes, +30 ans).....	45
3.3.10. Infarctus du myocarde (adultes).....	46
3.3.11. Insuffisance cardiaque (adultes, 40 ans et plus).....	47
3.3.12. AVC (Accident Vasculaire Cérébral) (adultes, 40 ans et plus)	47
3.3.13. Maladie de Parkinson (adultes).....	48
3.3.14. Faible poids de naissance (< 2.500 grammes)	49
3.3.15. Naissance prématurée (durée de la grossesse < 37 semaines)	50

3.3.16.	<i>Cancer du poumon</i>	51
3.3.17.	<i>Diabète</i>	51
3.4.	APERÇU DES CHIFFRES CLÉS SÉLECTIONNÉS PAR EFFET SUR LA SANTÉ	52
CHAPITRE 4.	MÉTHODOLOGIE DE CALCUL	54
4.1.	APERÇU	54
4.2.	CALCUL DE L'EXPOSITION	54
4.3.	CALCUL DES NOMBRES ATTRIBUTIFS	55
4.4.	CALCUL DES COÛTS ÉCONOMIQUES	55
CHAPITRE 5.	INVENTAIRE DES ENSEMBLES DE DONNÉES UTILISÉS	56
5.1.	APERÇU	56
5.2.	SCÉNARIOS DES ÉMISSIONS	56
5.2.1.	<i>Description des scénarios des émissions</i>	56
5.2.2.	<i>Scénario des émissions : chiffres</i>	60
5.2.3.	<i>Utilisation des émissions dans la modélisation de la qualité de l'air</i>	62
5.2.4.	<i>Comparaison des émissions du trafic avec d'autres secteurs d'émission dans la RBC</i>	62
5.3.	CARTES DES CONCENTRATIONS	63
5.4.	INFORMATIONS GÉOGRAPHIQUES	68
5.5.	DONNÉES SUR LA POPULATION	69
5.6.	DONNÉES SUR LA MORTALITÉ	70
5.7.	DONNÉES DE MORBIDITÉ	70
5.7.1.	<i>Données sources pour les totaux de Bruxelles</i>	71
5.7.2.	<i>Traitement</i>	75
CHAPITRE 6.	RÉSULTATS : IMPACT SUR LA SANTÉ DE LA POPULATION DE LA RBC	76
6.1.	CONCLUSION DE L'ANALYSE D'EXPOSITION	76
6.1.1.	<i>Réglementation</i>	76
6.1.2.	<i>Informations de contexte à prendre en compte dans l'interprétation</i>	77
6.1.3.	<i>Analyse de l'exposition pour la Région de Bruxelles-Capitale</i>	79
6.1.4.	<i>Analyse de l'exposition au niveau des communes de Bruxelles</i>	84
6.1.5.	<i>Conclusion de l'analyse d'exposition</i>	85
6.2.	NOMBRES ATTRIBUTIFS DE MORTALITÉ	85
6.2.1.	<i>Comparaison avec d'autres modélisations</i>	87
6.2.2.	<i>Conclusion sur les nombres attributifs de mortalité</i>	88
6.3.	NOMBRES ATTRIBUTIFS DE MORBIDITÉ	88
6.3.1.	<i>Comparaison des nombres attributifs du scénario de référence avec les nombres totaux</i>	91
6.3.2.	<i>Comparaison avec le scénario de référence</i>	93
6.3.3.	<i>Comparaison avec le scénario BAU</i>	95
6.3.4.	<i>Comparaison avec le scénario Good Move</i>	96
6.3.5.	<i>Conclusion sur les nombres attributifs de morbidité</i>	98
CHAPITRE 7.	RÉSULTATS : MONÉTISATION DE L'IMPACT SUR LA SANTÉ DE LA POPULATION DE LA RBC ...	99
7.1.	RÉSULTATS DE L'APPROCHE VOLY ET VSL	99
7.2.	CONTEXTUALISATION DES RÉSULTATS	102
7.3.	CONCLUSION	103
CHAPITRE 8.	RECOMMANDATIONS STRATEGIQUES	104
8.1.	L'IMPORTANCE DE LA SUPPRESSION PROGRESSIVE DES VEHICULES THERMIQUES ET DE LA MISE EN ŒUVRE DE GOOD MOVE 104	
8.1.1.	<i>Les avantages de la suppression progressive des véhicules thermiques et de la mise en œuvre de Good Move</i>	104
8.1.2.	<i>Des gains supplémentaires en matière de santé</i>	105
8.2.	POINTS D'ATTENTION	107
8.2.1.	<i>Données sur les émissions réelles du trafic routier</i>	107
8.2.2.	<i>Contrôle de la fraude au filtre à particules</i>	108

8.2.3.	<i>Transport urbain des marchandises</i>	108
8.2.4.	<i>Émissions provenant d'autres secteurs</i>	108
8.2.5.	<i>Norme CE/BC</i>	109
8.2.6.	<i>Recommandations méthodologiques</i>	109
RÉFÉRENCES		111
ANNEX A		119
ANNEX B		122
ANNEX C		123

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1 : APERÇU DES RELATIONS EXPOSITION-EFFET SUR LES IMPACTS SUR LA SANTÉ DE L'EXPOSITION À LONG ET COURT TERME (LT OU CT) AUX POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES, RECOMMANDÉES DANS LE RAPPORT HRAPIE (ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTÉ, 2013). EN CE QUI CONCERNE LE RISQUE RELATIF, EN PLUS DE L'ESTIMATION CENTRALE, LES LIMITES INFÉRIEURE ET SUPÉRIEURE DE L'INTERVALLE DE CONFIANCE À 95% SONT ÉGALEMENT DONNÉES (IC95 % LI ET IC95 % LS, RESPECTIVEMENT).	6
TABLEAU 2 : APERÇU DES RELATIONS CAUSALES ENTRE L'EXPOSITION À COURT TERME AUX PM _{2,5} ET DIVERS EFFETS SUR LA SANTÉ. TABLEAU REPRIS DE (US EPA NATIONAL CENTER FOR ENVIRONMENTAL ASSESSMENT AND SACKS, N.D.).....	7
TABLEAU 3 : APERÇU DES RELATIONS CAUSALES ENTRE L'EXPOSITION À LONG TERME AUX PM _{2,5} ET DIVERS EFFETS SUR LA SANTÉ. TABLEAU REPRIS DE (US EPA NATIONAL CENTER FOR ENVIRONMENTAL ASSESSMENT AND SACKS, N.D.).....	7
TABLEAU 4 : APERÇU DES RELATIONS CAUSALES ENTRE L'EXPOSITION À COURT TERME AUX PM _{10-2,5} ET DIVERS EFFETS SUR LA SANTÉ. TABLEAU REPRIS DE (US EPA NATIONAL CENTER FOR ENVIRONMENTAL ASSESSMENT AND SACKS, N.D.).....	8
TABLEAU 5 : APERÇU DES RELATIONS CAUSALES ENTRE L'EXPOSITION À COURT TERME ET À LONG TERME AU NO ₂ ET DIVERS EFFETS SUR LA SANTÉ. TABLEAU REPRIS DE (US EPA, 2016).....	9
TABLEAU 6 : APERÇU DES RELATIONS CAUSALES ENTRE L'EXPOSITION À COURT ET À LONG TERME À L'O ₃ ET DIVERS EFFETS SUR LA SANTÉ. TABLEAU REPRIS DE (US EPA NATIONAL CENTER FOR ENVIRONMENTAL ASSESSMENT AND BROWN, N.D.).....	11
TABLEAU 7 : APERÇU DES RELATIONS EXPOSITION-EFFET POUR LA MORTALITÉ PRÉMATURÉE.....	14
TABLEAU 8 : APERÇU DES RELATIONS EXPOSITION-EFFET POUR LES MALADIES DES VOIES RESPIRATOIRES DUES À UNE EXPOSITION À LONG ET COURT TERME AUX POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES.....	17
TABLEAU 9 : APERÇU DES RELATIONS EXPOSITION-EFFET POUR LES MALADIES CARDIOVASCULAIRES DUES À UNE EXPOSITION À LONG ET À COURT TERME AUX POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES.	24
TABLEAU 10 : APERÇU DES RELATIONS EXPOSITION-EFFET AU NIVEAU DES EFFETS PENDANT LA GROSSESSE ET À LA NAISSANCE DUS À UNE EXPOSITION À COURT ET À LONG TERME AUX POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES.	30
TABLEAU 11 : APERÇU DES CHIFFRES CLÉS POUR LES CRITÈRES D'ÉVALUATION DE SANTÉ SÉLECTIONNÉS	35
TABLEAU 12 : APERÇU DES COÛTS FIXES POUR LES DIFFÉRENTES APPROCHES.	37
TABLEAU 13 : APERÇU DES COMPOSANTES DU COÛT DE LA MORBIDITÉ	38
TABLEAU 14 : APERÇU DU COÛT ANNUEL TOTAL DE LA MORBIDITÉ PAR PATIENT (ET VENTILATION PAR COÛT DE LA MALADIE, COÛT DE L'ABSENTÉISME ET COÛT DE LA PERTE DE PROSPÉRITÉ) PAR CRITÈRE D'ÉVALUATION DE SANTÉ, AINSI QUE LA CLASSIFICATION DE L'INCERTITUDE SUR LE COÛT ANNUEL.....	53
TABLEAU 15 : APERÇU DE LA COMPOSITION DU PARC AUTOMOBILE ET DU NOMBRE ANNUEL DE VÉHICULES-KILOMÈTRES POUR LES DIFFÉRENTS SCÉNARIOS (1ÈRE PARTIE).....	57
TABLEAU 16 : APERÇU DES ÉMISSIONS DU PARC AUTOMOBILE ET NOMBRE ANNUEL DE VÉHICULES-KILOMÈTRES POUR LES DIFFÉRENTS SCÉNARIOS.....	61
TABLEAU 17 : APERÇU DES ÉMISSIONS DU TRAFIC ROUTIER (EN TONNES) POUR LES DIFFÉRENTS SCÉNARIOS.....	62
TABLEAU 18 : APERÇU DES ÉMISSIONS ANNUELLES DE PM _{2,5} POUR LA RÉGION DE BRUXELLES-CAPITALE : SOMME DE TOUTS LES SECTEURS (TOTAL), DU TRANSPORT ROUTIER ET DU SECTEUR RÉSIDENTIEL. CHIFFRES POUR LE SCÉNARIO DE RÉFÉRENCE 2015, LE SCÉNARIO BAU 2030 ET LE SCÉNARIO GOOD MOVE 2030 TELS QUE RAPPORTÉS POUR NEC.	62
TABLEAU 19 : APERÇU DES ÉMISSIONS ANNUELLES DE NO _x POUR LA RÉGION DE BRUXELLES-CAPITALE : SOMME DE TOUTS LES SECTEURS (TOTAL), TRANSPORT ROUTIER ET DU SECTEUR RÉSIDENTIEL, CHIFFRES POUR LE SCÉNARIO DE RÉFÉRENCE 2015, LE SCÉNARIO BAU 2030 ET LE SCÉNARIO GOOD MOVE 2030 TELS QUE RAPPORTÉS POUR NEC.	63
TABLEAU 20 : COUPLAGE DES CATÉGORIES D'ÂGE DES RELATIONS DOSE-RÉPONSE AVEC LES CATÉGORIES DE DONNÉES DE LA POPULATION.	70
TABLEAU 21 : DÉTERMINATION DES TAUX D'INCIDENCE DANS LA RBC POUR CERTAINS CRITÈRES D'ÉVALUATION DE SANTÉ.	72
TABLEAU 22 : APERÇU DES VALEURS LIMITES ET LES VALEURS GUIDES POUR LES PM _{2,5} , O ₃ , NO ₂ ET PM ₁₀	77
TABLEAU 23 : APERÇU DE L'EXPOSITION MOYENNE ANNUELLE PONDÉRÉE PAR LA POPULATION DE LA RBC POUR DIFFÉRENTS POLLUANTS ET DIFFÉRENTS SCÉNARIOS.	79
TABLEAU 24 : ÉVOLUTION (EN %) DE L'EXPOSITION ANNUELLE MOYENNE DES HABITANTS DE LA RBC À DIFFÉRENTS POLLUANTS, PAR RAPPORT AU SCÉNARIO BAU.....	80
TABLEAU 25 : NOMBRE DE PERSONNES EXPOSÉES AU NO ₂ POUR LES CLASSES DE CONCENTRATION ANNUELLE MOYENNE POUR LES DIFFÉRENTS SCÉNARIOS.	81
TABLEAU 26 : NOMBRE DE PERSONNES EXPOSÉES AUX CLASSES DE CONCENTRATION ANNUELLE MOYENNE DE PM _{2,5} POUR LES DIFFÉRENTS SCÉNARIOS.	81

TABLEAU 27 : NOMBRE DE PERSONNES EXPOSÉES POUR LES CLASSES DE CONCENTRATION ANNUELLE MOYENNE DE PM ₁₀ , POUR LES DIFFÉRENTS SCÉNARIOS.	82
TABLEAU 28 : NOMBRE DE PERSONNES EXPOSÉES POUR LES CLASSES DE CONCENTRATION MOYENNE ANNUELLE DE BC POUR LES DIFFÉRENTS SCÉNARIOS. NOTEZ LES DIFFÉRENTES ÉCHELLES UTILISÉES POUR LE SCÉNARIO DE RÉFÉRENCE ET LES AUTRES SCÉNARIOS.....	83
TABLEAU 29 : NOMBRE DE PERSONNES EXPOSÉES POUR LES CLASSES DE CONCENTRATION SOMO35 POUR LES DIFFÉRENTS SCÉNARIOS.....	84
TABLEAU 30 : APERÇU DU CALCUL DU NOMBRE ATTRIBUTIF DE DÉCÈS PRÉMATURÉS (DANS LA POPULATION > 30 ANS) DUS À L'EXPOSITION À LONG TERME AUX PM _{2,5} ET AU NO ₂ POUR LES DIFFÉRENTS SCÉNARIOS. EN PLUS DE L'ESTIMATION CENTRALE, NOUS INDIQUONS L'INCERTITUDE ENTRE PARENTHÈSES EN APPLIQUANT LES LIMITES INFÉRIEURE ET SUPÉRIEURE DE L'INTERVALLE DE CONFIANCE À 95 % DE LA RELATION EXPOSITION-EFFET UTILISÉE (RISQUE RELATIF RR).	86
TABLEAU 31 : APERÇU DU CALCUL DU NOMBRE ATTRIBUTIF DE DÉCÈS PRÉMATURÉS POUR LES DIFFÉRENTS SCÉNARIOS. EN PLUS DE L'ESTIMATION CENTRALE, NOUS INDIQUONS L'INCERTITUDE ENTRE PARENTHÈSES EN APPLIQUANT LES LIMITES INFÉRIEURE ET SUPÉRIEURE DE L'INTERVALLE DE CONFIANCE À 95 % DE LA RELATION EXPOSITION-EFFET UTILISÉE (RISQUE RELATIF RR).	86
TABLEAU 32 : APERÇU DU NOMBRE ATTRIBUTIF DE DÉCÈS POST-NÉONATALS CALCULÉ POUR LES DIFFÉRENTS SCÉNARIOS. EN PLUS DE L'ESTIMATION CENTRALE, NOUS INDIQUONS L'INCERTITUDE ENTRE PARENTHÈSES EN APPLIQUANT LES LIMITES INFÉRIEURE ET SUPÉRIEURE DE L'INTERVALLE DE CONFIANCE À 95 % DE LA RELATION EXPOSITION-EFFET UTILISÉE (RISQUE RELATIF RR).	87
TABLEAU 33 : COMPARAISON DES CALCULS DE LA MORTALITÉ PRÉMATURÉE DUE À L'EXPOSITION À LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE, 88	
TABLEAU 34 : RÉSULTATS POUR LE NOMBRE DE CAS ATTRIBUTIFS POUR DIFFÉRENTS EFFETS DE MORBIDITÉ POUR TOUS LES SCÉNARIOS. EN PLUS DE L'ESTIMATION CENTRALE, NOUS INDIQUONS L'INCERTITUDE ENTRE PARENTHÈSES EN APPLIQUANT LES LIMITES INFÉRIEURE ET SUPÉRIEURE DE L'INTERVALLE DE CONFIANCE À 95 % DE LA RELATION EXPOSITION-EFFET UTILISÉE (RISQUE RELATIF RR).	90
TABLEAU 35 : RÉSULTATS POUR LES EFFETS DE MORBIDITÉ DU SCÉNARIO REF : NOMBRE DE CAS ATTRIBUTIFS ET COMPARAISON AVEC LE NOMBRE TOTAL (ESTIMÉ) DE CAS. EN PLUS DE L'ESTIMATION CENTRALE, NOUS INDIQUONS L'INCERTITUDE ENTRE PARENTHÈSES EN APPLIQUANT LES LIMITES INFÉRIEURE ET SUPÉRIEURE DE L'INTERVALLE DE CONFIANCE À 95 % DE LA RELATION EXPOSITION-EFFET UTILISÉE (RISQUE RELATIF RR).	92
TABLEAU 36 : LABELING DES PAIRES POLLUANT-CRITÈRE D'ÉVALUATION DE SANTÉ.....	93
TABLEAU 37 : APERÇU DE L'ÉVOLUTION (EN %) DU NOMBRE DE CAS ATTRIBUTIFS PAR POLLUANT, EN MOYENNE SUR LES DIFFÉRENTS CRITÈRES D'ÉVALUATION DE SANTÉ. LE CHANGEMENT EST DONNÉ POUR 4 SCÉNARIOS, PAR RAPPORT AU SCÉNARIO DE RÉFÉRENCE.	94
TABLEAU 38 : APERÇU DE L'ÉVOLUTION (EN %) DU NOMBRE DE CAS ATTRIBUTIFS PAR POLLUANT, EN MOYENNE SUR LES DIFFÉRENTS CRITÈRES D'ÉVALUATION DE SANTÉ. CETTE ÉVOLUTION EST DONNÉE POUR 3 SCÉNARIOS, PAR RAPPORT AU SCÉNARIO BAU....	95
TABLEAU 39 : APERÇU DE L'ÉVOLUTION (EN %) DU NOMBRE DE CAS ATTRIBUTIFS PAR POLLUANT, EN MOYENNE SUR LES DIFFÉRENTS CRITÈRES D'ÉVALUATION DE LA SANTÉ. L'ÉVOLUTION EST DONNÉE POUR 2 SCÉNARIOS, PAR RAPPORT AU SCÉNARIO GOOD MOVE.	97
TABLEAU 40 : SCÉNARIO DE RÉFÉRENCE : COÛTS EN MILLIONS D'EUROS PAR AN LIÉS À LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE (EURO, 2019)	99
TABLEAU 41 : COÛTS TOTAUX EN MILLIONS D'EUROS/AN DE POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE POUR LES DIFFÉRENTS SCÉNARIOS. (EURO, 2019). EN PLUS DE L'ESTIMATION CENTRALE, NOUS INDIQUONS L'INCERTITUDE ENTRE PARENTHÈSES EN APPLIQUANT LES LIMITES INFÉRIEURE ET SUPÉRIEURE DE L'INTERVALLE DE CONFIANCE À 95 % DE LA RELATION EXPOSITION-EFFET UTILISÉE (RISQUE RELATIF RR).	101
TABLEAU 42 : GAIN EN MILLIONS D'EUROS/AN LIÉ À LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE DANS LA RBC PAR RAPPORT AU SCÉNARIO DE RÉFÉRENCE. (EURO, 2019). EN PLUS DE L'ESTIMATION CENTRALE, NOUS INDIQUONS L'INCERTITUDE ENTRE PARENTHÈSES EN APPLIQUANT LES LIMITES INFÉRIEURE ET SUPÉRIEURE DE L'INTERVALLE DE CONFIANCE À 95 % DE LA RELATION EXPOSITION-EFFET UTILISÉE (RISQUE RELATIF RR).	101
TABLEAU 43 : GAIN EN MILLIONS D'EUROS/AN LIÉ À LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE DANS LA RBC PAR RAPPORT AU SCÉNARIO BAU. (EURO, 2019). EN PLUS DE L'ESTIMATION CENTRALE, NOUS INDIQUONS L'INCERTITUDE ENTRE PARENTHÈSES EN APPLIQUANT LES LIMITES INFÉRIEURE ET SUPÉRIEURE DE L'INTERVALLE DE CONFIANCE À 95 % DE LA RELATION EXPOSITION-EFFET UTILISÉE (RISQUE RELATIF RR).	101
TABLEAU 44 : GAIN EN MILLIONS D'EUROS/AN LIÉ À LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE DANS LA RBC PAR RAPPORT AU SCÉNARIO GM. (EURO, 2019). EN PLUS DE L'ESTIMATION CENTRALE, NOUS INDIQUONS L'INCERTITUDE ENTRE PARENTHÈSES EN APPLIQUANT LES LIMITES INFÉRIEURE ET SUPÉRIEURE DE L'INTERVALLE DE CONFIANCE À 95 % DE LA RELATION EXPOSITION-EFFET UTILISÉE (RISQUE RELATIF RR).	101
TABLEAU 45 : GAIN EN MILLIONS D'EUROS/AN POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE DANS LA RBC PAR RAPPORT AU SCÉNARIO TB. (EURO, 2019). EN PLUS DE L'ESTIMATION CENTRALE, NOUS INDIQUONS L'INCERTITUDE ENTRE PARENTHÈSES EN APPLIQUANT LES	

LIMITES INFÉRIEURE ET SUPÉRIEURE DE L'INTERVALLE DE CONFIANCE À 95 % DE LA RELATION EXPOSITION-EFFET UTILISÉE (RISQUE RELATIF RR).	101
TABLEAU 46 : GAIN MOYEN (EN POURCENTAGE) DANS LES DIFFÉRENTS SCÉNARIOS.	102
TABLEAU 47 : NOMBRE D'HABITANTS ET CONCENTRATIONS MOYENNES ANNUELLES PONDEREES POUR DIFFERENTS POLLUANTS, APERÇU POUR LES COMMUNES BRUXELLOISES, SCENARIO DE REFERENCE.	119
TABLEAU 48 : NOMBRE D'HABITANTS ET CONCENTRATIONS MOYENNES ANNUELLES PONDEREES POUR DIFFERENTS POLLUANTS, APERÇU POUR LES COMMUNES BRUXELLOISES, SCENARIO BAU.	119
TABLEAU 49 : NOMBRE D'HABITANTS ET CONCENTRATIONS MOYENNES ANNUELLES PONDEREES POUR DIFFERENTS POLLUANTS, APERÇU POUR LES COMMUNES BRUXELLOISES, SCÉNARIO GOOD MOVE.	120
TABLEAU 50 : NOMBRE D'HABITANTS ET CONCENTRATIONS MOYENNES ANNUELLES PONDEREES POUR DIFFERENTS POLLUANTS, APERÇU POUR LES COMMUNES BRUXELLOISES, SCÉNARIO THERMIC BAN.	120
TABLEAU 51 : NOMBRE D'HABITANTS ET CONCENTRATIONS MOYENNES ANNUELLES PONDEREES POUR DIFFERENTS POLLUANTS, APERÇU POUR LES COMMUNES BRUXELLOISES, SCENARIO TB+.	121
TABLEAU 52 : APERÇU DU CALCUL DES DECES PREMATURES ATTRIBUTIFS (DANS LA POPULATION > 30 ANS) DUS A L'EXPOSITION A LONG TERME A LA SUIE (CARBONE ELEMENTAIRE) DANS LES DIFFERENTS SCENARIOS.	122
TABLEAU 53 : APERÇU DU COUT ANNUEL TOTAL DE LA MORBIDITE (ET VENTILATION PAR COUT DE LA MALADIE, COUT DE L'ABSENTEISME ET COUT DE LA PERTE DE PROSPERITE) PAR CRITERE D'EVALUATION DE SANTE, POUR LA SITUATION DE REFERENCE.	123

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1 : APERÇU DES MALADIES, DES PARAMÈTRES DE SANTÉ ET DES BIOMARQUEURS QUI SONT INFLUENCÉES PAR LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE (THURSTON ET AL., 2017).	1
FIGURE 2 : REPRÉSENTATION DU RR (RISQUE RELATIF) ET DE L'UR (RISQUE UNITAIRE). LE RR TIEN COMPTE DE L'INCIDENCE OU DE LA PRÉVALENCE.....	2
FIGURE 3 : CALCUL DU NOMBRE DE CAS ATTRIBUTIFS SUR LA BASE DU RISQUE RELATIF (RR), EN UTILISANT L'INCIDENCE (OU LA PRÉVALENCE) DE BASE (HÄNNINEN ET AL., 2014). L'ÉTUDE DE HÄNNINEN EST PARTIE DU PRINCIPE QUE LA RELATION ENTRE RR ET L'EXPOSITION EST LOG-LINÉAIRE. POUR LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE, LES RELATIONS EXPOSITION-EFFET SONT LINÉAIRES. CETTE ÉTUDE EN A TENU COMPTE.	3
FIGURE 4 : CALCUL DU NOMBRE DE CAS ATTRIBUTIFS SUR LA BASE DU RISQUE UNITAIRE (UR).	3
FIGURE 5 : MOYENNE ANNUELLE DES CONCENTRATIONS DE PM _{2,5} POUR LES DIFFÉRENTS SCÉNARIOS DANS LE CODE COULEUR BELAQI (EN HAUT) ET DANS LE CODE COULEUR ADAPTÉ (EN BAS). LA LIGNE DU HAUT ILLUSTRE, DE GAUCHE À DROITE, LES RÉSULTATS POUR LE SCÉNARIO DE RÉFÉRENCE, LE SCÉNARIO BAU ET LE SCÉNARIO GOOD MOVE. LA LIGNE DU BAS ILLUSTRE À GAUCHE LE SCÉNARIO THERMIC BAN ET À DROITE LE SCÉNARIO THERMIC BAN PLUS.	64
FIGURE 6 : MOYENNE ANNUELLE DES CONCENTRATIONS DE NO ₂ POUR LES DIFFÉRENTS SCÉNARIOS DANS LE CODE COULEUR BELAQI (EN HAUT) ET DANS LE CODE COULEUR ADAPTÉ (EN BAS). LA LIGNE DU HAUT ILLUSTRE, DE GAUCHE À DROITE, LES RÉSULTATS POUR LE SCÉNARIO DE RÉFÉRENCE, LE SCÉNARIO BAU ET LE SCÉNARIO GOOD MOVE. LA LIGNE DU BAS ILLUSTRE À GAUCHE LE SCÉNARIO THERMIC BAN ET À DROITE LE SCÉNARIO THERMIC BAN PLUS.	65
FIGURE 7 : CONCENTRATIONS MOYENNES ANNUELLES D'O ₃ POUR LES DIFFÉRENTS SCÉNARIOS. LA LIGNE DU HAUT ILLUSTRE, DE GAUCHE À DROITE, LES RÉSULTATS POUR LE SCÉNARIO DE RÉFÉRENCE, LE SCÉNARIO BAU ET LE SCÉNARIO GOOD MOVE. LA LIGNE DU BAS ILLUSTRE À GAUCHE LE SCÉNARIO THERMIC BAN ET À DROITE LE SCÉNARIO THERMIC BAN PLUS.	66
FIGURE 8 : CONCENTRATIONS MOYENNES ANNUELLES DE BC POUR LES DIFFÉRENTS SCÉNARIOS. LA LÉGENDE DE GAUCHE S'APPLIQUE AU SCÉNARIO DE RÉFÉRENCE (FIGURE CI-DESSUS À GAUCHE), LA LÉGENDE DE DROITE S'APPLIQUE AUX AUTRES SCÉNARIOS. EN CODE COULEUR BELAQI (EN HAUT) ET EN CODE COULEUR PERSONNALISÉ (EN BAS). LA LIGNE DU HAUT ILLUSTRE, DE GAUCHE À DROITE, LES RÉSULTATS POUR LE SCÉNARIO DE RÉFÉRENCE, LE SCÉNARIO BAU ET LE SCÉNARIO GOOD MOVE. LA LIGNE DU BAS ILLUSTRE À GAUCHE LE SCÉNARIO THERMIC BAN ET À DROITE LE SCÉNARIO THERMIC BAN PLUS.	67
FIGURE 9 : LOCALISATION DES SECTEURS STATISTIQUES DANS LA RBC. LE CODE COULEUR REPRÉSENTE LA DENSITÉ DE POPULATION.	68
FIGURE 10 : REPRÉSENTATION SCHÉMATIQUE DE LA CHIMIE DE L'O ₃	78
FIGURE 11 : CONTRIBUTION (EN %) DES ÉMISSIONS DANS DIFFÉRENTS PAYS/RÉGIONS AUX CONCENTRATIONS À BRUXELLES POUR LES PM _{2,5} (À GAUCHE) ET LE CARBONE ÉLÉMENTAIRE (À DROITE).....	79
FIGURE 12 : ÉVOLUTION (EN %) DES NOMBRES ATTRIBUTIFS DES DIFFÉRENTS EFFETS SUR LA SANTÉ PAR RAPPORT AU SCÉNARIO DE RÉFÉRENCE.	94
FIGURE 13 : ÉVOLUTION (EN %) DU NOMBRE ATTRIBUTIF DES DIFFÉRENTS EFFETS SUR LA SANTÉ PAR RAPPORT AU SCÉNARIO DE BAU.	95
FIGURE 14 : ÉVOLUTION (EN %) DES NOMBRES ATTRIBUTIFS DES DIFFÉRENTS EFFETS SUR LA SANTÉ PAR RAPPORT AU SCÉNARIO GOOD MOVE.	97
FIGURE 15 : RÉPARTITION DES COÛTS DE LA MORTALITÉ EN FONCTION DES DIFFÉRENTS POLLUANTS.....	100
FIGURE 16 : DISTRIBUTION DES COÛTS DE MORTALITÉ ET DE MORBIDITÉ POUR L'APPROCHE VOLY ET VSL.....	100

CHAPITRE 1. INTRODUCTION ET OBJECTIF

1.1. CONTEXTE ET OBJECTIF DE L'ÉTUDE

Afin d'améliorer la qualité de l'air dans la Région de Bruxelles-Capitale (RBC) et d'atteindre les objectifs climatiques fixés par l'Accord de Paris (2015), le gouvernement de la RBC a pris diverses mesures en matière de mobilité. Le trafic routier représente, en effet, une source importante d'émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre dans la RBC.

Dans la lutte contre la pollution atmosphérique, le gouvernement de la Région de Bruxelles-Capitale a fait un premier pas important en créant, le 1^{er} janvier 2018, une zone de basses émissions (LEZ) qui exclut les véhicules les plus polluants du territoire de la RBC.

Le gouvernement de la RBC veut prendre de nouvelles mesures pour améliorer la qualité de l'air et limiter le réchauffement climatique. Plusieurs initiatives ont été lancées dans le but ultime d'arriver à une mobilité « zéro émission » :

- Plan régional de mobilité Good Move¹⁴ : réduire les déplacements par transport motorisé, tant pour les personnes que pour les marchandises ;
- Interdiction sur le territoire des véhicules diesel d'ici 2030 au plus tard ;
- Interdiction sur le territoire des véhicules à essence d'ici 2035 au plus tard ;
- Transition vers des technologies plus respectueuses de l'environnement comme les véhicules électriques.

La RBC entend ainsi réduire les concentrations des polluants atmosphériques. L'exposition à ces substances a des effets sur la santé qui entraînent des coûts qui ne sont pas inclus dans l'activité polluante, comme, entre autres, le trafic.

La présente étude détermine les effets de diverses mesures de mobilité sur la santé ainsi que leur coût économique. À cette fin, Bruxelles Environnement a défini cinq scénarios :

- Scénario de référence (REF) : situation en 2015 ;
- Business as usual (BAU) : mise en œuvre des mesures actuelles, calculs pour l'année 2030 ;
- Scénario de mobilité Good Move (GM) : diminution du trafic motorisé due à la mise en œuvre du plan de mobilité Good Move adopté en mars 2020, calculs pour l'année 2030 ;
- Scénario de mobilité Thermic Ban (TB) : diminution du trafic motorisé (scénario « Good Move ») combinée à une diminution progressive du nombre de véhicules diesel, essence et GPL, à l'exclusion des poids lourds, calculs pour l'année 2030 ;
- Scénario de mobilité Thermic Ban Plus (TB+) : scénario Thermic Ban incluant l'électrification des poids lourds, calculs pour l'année 2030.

Dans chaque scénario d'émission, le total annuel des émissions de polluants liés au trafic a été déterminé.

Pour chaque scénario d'émission, l'impact sur les niveaux de concentration, par exemple, des particules fines (PM₁₀ et PM_{2,5}), du dioxyde d'azote (NO₂), de la suie (black carbon, BC) et de l'ozone (O₃) a été calculé à l'aide d'un modèle de qualité de l'air. Pour cela, IRCELINE a utilisé le modèle de qualité de l'air ATMO-Street pour réaliser des cartes de concentration de divers polluants atmosphériques pour la RBC.

¹⁴ <https://goodmove.brussels/nl/>

L'objectif de cette étude est de calculer les résultats suivants pour les différents scénarios d'émission, en partant des niveaux de concentration des polluants liés au trafic :

1. Impact sur la santé de la population de la RBC qui peut être attribué à l'exposition aux polluants liés au trafic ;
2. Monétisation de l'impact sur la santé de la population de la RBC.

Les résultats des différents scénarios d'émissions peuvent être comparés entre eux mais aussi avec la situation de référence (2015).

1.2. APPROCHE ET GUIDE DE LECTURE

Vous trouverez ci-dessous une brève description de la méthodologie utilisée pour déterminer les différents résultats, ainsi que l'endroit où ils sont décrits dans ce rapport.

Comme séparateur décimal, nous utilisons la virgule, comme séparateur pour les milliers, nous utilisons le point.

1.2.1. EXPOSITION DE LA POPULATION DE LA RBC

L'évaluation de la qualité de l'air à laquelle est exposée la population de la RBC nécessite des informations sur la qualité de l'air et des données démographiques. Les cartes des concentrations moyennes annuelles de PM₁₀, PM_{2,5}, NO₂, BC et O₃ sont décrites dans la section 5.2. Les données démographiques à haute résolution spatiale sont reprises de Statbel et sont présentées dans la section 5.5.

La section 4.2 donne un aperçu de la méthodologie utilisée. Les résultats sont décrits dans la section 6.1

1.2.2. IMPACT SUR LA SANTÉ DE LA POPULATION DE LA RBC

Nous déterminons l'impact sur la santé de l'exposition aux polluants atmosphériques liée au trafic par le biais des relations exposition-effet. Nous dressons la carte des dernières connaissances scientifiques concernant l'impact de l'exposition aux polluants atmosphériques liée au trafic sur la santé, au moyen d'une revue de la littérature. Nous dressons l'aperçu des effets sur la santé liés à l'exposition à court et à long terme à divers polluants avec les relations exposition-effet correspondantes. La méthodologie utilisée et les résultats de cette revue de la littérature sont décrits au CHAPITRE 2 Une sélection des critères d'évaluation de santé et des relations exposition-effet a été opérée en concertation avec le groupe de pilotage et les experts des instances pertinentes. Le CHAPITRE 3 décrit les données économiques utilisées pour monétiser l'impact sur la santé. Différentes méthodes d'évaluation économique de la mortalité sont proposées. L'évaluation économique de l'impact sur la morbidité tient compte des coûts de la maladie, de l'absentéisme et du coût de la souffrance.

L'impact sur la santé qui peut être attribué à l'exposition aux polluants atmosphériques est déterminé pour chaque critère d'évaluation de santé ; c'est ce qu'on appelle également le nombre de cas attributifs. Ce calcul est décrit dans la section 4.3. En plus des chiffres d'exposition mentionnés ci-dessus, les relations exposition-effet, les données de mortalité et de morbidité sont également utilisées ; elles sont décrites dans les sections 5.6 et 5.7 respectivement. Les résultats pour les effets sur la mortalité sont décrits dans la section 6.2 et les résultats pour les différents effets sur la morbidité sont décrits dans la section 6.3.

CHAPITRE 2. SÉLECTION DES FONCTIONS D'IMPACT SUR LA SANTÉ

Ce chapitre donne un aperçu de la revue de la littérature sur la sélection des fonctions d'impact sur la santé.

2.1. INTRODUCTION

Afin de déterminer l'impact sur la santé de l'exposition aux polluants atmosphériques et au bruit ambiant, il est important de disposer d'un aperçu des effets attendus sur la santé. Dans ce cadre, nous distinguons les effets sur la santé qui se produisent après une exposition à long terme (période comprise entre un an et cinq à dix ans) et à court terme (période qui varie entre un jour et une semaine). La

Figure 1 donne un aperçu des maladies (ainsi que des critères d'évaluation de santé et des biomarqueurs) qui sont influencées par l'exposition aux polluants atmosphériques. Dans le cadre de la présente étude, l'accent est mis sur les effets sur la santé dus à une **exposition à long terme**.

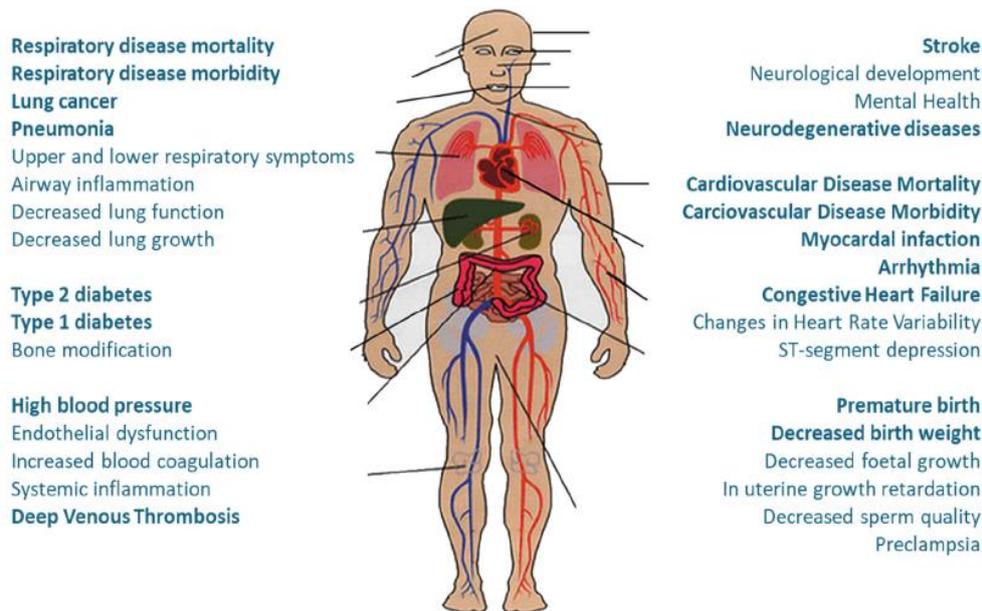


Figure 1 : Aperçu des maladies, des paramètres de santé et des biomarqueurs qui sont influencées par la pollution atmosphérique (Thurston et al., 2017).

La principale condition pour permettre le calcul de l'impact sur la santé est de connaître la **relation exposition- effet** d'un facteur de stress environnemental par rapport à un effet donné sur la santé. Une relation exposition-effet indique le lien entre le degré d'exposition à un facteur de stress environnemental particulier et le risque de développer une maladie ou une symptomatologie particulières dues à cette exposition. Pour le quantifier, on se base souvent sur l'incidence ou la prévalence de la maladie.

La **prévalence** d'une maladie représente le nombre de personnes atteintes de cette maladie particulière divisé par la taille de la population à un moment donné. La prévalence d'une maladie peut aussi être déterminée pour une période de temps donnée. Par exemple, la prévalence au cours de la vie d'une maladie représente le nombre de personnes qui ont eu cette maladie à un moment de leur vie divisé par la taille de la population. La prévalence annuelle représente le nombre de personnes qui ont eu la maladie concernée sur une période de 12 mois, divisé par la taille de la population.

L'**incidence** d'une maladie est le nombre de nouveaux cas survenant sur une période donnée, divisé par la taille de la population.

2.1.1. FONCTIONS D'IMPACT SUR LA SANTÉ

Une relation exposition-effet est généralement basée sur un risque relatif (RR), un odds ratio (OR), un hazard ratio (HR) ou un risque unitaire (unit risk - (UR)) obtenu à partir de données épidémiologiques.

- Le risque relatif est considéré comme la probabilité de développer une maladie en cas d'exposition par rapport à cette probabilité en cas de non-exposition. Il a donc été tenu compte ici, de l'incidence ou de la prévalence. En cas de faible incidence/prévalence, les odds ratios et les hazard ratios constituent une bonne approche pour calculer les risques relatifs (Zhang and Yu, 1998).
- Le risque unitaire donne le nombre absolu de maladies (cas) pour une concentration donnée d'un polluant et cela, indépendamment de l'incidence ou de la prévalence. Les risques unitaires sont souvent utilisés dans le calcul des risques cancérigènes (Buekers et al., 2012, De Backer et Bautmans, 2015).

La Figure illustre clairement la différence entre le risque relatif et le risque unitaire.

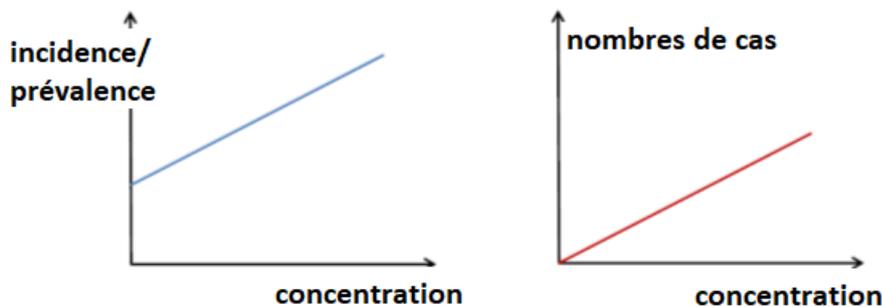


Figure 2 : Représentation du RR (risque relatif) et de l'UR (risque unitaire). Le RR tient compte de l'incidence ou de la prévalence.

Comme mentionné ci-dessus, les effets sur la santé ne sont pas toujours rapportés en utilisant le risque relatif (RR) mais aussi parfois l'odds ratio (OR) ou le hazard ratio (HR). Tous trois ont été inclus dans l'analyse, ce qui est acceptable puisque, dans tous les cas, la taille de l'effet est relativement faible (Davies et al., 1998). Si la taille de l'effet s'avère plus importante, l'odds ratio peut être converti en un risque relatif en utilisant l'incidence de base ou les données de prévalence. Dans le cadre de ce projet, ce n'est pas nécessaire.

La Figure 3 et Figure 4 donnent un aperçu des différentes méthodes de calcul utilisées pour déterminer le nombre de cas attributifs dans lesquels la relation exposition-effet est un risque relatif (Figure 3) ou un risque unitaire (Figure 4). Le nombre de cas attributifs est le nombre de cas qui surviennent en raison de l'exposition, il peut s'agir d'une incidence ou d'une prévalence attributives (dans la Figure 3 et la Figure 4, l'exemple est élaboré pour une incidence attributive).

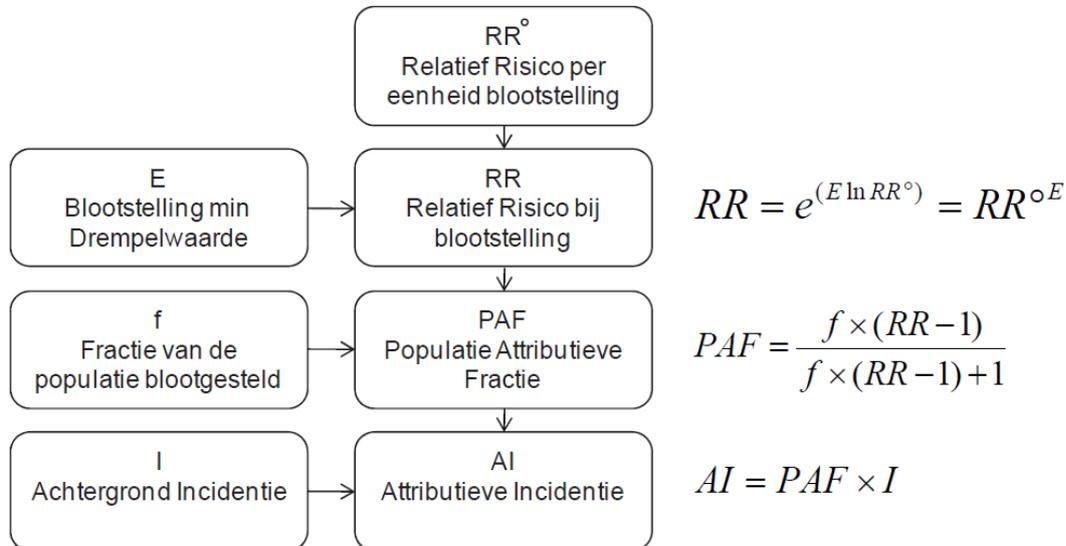


Figure 3 : Calcul du nombre de cas attributifs sur la base du risque relatif (RR), en utilisant l'incidence (ou la prévalence) de base (Hänninen et al., 2014). L'étude de Hänninen est partie du principe que la relation entre RR et l'exposition est log-linéaire. Pour la pollution atmosphérique, les relations exposition-effet sont linéaires. Cette étude en a tenu compte.

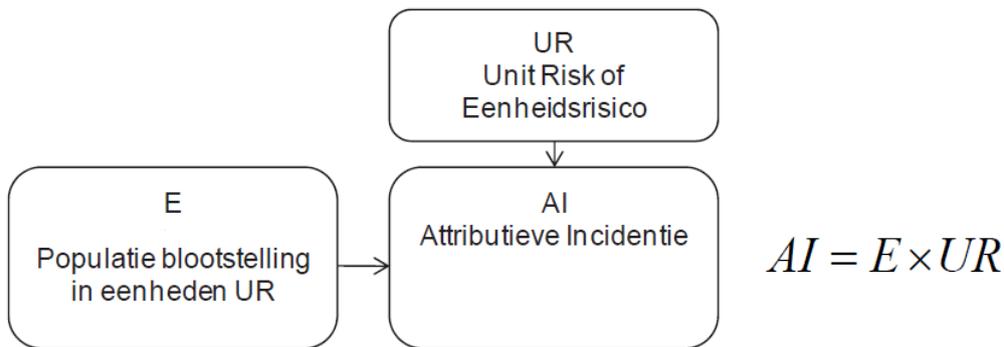


Figure 4 : Calcul du nombre de cas attributifs sur la base du risque unitaire (UR).

Effets de seuil

Il est possible que pour un certain polluant, les effets sur la santé ne se produisent pas en dessous d'une certaine valeur de concentration, également appelée valeur seuil. Dans ce cas, la relation exposition-effet est appliquée aux valeurs supérieures au seuil.

2.2. REVUE DE LA LITTÉRATURE : SOURCES

Les relations exposition-effet validées pour l'exposition à long terme aux polluants liés au trafic PM₁₀, PM_{2,5}, NO₂ et à la suie sont déterminées dans une revue de la littérature scientifique internationale récente.

2.2.1. INSTANCES SCIENTIFIQUES

Les instances scientifiques comme le US Environmental Protection Agency (EPA), Health Effects Institute (HEI) et Santé Canada, procèdent régulièrement à une évaluation de l'état actuel des effets sur la santé causés par les facteurs environnementaux. Ces rapports n'établissent toutefois aucune relation entre l'exposition et l'effet.

L'Organisation mondiale de la santé (OMS), les organisations scientifiques et les autorités des pays voisins mettent cependant en avant les relations exposition-effet.

→ Organisation mondiale de la santé (OMS)

En 2013, l'Organisation mondiale de la santé a publié un rapport intitulé Health Risks for Air Pollution in Europe (HRAPIE) (WHO, 2013), qui a été résumé dans un article en 2015 ((Héroux et al., 2015). Sur la base des informations disponibles jusqu'en 2013, l'OMS a résumé les relations exposition-effet des effets sur la santé et de la mortalité prématurée due à une exposition à court et à long terme aux particules fines, au dioxyde d'azote et à l'ozone. Dans les relations exposition-effet, la concentration (avec des durées de lissage différentes selon la durée de l'exposition et le polluant considéré) est comparée au risque relatif.

Dans l'analyse HRAPIE, les paires polluant-critère d'évaluation sont divisées en quatre groupes : A, A*, B et B* :

1. Groupe A* : ensemble limité d'effets ; les effets peuvent être additionnés ;
2. Groupe A : ensemble limité d'effets ; les effets ne peuvent pas être additionnés avec ceux du groupe A* ;
3. Groupe B* : ensemble élargi d'effets ; les effets peuvent être additionnés ;
4. Groupe B : ensemble élargi d'effets ; les effets ne peuvent pas être additionnés avec ceux du groupe B*.

Le Tableau 1 donne un aperçu des recommandations du rapport HRAPIE concernant l'exposition à court et à long terme aux particules fines (PM₁₀ et PM_{2,5}), au NO₂ et à l'ozone. La métrique utilisée donne le temps de lissage du polluant considéré. La relation exposition-effet est donnée sous la forme d'un risque relatif (RR) ; en plus de l'estimation centrale, les limites inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % sont également indiquées. La colonne « LT/CT » indique si l'effet sur la santé est dû à une exposition à long ou à court terme au polluant.

Nous notons que pour les maladies avec hospitalisation, le rapport HRAPIE ne considère les relations exposition-effet que pour une exposition à court terme aux polluants atmosphériques.

Les relations exposition-effet du rapport HRAPIE sont utilisées dans l'outil AirQ+¹⁵ développé par l'OMS. Cet outil permet d'estimer les effets sur la santé d'une exposition à court et à long terme aux polluants atmosphériques.

¹⁵<http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/activities/airq-software-tool-for-health-risk-assessment-of-air-pollution>

Les recommandations du rapport HRAPIE sont utilisées au niveau international pour l'évaluation de la politique en matière de qualité de l'air. (Holland, 2014a) a rédigé des recommandations pour la mise en œuvre des recommandations du rapport HRAPIE dans les analyses d'impact sur la santé et les analyses coût-bénéfice de la politique en matière de qualité de l'air au sein de l'UE. Pour cela, (Holland, 2014a) se base sur les relations exposition-effet de l'exposition aussi bien à court qu'à long terme. Pour certains effets dus à une exposition à court terme (Holland, 2014a) ajuste la métrique utilisée :

- En ce qui concerne l'exposition à court terme aux $PM_{2,5}$, le rapport HRAPIE recommande deux relations exposition-effet pour les hospitalisations : pour les hospitalisations liées à des maladies cardiovasculaires (tous âges) et pour les hospitalisations liées à des maladies respiratoires (tous âges). Ces relations exposition-effet utilisent les concentrations moyennes journalières de $PM_{2,5}$. Ces relations exposition-effet sont reprises par (Holland, 2014a), mais liées aux concentrations moyennes annuelles de $PM_{2,5}$.
- En ce qui concerne l'exposition à court terme à l' O_3 , le rapport HRAPIE recommande deux relations exposition-effet pour les hospitalisations : pour les hospitalisations liées aux maladies cardiovasculaires (>65 ans) et pour les hospitalisations liées aux maladies respiratoires (>65 ans). Ces relations exposition-effet utilisent les concentrations moyennes journalières maximales de O_3 sur 8 heures, qui doivent être supérieures à 35 ppb. Ces relations exposition-effet sont reprises par (Holland, 2014a), mais liées à l'indicateur SOM035.

Les effets sur la santé dus à une exposition à court terme pour laquelle (Holland, 2014a) a ajusté la métrique aux concentrations moyennes annuelles sont également inclus dans le Tableau 1.

CHAPITRE 2 -Sélection des fonctions d'impact sur la santé

Tableau 1 : Aperçu des relations exposition-effet sur les impacts sur la santé de l'exposition à long et court terme (LT ou CT) aux polluants atmosphériques, recommandées dans le rapport HRAPIE (Organisation mondiale de la santé, 2013). En ce qui concerne le risque relatif, en plus de l'estimation centrale, les limites inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance à 95% sont également données (IC95 % LI et IC95 % LS, respectivement).

Métrique	Effet	LT / CT	Population	RR (centrale) par 10 µg/m ³	RR (95% IC, LI)	RR (95% IC, LS)	Groupe	Remarque
PM _{2,5} moyenne annuelle	Mortalité toute cause	LT	>30 ans	1,062	1,040	1,083	A*	
PM _{2,5} moyenne journalière >> PM _{2,5} annuelle (Holland, 2014a)	Hospitalisations problèmes cardiaques	pour CT	Tout le monde	1,0091	1,0017	1,0166	A*	
PM _{2,5} moyenne journalière >> PM _{2,5} annuelle (Holland, 2014a)	Hospitalisations problèmes respiratoires	pour CT	Tout le monde	1,019	0,9982	1,0402	A*	
PM _{2,5} moyenne 2 semaines >> PM _{2,5} annuelle	Jours d'activité réduite	CT	Tout le monde	1,047	1,042	1,053	B*	
PM _{2,5} moyenne 2 semaines >> PM _{2,5} annuelle	Absentéisme au travail	CT	Tout le monde	1,046	1,039	1,053	B**	
PM ₁₀ moyenne annuelle	Mortalité infantile	LT	1 mois – 1 an	1,04	1,02	1,07	B*	
PM ₁₀ moyenne annuelle	Bronchite, prévalence	LT	6-12/18 ans	1,08	0,98	1,19	B*	
PM ₁₀ moyenne annuelle	Bronchite chronique, incidence	LT	>18 ans	1,117	1,04	1,189	B*	
PM ₁₀ moyenne journalière >> PM ₁₀ moyenne annuelle (Holland, 2014a)	Symptômes asthmatiques, incendie	CT	Enfants asthmatiques 5-19 ans	1,028	1,006	1,051	B*	
O ₃ , SOMO35	Mortalité toute cause	CT	Tout le monde	1,0029	1,0014	1,0043	A*	
O ₃ maximum journalier des moyennes sur 8h > 35 ppb >> SOMO35 (Holland, 2014a)	Hospitalisations problèmes cardiaques	pour CT	> 65 ans	1,0089	1,0050	1,0127	A*	Dès 70 µg/m ³
O ₃ maximum journalier des moyennes sur 8h > 35 ppb >> SOMO35 (Holland, 2014a)	Hospitalisations problèmes respiratoires	pour CT	> 65 ans	1,0044	1,0007	1,0083	A*	Dès 70 µg/m ³
NO ₂ , moyenne annuelle	Mortalité	LT	> 30 ans	1,055	1,031	1,08	B*	Dès 20 µg/m ³
NO ₂ , moyenne annuelle	Hospitalisations problèmes respiratoires	pour CT	Tout le monde	1,018	1,0115	1,0245	A*	
NO ₂ , moyenne annuelle	Symptômes de la bronchite	LT	Enfants asthmatiques 5-14 ans	1,021	0,99	1,06	B*	

→ **US Environmental Protection Agency (agence américaine de la protection de l'environnement)**

L'Environmental Protection Agency (EPA) publie régulièrement une Integrated Science Assessment (ISA) (évaluation scientifique intégrée) pour les différents polluants tels que l'ozone, les particules fines et le dioxyde d'azote. On y trouve une revue descriptive des preuves sur les effets sur la santé issues d'études épidémiologiques et toxicologiques. L'EPA indique également le niveau de preuve de la relation causale entre l'exposition et l'effet sur la santé en cela et cela, sur la base de cinq catégories:

- Relation causale (causal relationship) ;
- Relation causale probable (likely to be a causal relationship) ;
- Preuves suggestives d'une relation causale mais pas suffisantes pour conclure à Relation causale (suggestive of, but not sufficient to infer, causal relationship) ;
- Inapproprié pour conclure à une relation causale ; (inadequate to infer a causal relationship);
- Probablement pas de relation causale (not likely to be a causal relationship).

En 2009, l'US EPA a publié la dernière mise à jour du document 'Integrated Science Assessment for particulate matter'(US EPA National Center for Environmental Assessment and Sacks, n.d.). Les Tableaux 2 à 5 résument les différentes catégories de santé pour lesquelles les effets à court et à long terme de l'exposition aux particules fines et au NO₂ ont été étudiés. Pour l'exposition à la fraction grossière des particules fines (PM_{10-2,5}), seuls les effets à court terme ont été étudiés.

Tableau 2 : Aperçu des relations causales entre l'exposition à court terme aux PM_{2,5} et divers effets sur la santé. Tableau repris de (US EPA National Center for Environmental Assessment and Sacks, n.d.).

Table 2-1. Summary of causal determinations for short-term exposure to PM_{2.5}.

Size Fraction	Outcome	Causality Determination
PM _{2.5}	Cardiovascular Effects	Causal
	Respiratory Effects	Likely to be causal
	Mortality	Causal

Tableau 3 : Aperçu des relations causales entre l'exposition à long terme aux PM_{2,5} et divers effets sur la santé. Tableau repris de (US EPA National Center for Environmental Assessment and Sacks, n.d.).

Table 2-2. Summary of causal determinations for long-term exposure to PM_{2.5}.

Size Fraction	Outcome	Causality Determination
PM _{2.5}	Cardiovascular Effects	Causal
	Respiratory Effects	Likely to be causal
	Mortality	Causal
	Reproductive and Developmental	Suggestive
	Cancer, Mutagenicity, and Genotoxicity	Suggestive

Tableau 4 : Aperçu des relations causales entre l'exposition à court terme aux PM_{10-2,5} et divers effets sur la santé. Tableau repris de (US EPA National Center for Environmental Assessment and Sacks, n.d.).

Table 2-3. Summary of causal determinations for short-term exposure to PM_{10-2.5}.

Size Fraction	Outcome	Causality Determination
PM _{10-2.5}	Cardiovascular Effects	Suggestive
	Respiratory Effects	Suggestive
	Mortality	Suggestive

Sur la base d'études épidémiologiques portant sur de grandes cohortes en Europe et en Amérique du Nord, l'EPA estime que l'exposition aux particules fines :

- est associée à des effets accrus sur le cœur et les vaisseaux sanguins et à une mortalité par infarctus ou insuffisance cardiaque.
- a des effets sur les voies respiratoires et les poumons, entraînant une diminution de la fonction pulmonaire et une augmentation des maladies respiratoires, mais pas une augmentation de la mortalité due aux maladies respiratoires et pulmonaires.

L'US EPA a publié la dernière mise à jour de l'évaluation scientifique intégrée pour les oxydes d'azote - critères sanitaires en 2016 (US EPA, 2016). Le Tableau 5 est repris du rapport et illustre les différentes catégories de santé pour lesquelles la relation avec l'exposition à court et à long terme au NO₂ a été étudiée.

Tableau 5 : Aperçu des relations causales entre l'exposition à court terme et à long terme au NO₂ et divers effets sur la santé. Tableau repris de (US EPA, 2016)**Table ES-1 Causal determinations for relationships between nitrogen dioxide exposure and health effects from the 2008 and 2016 Integrated Science Assessment for Oxides of Nitrogen.**

Exposure Duration and Health Effects Category ^a	Causal Determination ^b	
	2008 Integrated Science Assessment	2016 Integrated Science Assessment
Short-Term Nitrogen Dioxide Exposure (minutes up to 1 month)		
Respiratory effects Section 5.2, Table 5-39	Sufficient to infer a likely causal relationship	Causal relationship
Cardiovascular effects Section 5.3, Table 5-52	Inadequate to infer the presence or absence of a causal relationship	Suggestive of, but not sufficient to infer, a causal relationship
Total mortality Section 5.4, Table 5-57	Suggestive of, but not sufficient to infer, a causal relationship	Suggestive of, but not sufficient to infer, a causal relationship
Long-Term Nitrogen Dioxide Exposure (more than 1 month to years)		
Respiratory effects Section 6.2, Table 6-5	Suggestive of, but not sufficient to infer, a causal relationship	Likely to be a causal relationship
Cardiovascular effects and diabetes ^c Section 6.3, Table 6-11	Inadequate to infer the presence or absence of a causal relationship	Suggestive of, but not sufficient to infer, a causal relationship
Reproductive and developmental effects ^c Sections 6.4.2, 6.4.3, and 6.4.4, Table 6-14	Inadequate to infer the presence or absence of a causal relationship	Fertility, reproduction, and pregnancy: Inadequate to infer a causal relationship Birth outcomes: Suggestive of, but not sufficient to infer, a causal relationship Postnatal development: Inadequate to infer a causal relationship
Total mortality Section 6.5, Table 6-18	Inadequate to infer the presence or absence of a causal relationship	Suggestive of, but not sufficient to infer, a causal relationship
Cancer Section 6.6, Table 6-20	Inadequate to infer the presence or absence of a causal relationship	Suggestive of, but not sufficient to infer, a causal relationship

^aAn array of outcomes is evaluated as part of a broad health effects category: physiological measures (e.g., airway responsiveness), clinical outcomes (e.g., hospital admissions), cause-specific mortality. Total mortality includes all nonaccidental causes of mortality, and conclusions are informed by findings for the spectrum of morbidity effects (e.g., respiratory, cardiovascular) that can lead to mortality. The sections and tables referenced include a detailed discussion of the evidence that supports the causal determinations and the NO₂ concentrations with which health effects have been associated.

^bSince the 2008 ISA for Oxides of Nitrogen, the phrasing of causal determinations has changed slightly, and the weight of evidence that describes each level in the hierarchy of the causal framework has been more explicitly characterized.

^cIn this ISA, the conclusion is based on cardiovascular effects and diabetes, which are related and share risk factors. Reproductive and developmental effects are separated into smaller subcategories of outcomes based on varied underlying biological processes and exposure patterns over different lifestages.

Pour l'exposition à court terme, l'US EPA conclut qu'il existe **une relation causale avec les effets sur les voies respiratoires** et cela sur la base de la preuve du déclenchement de crises d'asthme. Selon l'EPA, la preuve d'autres effets tels que la bronchopneumopathie chronique obstructive (BPCO), les infections respiratoires dans les populations saines et la mortalité respiratoire est plus incertaine car la présence d'un effet indépendant de l'exposition au NO₂ ou une combinaison d'autres polluants liés au trafic n'est pas clairement établie. Il y a bien des preuves suggestives mais elles ne sont pas suffisantes pour conclure à une relation causale avec les effets cardiovasculaires et la mortalité (totale).

En ce qui concerne l'exposition au NO₂ à **long terme**, selon l'US EPA, les études épidémiologiques et expérimentales ne fournissent une **preuve probable d'une relation causale que pour les effets respiratoires**. Cette conclusion repose sur la preuve du développement de l'asthme.

Selon l'US EPA, la preuve des autres effets respiratoires comme la sévérité de la maladie respiratoire, les changements au niveau de la fonction pulmonaire et les infections des voies respiratoires est plus incertaine car la présence d'un effet indépendant de l'exposition au NO₂ ou une combinaison d'autres polluants liés au trafic n'est pas clairement établie.

En 2013, l'US EPA a publié la dernière mise à jour du document 'Integrated Science Assessment for ozone and related photochemical oxidants' (USEPA National Center for Environmental Assessment, n.d.). Le Tableau 6 est repris du rapport et illustre les différentes catégories de santé pour lesquelles la relation avec l'exposition à court et à long terme à l'O₃ a été étudiée. L'US EPA conclut que les études épidémiologiques et expérimentales n'apportent la preuve d'une relation causale probable avec l'exposition à long terme à l'O₃ que pour les effets respiratoires. Cette conclusion repose sur la preuve du développement de l'asthme.

L'US-EPA affirme que des preuves bien établies d'effets à court terme de l'exposition à l'ozone existent et plus particulièrement d'effets respiratoires cardiovasculaires. En ce qui concerne l'exposition à long terme, on suppose qu'il existe une relation causale.

L'US EPA ne fait pas de méta-analyse quantitative des études énumérées.

Tableau 6 : Aperçu des relations causales entre l'exposition à court et à long terme à l'O₃ et divers effets sur la santé. Tableau repris de (US EPA National Center for Environmental Assessment and Brown, n.d.).

Table 1-1 Summary of O₃ causal determinations by exposure duration and health outcome.		
Health Outcome^a	Conclusions from 2006 O₃ AQCD	Conclusions from this ISA
Short-term Exposure to O₃		
Respiratory effects	The overall evidence supports a causal relationship between acute ambient O ₃ exposures and increased respiratory morbidity outcomes.	Causal Relationship
Cardiovascular effects	The limited evidence is highly suggestive that O ₃ directly and/or indirectly contributes to cardiovascular-related morbidity, but much remains to be done to more fully substantiate the association.	Likely to be a Causal Relationship
Central nervous system effects	Toxicological studies report that acute exposures to O ₃ are associated with alterations in neurotransmitters, motor activity, short and long term memory, sleep patterns, and histological signs of neurodegeneration.	Suggestive of a Causal Relationship
Total Mortality	The evidence is highly suggestive that O ₃ directly or indirectly contributes to non-accidental and cardiopulmonary-related mortality.	Likely to be a Causal Relationship
Long-term Exposure to O₃		
Respiratory effects	The current evidence is suggestive but inconclusive for respiratory health effects from long-term O ₃ exposure.	Likely to be a Causal Relationship
Cardiovascular effects	No conclusions in the 2006 O ₃ AQCD.	Suggestive of a Causal Relationship
Reproductive and developmental effects	Limited evidence for a relationship between air pollution and birth-related health outcomes, including mortality, premature births, low birth weights, and birth defects, with little evidence being found for O ₃ effects.	Suggestive of a Causal Relationship
Central nervous system effects	Evidence regarding chronic exposure and neurobehavioral effects was not available.	Suggestive of a Causal Relationship
Cancer	Little evidence for a relationship between chronic O ₃ exposure and increased risk of lung cancer.	Inadequate to Infer a Causal Relationship
Total Mortality	There is little evidence to suggest a causal relationship between chronic O ₃ exposure and increased risk for mortality in humans.	Suggestive of a Causal Relationship

^aHealth effects (e.g., respiratory effects, cardiovascular effects) include a spectrum of outcomes, from measureable subclinical effects (e.g., blood pressure), to more obvious effects (e.g., medication use, hospital admissions), and cause-specific mortality. Total mortality includes all-cause (non-accidental) mortality, as well as cause-specific mortality (e.g., deaths due to heart attacks).

→ Organisations des pays voisins

Nous avons étudié les méta-analyses réalisées par ou pour le compte d'instances scientifiques ou d'autorités de pays voisins :

- Royaume-Uni : le COMEAP¹⁶ a réalisé plusieurs méta-analyses sur les effets de l'exposition à l'ozone (Committee on the Medical Effects of Air Pollutants, 2015) et NO₂ (Frank Kelly, 2018).
- Allemagne : l'UBA¹⁷ a réalisé une récente méta-analyse sur les effets sur la santé dus à l'exposition au NO₂ (Schneider et al., 2018).

2.2.2. MÉTA-ANALYSES REPRISES DE LA LITTÉRATURE SCIENTIFIQUE ÉVALUÉE PAR LES PAIRS

La littérature scientifique évaluée par les pairs a été étudiée et passée au crible (en utilisant des plateformes telles que Web of Science, Pub Med). Comme l'exactitude scientifique des relations exposition-effet utilisées est une priorité, cette revue repose sur des méta-analyses. Les résultats de ces méta-analyses sont le plus souvent plus généralement applicables que ceux des études individuelles.

Dans le cadre du présent projet, il n'est pas possible de déduire les relations exposition-effet sur la base des données de la littérature.

2.3. REVUE DE LA LITTÉRATURE : RÉSULTATS

Seules les données des études épidémiologiques, et non celles des études toxicologiques, ont été incluses dans la revue de la littérature.

Nous donnons un aperçu de la littérature par critère d'évaluation de santé. Ceci, du fait que les différents critères d'évaluation de santé sont liés à différents polluants.

2.3.1. MORTALITÉ PRÉMATURÉE

Pour tous les polluants considérés, il existe une relation exposition-effet et un risque de décès prématuré dû à une exposition à long terme. Des fonctions de risque sont disponibles pour la mortalité toute cause (naturelle), ainsi que pour la mortalité spécifique à une cause (par exemple, cardiopathie ischémique, AVC (accident vasculaire cérébral), BPCO, cancer du poumon, ...). Dans ce qui suit, nous avons considéré, de préférence, la **mortalité toute cause**, car les taux de mortalité belges pour des causes spécifiques sont moins fiables que les taux de mortalité toute cause (communication personnelle du Dr Anne Kongs, Agentschap Zorg & Gezondheid). Nous notons que pour l'exposition à long terme à l'O₃, une relation exposition-effet n'est disponible que pour la mortalité due aux maladies des voies respiratoires.

Le Tableau 7 donne un aperçu de ces relations exposition-effet pour la mortalité due à différents polluants.

Le rapport HRAPIE de l'OMS recommande une relation exposition-effet pour l'exposition à long terme aux PM_{2,5}, NO₂ et O₃ pour la population adulte (> 30 ans) et pour les PM₁₀ pour la mortalité post-néonatale infantile (âge 1-12 mois).

¹⁶ <https://www.gov.uk/government/groups/committee-on-the-medical-effects-of-air-pollutants-comeap>

¹⁷ <https://www.umweltbundesamt.de/>

Le rapport HRAPIE mentionne que certains effets à long terme de l'exposition au NO₂ peuvent chevaucher les effets dus à l'exposition à long terme aux PM_{2,5}. Ce chevauchement est estimé à 33 % maximum. Le rapport HRAPIE considère que la relation exposition-effet pour le NO₂ se classe dans le groupe B*, mais en raison d'un possible chevauchement avec les effets de l'exposition à long terme aux PM_{2,5}, il recommande de la considérer comme faisant partie du groupe B afin d'éviter un double comptage dans l'analyse des effets du groupe A. Sur la base de certaines études (Næss et al., 2007) (Cesaroni et al., 2013), le rapport HRAPIE recommande de calculer l'impact du NO₂ pour les concentrations atmosphériques supérieures à 20 µg/m³, ce seuil ne s'appliquant qu'à cette paire polluant-critère d'évaluation.

Les effets sur la santé de l'exposition au NO₂ ont été étudiés dans plusieurs études récentes. Il n'est toutefois pas clairement établi si ces effets sur la santé se produisent également à de faibles concentrations de NO₂. En 2015, (Héroux et al., 2015) donnent un aperçu des nouvelles connaissances acquises concernant les recommandations du rapport HRAPIE. Par exemple, le seuil de 20 µg/m³ soulève des doutes car plusieurs études ont identifié des effets sur la mortalité jusqu'à une exposition de 10 µg/m³.

Dans une étude plus récente que le rapport HRAPIE, le groupe COMEAP (Frank Kelly, 2018) a réalisé une large méta-analyse qui a apporté la preuve d'associations entre des effets sur la santé et des concentrations annuelles de NO₂ dans l'air ambiant de 5 µg/m³. Le risque relatif s'élève à 1,023 [IC à 95 % : 1,008 - 1,037] pour 10 µg/m³ de concentration moyenne annuelle de NO₂ ; un chevauchement de 20% avec les effets dus aux PM_{2,5} a été calculé.

Concernant l'exposition au carbone élémentaire (CE), utilisée pour mesurer la teneur en suie, elle a été calculée par (Janssen et al., 2011b) sur la base d'une relation exposition-effet. Ils ont étudié la relation entre l'exposition à long terme au CE et la mortalité prématurée en se basant sur des études de cohorte européennes. Si l'on compare l'impact des PM et du CE sur la mortalité prématurée, le CE par µg/m³ est environ 10 fois plus toxique, tandis que sur la base de l'écart interquartile (IQR), sa toxicité est identique. Au niveau de la mortalité prématurée, le CE explique donc une grande partie l'impact des PM_{2,5}. Cependant, aucun taux de chevauchement (avec les PM_{2,5} ou le NO₂) n'a été spécifié lors de l'utilisation de cette relation exposition-effet. Par conséquent, cette relation n'a pas été retenue dans l'analyse, mais une analyse de sensibilité a bien été effectuée.

Tableau 7 : Aperçu des relations exposition-effet pour la mortalité prématurée

Métrique	LT/ CT	Population	Type de risque	Dose-effet (estimation centrale, 95% IC limite inférieure et supérieure)			Dose ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Valeur limite ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	chevauche ment avec PM _{2,5} (%)	Source d'information	Retenu
PM _{2,5} moyenne annuelle	LT	Adultes > 30 ans	RR	1,062	1,04	1,083	10	-	n.v.t.	(WHO, 2013), groupe A*	Oui
NO ₂ moyenne annuelle	LT	Adultes > 30 ans	RR	1,055	1,031	1,08	10	20	33	(WHO, 2013), groupe B	Non
NO ₂ moyenne annuelle	LT	Adultes > 30 ans	RR	1,055	1,031	1,08	10	10	33	(Heroux et al., 2015)	Non
NO ₂ moyenne annuelle	LT	Adultes > 30 ans	RR	1,023	1,008	1,037	10	5	20	(Frank Kelly, 2018)	Oui
EC moyenne annuelle	LT	Adultes > 30 ans	RR	1,06	1,04	1,09	1	-	Inconnu	(Janssen et al., 2011b)	Non
O ₃ , SOMO35	CT	Tout le monde	RR	1,0029	1,0014	1,0043	10	-	inconnu	(WHO, 2013), groupe A*	Oui
PM ₁₀ moyenne annuelle	LT	< 1 an	RR	1,04	1,02	1,07	10	-	n.v.t.	(WHO, 2013), groupe B*	Oui

→ **Commentaires**

L'OMS procède actuellement à une mise à jour des recommandations relatives aux effets à long terme du NO₂ sur la santé en fonction de ces nouvelles données. Le rapport final contenant des recommandations n'est pas encore disponible. Lors d'une récente consultation des experts de l'OMS, un consensus a ainsi été atteint et le seuil contenu dans le rapport HRAPIE pour les effets à long terme du NO₂ sur la santé a été ramené de 20 µg/m³ à 5 µg/m³ et la relation exposition-effet a été adaptée.

L'UBA allemande (Schneider et al., 2018) mentionne qu'il n'y a pas encore suffisamment de résultats sur les valeurs seuils d'exposition au NO₂. Les concentrations annuelles moyennes inférieures à 10 µg/m³ peuvent également avoir des effets potentiels sur la santé de la population. Une communication privée avec Myriam Tobollik (UBA), nous a appris que pour les évaluations sanitaires de l'exposition au NO₂, en Allemagne, la valeur seuil pour les effets sur la morbidité et la mortalité a été fixée à 10 µg/m³. Cette valeur est une limite de quantification inférieure (counterfactual value) et correspond approximativement à la valeur de base nationale pour le NO₂ mesurée en Allemagne au cours de la période 2007-2014. Cependant, on ne dispose pas de preuves scientifiques relatives à la valeur de 10 µg/m³.

Dans une récente méta-analyse de 41 études de cohorte sur la pollution atmosphérique extérieure (Burnett et al., 2018) ont élaboré un modèle de risque qui donne des effets de mortalité plus importants en raison d'une exposition à long terme aux particules fines. Ces facteurs de risque ont été utilisés par Lelieveld pour déterminer l'impact des particules fines sur la santé en Europe (Lelieveld et al., 2019).

(Burnett et al., 2018) ont établi des fonctions de risque relatif non linéaire en fonction de l'âge et de la concentration pour la mortalité liée à des causes spécifiques :

1. Cardiopathie ischémique ;
2. AVC ;
3. BPCO ;
4. Cancer du poumon
5. Les maladies non transmissibles et les infections des voies respiratoires inférieures.

Les fonctions dépendent de l'âge (25 - 85 ans, par tranche de 5 ans) et de la concentration et une valeur seuil de 2,4 µg/m³ est utilisée. Les fonctions de risque relatif qui en résultent sont sensiblement plus élevées que celles reprises dans le Tableau 7. À l'heure actuelle (janvier 2020), on ne sait pas clairement dans quelle mesure ces fonctions de risque seront prises en charge par la réglementation au niveau national et européen. Pour ces raisons, le VITO préfère ne pas utiliser ces relations exposition-effet dans les calculs actuels.

→ **Relations exposition-effet retenues**

Pour l'exposition à long terme au NO₂, la relation exposition-effet la plus récente de (Frank Kelly, 2018) a été retenue. Il s'agit de la relation qui a la valeur seuil la plus basse (5 µg/m³). Le choix de cette relation est conforme aux récentes découvertes sur les effets sur la santé jusqu'à de (très) faibles concentrations de NO₂.

Pour l'exposition à long terme à la suie, la relation exposition-effet de (Janssen et al., 2011a) n'a pas été retenue dans l'analyse principale, mais seulement dans une analyse de sensibilité. L'impact de la suie intervient dans l'impact sur la santé des PM_{2,5}, mais on ne connaît pas la contribution des PM_{2,5} sans la suie.

On ne connaît pas non plus le chevauchement entre les effets de la suie et du NO₂ sur la santé. La relation exposition-effet est calculée pour le carbone élémentaire, alors que les cartes de concentration ne sont disponibles que pour le carbone noir (black carbon BC). Les deux sont une mesure de la teneur en suie, en tant que rapport entre les deux polluants, il est souvent indiqué que les concentrations de BC sont 1,5 fois plus élevées que les concentrations de carbone élémentaire si les concentrations sont exprimées en µg/m³, mais des différences locales sont possibles. Enfin, la relation exposition-effet pour la suie n'a pas été retenue dans l'analyse principale car il s'agit d'une étude unique de 2011, alors que pour les PM_{2,5} et le NO₂, plusieurs études plus récentes sont disponibles.

2.3.2. MALADIES DES VOIES RESPIRATOIRES

Le Tableau 8 donne un aperçu des relations exposition-effet découlant de récentes méta-analyses qui établissent un lien entre diverses maladies des voies respiratoires et l'exposition à court et à long terme aux polluants atmosphériques. Dans ce qui suit, nous allons nous arrêter sur les études retenues. La dernière colonne indique si la relation exposition-effet a été retenue dans l'analyse de cette étude. Pour les relations exposition-effet non retenues, la raison est donnée ci-dessous dans la discussion sur les études revues.

Tableau 8 : Aperçu des relations exposition-effet pour les maladies des voies respiratoires dues à une exposition à long et court terme aux polluants atmosphériques.

Métrique	Effet	LT/CT	Population	Type de risque	Dose-effet (estimation centrale, 95% IC limite inférieure et supérieure)			Dose ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Incidence/prévalence	Remarques	Source d'information	Retenu
PM _{2,5} moyenne annuelle	Asthme	LT	Adultes	RR	1,16	0,98	1,37	10	Incidence	95% IC LI < 1	(Anderson et al., 2013)	Non
NO ₂ moyenne annuelle	Asthme	LT	Adultes	RR	1,42	1,14	1,78	10	Incidence		(Anderson et al., 2013)	Non
NO ₂ moyenne annuelle	Asthme	LT	Adultes 30-75 ans	RR	1,255	1,001	1,573	10	Incidence		(Schneider et al., 2018)	Oui
PM _{2,5} moyenne annuelle	Asthme	LT	Enfants 0-18 ans	HR	1,03	1,01	1,05	1	Incidence		(Khreis et al., 2017)	Oui
NO ₂ moyenne annuelle	Asthme	LT	Enfants 0-18 ans	HR	1,05	1,02	1,07	4	Incidence		(Khreis et al., 2017)	Non
PM ₁₀ moyenne annuelle	Asthme	LT	Enfants 0-18 ans	HR	1,05	1,02	1,08	2	Incidence		(Khreis et al., 2017)	Non
BC moyenne annuelle	Asthme	LT	Enfants 0-18 ans	HR	1,08	1,03	1,14	0,5.10-5 /m absorption de la lumière PM _{2,5}	Incidence		(Khreis et al., 2017)	Non
NO ₂ moyenne annuelle	Symptômes bronchitiques	LT	Enfants asthmatiques 5-14 ans	RR	1,021	0,99	1,06	10	Prévalence	95% IC LI < 1	(WHO, 2013), groupe B*	Non
PM ₁₀ moyenne annuelle	Bronchite	LT	Enfants 6-12/18 ans	RR	1,08	0,98	1,19	10	Prévalence	95% IC LI < 1	(WHO, 2013), groupe B*	Oui
PM ₁₀ moyenne annuelle	Bronchite chronique	LT	Adultes (> 18 ans)	RR	1,117	1,04	1,189	10	Incidence		(WHO, 2013), groupe B*	Oui
PM _{2,5} moyenne annuelle	Infections des voies respiratoires inférieures	LT	Enfants 0-2 ans	RR	1,12	1,03	1,3	10	Incidence	hospitalisation / prescription médicale	(Mehta et al., 2013)	Oui
NO ₂ moyenne annuelle	BPCO	LT	Adultes	RR	1,016	1,004	1,028	10		hospitalisation	(Zhang et al., 2018)	Oui
PM _{2,5} moyenne annuelle	Hospitalisation pour problèmes respiratoires	CT	Tout le monde	RR	1,019	0,9982	1,0402	10		hospitalisation	(WHO, 2013), groupe A*	Oui
PM ₁₀ moyenne annuelle	Symptômes asthmatiques	CT	Enfants asthmatiques 5-19 ans	RR	1,028	1,006	1,051	10	Incidence		(WHO, 2013), groupe A*	Oui
O ₃ , SOMO35	Hospitalisation pour problèmes respiratoires	CT	Adultes > 64 ans	RR	1,0044	1,0007	1,0083	10		hospitalisation	(WHO, 2013), groupe A*	oui

→ Exposition à long terme - incidence de l'asthme chez l'adulte

Dans une méta-analyse effectuée par l'UBA, le lien entre la charge de morbidité liée à l'asthme due au **NO₂** chez l'adulte est considéré comme moyennement prouvé (**Schneider et al., 2018**). Pour les adultes, seules des études européennes sont disponibles pour les 30-74 ans. La relation exposition-effet obtenue par (Schneider et al., 2018) (RR 1,255 [IC à 95 % : 1,001 - 1,573] par 10 µg/m³) est une estimation poolée de (Jacquemin et al., 2015) (Jacquemin et al., 2009) et (Modig et al., 2009).

(Jacquemin et al., 2015) ont étudié la relation entre l'exposition à long terme aux polluants atmosphériques (NO₂, PM₁₀ et PM_{2,5}) et l'incidence de l'asthme au niveau de six cohortes européennes longitudinales réparties sur 24 zones dans huit pays européens. Trois de ces cohortes étaient des cohortes épidémiologiques respiratoires pour lesquelles on disposait d'informations détaillées sur les symptômes respiratoires, les tests bronchiques et la sensibilisation. Les 3 autres étaient des cohortes de santé générale. Pour chaque cohorte, on a constaté l'absence d'asthme dans la mesure de base et l'incidence de l'asthme pendant le suivi a été déterminée de manière la plus harmonisée possible entre les cohortes par une utilisation optimale des informations disponibles (questionnaires, mesures). Selon la cohorte, l'asthme a été défini sur la base de deux questionnaires standardisés. Pour les différentes cohortes, les concentrations des polluants à l'adresse du domicile ont été calculées à l'aide du modèle ESCAPE LUR (Beelen et al., 2013). Cette étude est la plus grande réalisée en Europe. Les résultats des différentes études individuelles étaient peu hétérogènes. La méta-analyse a révélé pour le NO₂ une relation exposition-effet de (OR 1,10 [IC à 95 % : 0,99 - 1,21] par 10 µg/m³) pour l'incidence de l'asthme.

(Jacquemin et al., 2009) ont analysé les données de l'ECRHS (European Community Respiratory Health Survey, 4 185 participants dans 17 villes), une vaste cohorte transeuropéenne d'adultes et celles d'APMoSPHERE (Air Pollution Modelling for Support to Policy on Health and Environmental Risk in Europe) pour l'incidence de l'asthme. Les données sur l'incidence de l'asthme ont été remises en question parmi les participants et une relation positive a été trouvée pour le NO₂ et l'incidence de l'asthme (OR 1,43 [IC à 95 % : 1,02 - 2,01] par 10 µg/m³).

(Modig et al., 2009) ont calculé les relations dose-effet pour l'incidence de l'asthme à partir des données de trois villes suédoises qui font partie de la cohorte RHINE (Respiratory Health in Northern Europe) et des données de concentration de NO₂ calculées en utilisant des modèles de dispersion météorologique. Des informations sur la prévention de l'asthme ont été obtenues par le biais de questionnaires remplis par 3 609 participants. L'analyse a révélé pour le NO₂ une relation exposition-effet de (OR 1,54 [IC à 95 % : 1,00 - 2,36] par 10 µg/m³) pour l'incidence de l'asthme.

(**Anderson et al., 2013**) ont quantifié la relation entre l'exposition à long terme à la pollution atmosphérique et l'incidence de l'asthme sur la base d'une revue systématique et d'une méta-analyse de 17 études de cohorte. Les études étaient hétérogènes tant en termes de conception (à la fois des cohortes de naissance et des études longitudinales avec un suivi entre 3 et 23 ans) qu'en termes de méthodes de mesure. L'incidence a été définie comme l'incidence de l'asthme diagnostiqué ou de nouveaux symptômes de respiration sifflante entre deux évaluations. Une estimation de la prévalence de l'asthme ou de la respiration sifflante a été étudiée dans les cohortes de naissance jusqu'à 10 ans. Les associations entre l'incidence de l'asthme chez l'adulte et l'exposition au **NO₂** ont donné un RR de 1,42 [IC à 95 % : 1,14 - 1,78] pour 10 µg/m³. Ce résultat est similaire au résultat ci-dessus de la méta-analyse UBA réalisée par Schneider et al. (Schneider et al., 2018). Pour l'exposition aux **PM_{2,5}**, le nombre d'études disponibles était limité.

L'analyse poolée de ces études illustre une association non significative entre l'incidence de l'asthme et l'exposition à long terme aux PM_{2,5} avec un risque relatif de 1,16 [IC à 95 % : 0,98 - 1,37] pour 10 µg/m³. (Anderson et al., 2013) concluent qu'il existe des preuves suggérant un rôle possible de la pollution atmosphérique dans le développement de l'asthme chez l'adulte, mais ces preuves ne sont pas concluantes en raison de leur puissance statistique limitée.

(Jacquemin et al., 2015) ont étudié la relation entre l'exposition à long terme aux polluants atmosphériques (NO₂, PM₁₀ et PM_{2,5}) et l'incidence de l'asthme au niveau de six cohortes européennes longitudinales réparties sur 24 zones dans huit pays européens. Trois de ces cohortes étaient des cohortes épidémiologiques respiratoires pour lesquelles on disposait d'informations détaillées sur les symptômes respiratoires, les tests bronchiques et la sensibilisation. Les 3 autres étaient des cohortes de santé générale. Pour chaque cohorte, on a constaté l'absence d'asthme dans la mesure de base et l'incidence de l'asthme pendant le suivi a été déterminée de manière la plus harmonisée possible entre les cohortes par une utilisation optimale des informations disponibles (questionnaires, mesures). Selon la cohorte, l'asthme a été défini sur la base de deux questionnaires standardisés. Pour les différentes cohortes, les concentrations des polluants à l'adresse du domicile ont été calculées à l'aide du modèle ESCAPE LUR (Beelen et al., 2013). Cette étude est la plus grande réalisée en Europe. Les résultats étaient peu hétérogènes. L'incidence de l'asthme a été associée, de manière positive mais non significative, à une exposition à long terme aux PM₁₀ et PM_{2,5}.

Cette incertitude sur le rôle de la pollution atmosphérique (différents polluants) dans le développement de l'asthme est confirmée par de récentes méta-analyses. Une revue réalisée par (Guarnieri et Balmes, 2014) montre que les personnes vivant dans des zones à forte pollution atmosphérique ont une fonction pulmonaire altérée et qu'une exposition à court terme à la pollution atmosphérique entraîne une exacerbation des symptômes asthmatiques. Cependant, la relation entre l'exposition à long terme et le développement de l'asthme n'est pas claire. Une revue récente de (Heinrich, 2019a) confirme que les résultats épidémiologiques ne prouvent pas la relation causale entre le NO₂ et les particules fines et le développement de l'asthme.

Relation exposition-effet retenue : en ce qui concerne l'incidence de l'asthme chez l'adulte lié à une exposition à long terme à la pollution atmosphérique, la relation exposition-effet pour l'exposition au NO₂ de (Schneider et al., 2018) a été retenue car il s'agit de l'étude la plus récente.

→ Exposition à long terme - incidence de l'asthme chez l'enfant

Le rôle de la pollution atmosphérique dans l'incidence de l'asthme chez l'enfant ne doit pas être calculé à partir des études menées sur les adultes, car l'asthme chez l'adulte et l'asthme chez l'enfant sont deux phénotypes d'asthme différents qui présentent, au moins en partie, des caractéristiques cliniques, biologiques et génétiques différentes (Wenzel, 2012).

(Khreis et al., 2017) ont réalisé une revue systématique et une méta-analyse d'études de case control, transversales et de cohorte pour évaluer dans quelle mesure la pollution atmosphérique liée au trafic contribue au développement de l'asthme de la naissance à l'âge de 18 ans. La méta-analyse a montré une association positive et statistiquement significative entre le développement de l'asthme et l'exposition au carbone noir, aux PM_{2,5}, aux PM₁₀ (faible hétérogénéité entre les études enregistrées) et au NO₂ (plus grande hétérogénéité entre les études enregistrées). Les auteurs notent qu'entre les différentes études, il existe une grande variabilité dans la définition de l'asthme, la détermination de l'exposition à la pollution atmosphérique et les facteurs confondants.

Dans la plupart des études, l'incidence et la prévalence de l'asthme ont été déterminées par un questionnaire rempli par les parents, qui portait sur l'asthme diagnostiqué par le médecin (la plupart des cas), l'apparition de symptômes d'asthme ou l'utilisation de médicaments contre l'asthme. (Khreis et al., 2017) décrivent que certaines études, qui ont été incluses dans la méta-analyse, n'ont trouvé aucun effet, mais que leurs études de suivi ont trouvé des associations positives entre l'exposition aux polluants liés au trafic et le développement de l'asthme. La publication susmentionnée de (Heinrich, 2019b) note que les résultats de la recherche transversale ne permettent pas d'illustrer le lien entre la pollution atmosphérique et le développement de l'asthme.

La méta-analyse illustre une association positive et statistiquement significative entre le développement de l'asthme (entre la naissance et l'âge de 18 ans) et l'exposition à différents polluants atmosphériques :

- Pour les **PM₁₀**, une relation dose-effet a été trouvée au niveau du développement de l'asthme (HR 1,05 [IC à 95 % : 1,02 - 1,08] par 2 µg/m³).
- Pour les **PM_{2,5}**, une relation dose-effet a été trouvée au niveau du développement de l'asthme (HR 1,03 [IC à 95 % : 1,01 - 1,05] par 1 µg/m³).
- Pour le **NO₂**, une relation dose-effet a été trouvée au niveau de l'incidence de l'asthme de (HR 1,05 [IC à 95 % : 1,02 - 1,07] par 4 µg/m³).
- Pour le **BC**, une relation dose-effet a été trouvée au niveau de l'incidence de l'asthme (HR 1,08 [IC à 95 % : 1,03 - 1,14] par 0,5.10⁻⁵ /m d'absorption de lumière par les PM_{2,5}).

Relation exposition-effet retenue : Pour l'incidence de l'asthme chez l'enfant dû à une exposition à long terme à la pollution atmosphérique, la relation exposition-effet pour l'exposition aux PM_{2,5} de (Khreis et al., 2017) a été retenue car pour ce polluant, les études incluses dans la méta-analyse ayant montré la plus faible hétérogénéité.

→ Exposition à long terme au NO₂. bronchite chez l'enfant asthmatique

En ce qui concerne l'exposition à long terme au NO₂, le seul critère d'évaluation de santé retenu dans le rapport HRAPIE est la prévalence des maladies respiratoires (symptômes de bronchite) chez l'enfant asthmatique (5-14 ans). La relation exposition-effet recommandée est basée sur l'étude (McConnell et al., 2003) de la Southern California Children's Health Study. C'est la seule étude sur l'exposition à long terme dont les critères d'évaluation de santé respiratoire (différents de la fonction pulmonaire) sont corrigés pour d'autres polluants tels que l'ozone, les PM et le carbone organique. L'objectif de l'étude était de déterminer l'effet du NO₂ indépendant des autres polluants potentiels. Pour ces raisons (McConnell et al., 2003) ont adopté une approche conservatrice basée sur le coefficient ajusté le plus faible, c'est-à-dire celui ajusté pour le carbone organique (marginal et non significatif). L'étude définit les enfants asthmatiques comme des enfants dont l'asthme a été diagnostiqué par un médecin et dont les effets sont définis comme une toux quotidienne pendant trois mois consécutifs, une congestion ou des mucosités pendant au moins trois mois consécutifs ou une bronchite au cours de l'année écoulée. L'OMS reconnaît l'incertitude liée à l'utilisation d'une seule étude, mais le niveau de preuve de cette étude est confirmé par d'autres études sur l'exposition à long terme au NO₂ et sur la fonction pulmonaire, ainsi que sur le NO₂ et les effets respiratoires. La relation exposition-effet est donnée sous forme d'un odds ratio (OR 1,021 [IC à 95 % : 0,99 - 1,06] par 1 µg/m³ de moyenne annuelle).

Relation exposition-effet retenue : cet effet sur la santé n'a pas été retenu car on ne dispose que d'une seule relation exposition-effet, qui n'est pas statistiquement significative.

→ Exposition à long terme aux PM₁₀ – bronchite chez l'enfant

Selon le rapport HRAPIE de l'OMS (Organisation mondiale de la santé, 2013), l'exposition à long terme aux PM₁₀ entraîne des bronchites chez l'enfant âgé de 6 -12/18 ans, avec un effet estimé à 1,08 [IC à 95 % : 0,98 - 1,19] par 10 µg/m³.

La relation exposition-effet pour la prévalence de la bronchite chez l'enfant en cas l'exposition à long terme aux PM₁₀ est basée sur l'étude PATY (Hoek et al., 2012). Cette étude a recueilli des données provenant d'études transversales menées précédemment dans 11 pays. Des données sur la bronchite au cours des 12 derniers mois étaient disponibles pour 40.000 enfants âgés de 6 à 12 ans dans 9 pays (principalement des villes européennes).

L'analyse a prouvé l'hétérogénéité de l'association entre les études ($p < 0,10$). Ces preuves sont peut-être liées à des différences dans la conception des études individuelles incluses dans l'étude PATY et à des différences diagnostiques au niveau de la définition de la bronchite. Le rapport HRAPIE recommande d'utiliser une prévalence de base de 18,6 % [IC à 95 % : 6,00 – 41]. Ces données sont issues de l'étude PATY (Hoek et al., 2012). Cette paire polluant-critère d'évaluation est calculée dans le groupe B*.

Relation exposition-effet retenue : la relation exposition-effet du rapport HRAPIE de l'OMS est retenue.

→ Exposition à long terme aux PM₁₀ – bronchite chronique chez l'adulte

Selon le rapport HRAPIE de l'OMS (Organisation mondiale de la santé, 2013), l'exposition à long terme aux PM₁₀ entraîne une augmentation de l'incidence de la bronchite chronique chez l'adulte (> 18 ans) avec un risque relatif de 1,117 [IC à 95 % : 1,04 - 1,189] par 10 µg/m³.

La relation exposition-effet pour le critère d'évaluation de l'incidence de la bronchite chronique chez l'adulte (> 18 ans) est basée sur 2 études, à savoir l'étude AHSMOG menée en Californie (États-Unis) (Abbey et al., 1995, n.d.) et l'étude SAPALDIA menée en Suisse (Schindler et al., 2009). Il s'agit dans les deux cas d'études longitudinales dans lesquelles le risque de (nouveaux) cas de bronchite chronique pendant environ 10 ans a été étudié par rapport aux particules et corrigé pour tenir compte d'autres facteurs. Les deux études ont utilisé des critères d'évaluation d'exposition différents, les résultats de l'étude AHSMOG sont liés aux concentrations moyennes annuelles de PM_{2,5} (un rapport PM_{2,5}/PM₁₀=0,65 a été supposé pour la conversion en PM₁₀) pendant la période 1966-1977 tandis que les relations SAPALDIA ont été trouvées au niveau des concentrations moyennes annuelles de PM₁₀ sur la période 1991-2002. Les deux études définissent la bronchite chronique de la même manière, à savoir comme des symptômes de toux et/ou de production d'expectorations tous les jours ou presque pendant au moins 3 mois par an pendant au moins 2 ans. Le rapport HRAPIE recommande d'utiliser une incidence de base de 0,39 %. Ces données sont issues de l'étude SAPALDIA. Cette paire polluant-critère d'évaluation est calculée dans le groupe B*.

Relation exposition-effet retenue : la relation exposition-effet du rapport HRAPIE de l'OMS est retenue.

→ Exposition à long terme aux PM_{2,5} - infections des voies respiratoires inférieures chez l'enfant

Une étude récente (Rojas-Rueda et al., 2018) a estimé la charge de morbidité due aux risques environnementaux chez l'enfant dans les 28 pays de l'UE. Pour l'exposition aux PM_{2,5} les infections des voies respiratoires inférieures chez l'enfant de moins de 18 ans ont été prises en compte. Pour cela, Rojas-Rueda a utilisé une relation exposition-effet décrite dans l'étude EBD de (Burnett et al., 2014). Cette dernière étude prend en compte l'exposition à l'air ambiant ainsi qu'à d'autres sources telles que le tabagisme (actif et passif) et l'utilisation de combustibles dans le ménage. Pour l'exposition à l'air ambiant, Burnett a utilisé une méta-analyse de (Mehta et al., 2013). Cette méta-analyse a étudié la relation entre l'exposition (à court et à long terme) et les effets (subchroniques et chroniques) des infections des voies respiratoires inférieures chez l'enfant de moins de 2 ans. Dans la plupart des études, l'incidence des infections des voies respiratoires inférieures a été incluse dans la méta-analyse des hospitalisations.

Pour l'exposition à long terme, 4 études (des États-Unis et d'Europe) ont été retenues dans lesquelles une relation statistiquement significative a été trouvée entre l'incidence des infections des voies respiratoires inférieures et l'exposition aux PM_{2,5}.

Pour les PM_{2,5}, une relation dose-effet a été trouvée pour l'incidence des infections des voies respiratoires inférieures chez l'enfant de plus de 2 ans (RR 1,12 [IC à 95 % : 1,03 - 1,3] par 10 µg/m³).

Relation exposition-effet retenue : la relation exposition-effet de (Mehta et al., 2013) est retenue.

→ Exposition à long terme - BPCO

Une récente méta-analyse (Zhang et al., 2018) a étudié le lien entre l'exposition au NO₂ et la bronchopneumopathie chronique obstructive (BPCO). La méta-analyse comprenait des études d'Europe, d'Amérique du Nord et d'Asie. Des analyses partielles ont été effectuées pour l'exposition à court et à long terme et pour différents critères d'évaluation : mortalité, hospitalisation et prévalence. L'hospitalisation pour BPCO due à une exposition à long terme au NO₂ a été estimée à HR 1,016 [IC à 95 % : 1,004 - 1,028] par 10 µg/m³.

Relation exposition-effet retenue : la relation exposition-effet de (Zhang et al., 2018)(Mehta et al., 2013) a été retenue.

→ Exposition à court terme aux PM_{2,5} - hospitalisation pour problèmes respiratoires

Dans le rapport HRAPIE, le critère d'évaluation de santé « hospitalisation pour maladies respiratoires » est lié à l'exposition à court terme aux particules fines, mais pas à leur exposition à long terme.

Le risque relatif de 1,019 [IC à 95 % : 0,9982 - 1,0402] par 10 µg/m³ pour les hospitalisations pour problèmes respiratoires repose sur la méta-analyse APED des études européennes qui ont étudié le lien entre l'exposition aux PM_{2,5} et les hospitalisations pour différentes causes. Cette paire polluant-critère d'évaluation est calculée dans le groupe A*.

Relation exposition-effet retenue : la relation exposition-effet du rapport HRAPIE de l'OMS est retenue. Pour déterminer le nombre de cas attributifs, nous avons par contre tenu compte du chevauchement entre d'autres critères d'évaluation de santé avec hospitalisation (par exemple, la BPCO, les infections des voies respiratoires inférieures chez l'enfant).

→ Exposition à court terme à l'O₃. hospitalisation pour problèmes respiratoires

Dans le rapport HRAPIE, le critère d'évaluation de santé « hospitalisation pour cause de maladies respiratoires » est lié à l'exposition à court terme à l'ozone, mais pas à son exposition à long terme.

Un risque relatif de 1,0044 [IC à 95 % : 1,0007 - 1,0083] par 10 µg/m³ a été calculé à partir d'une exposition de 70 µg/m³ pour les hospitalisations pour problèmes respiratoires des personnes de plus de 64 ans. Ces données reposent sur la méta-analyse APHENA d'études européennes qui ont étudié le lien entre l'exposition à l'O₃ et les hospitalisations pour différentes causes. Cette paire polluant-critère d'évaluation est calculée dans le groupe A*.

Relation exposition-effet retenue : la relation exposition-effet du rapport HRAPIE de l'OMS est retenue.

→ Exposition à court terme PM₁₀. symptômes asthmatiques chez l'enfant asthmatique

Dans le rapport HRAPIE, le critère d'évaluation de santé « incidence des symptômes asthmatiques chez l'enfant asthmatique » est lié à l'exposition à court terme aux particules fines, mais pas à leur exposition à long terme.

Un risque relatif de 1,028 [IC à 95 % : 1,006 - 1,051] par 10 µg/m³ pour l'apparition de symptômes asthmatiques est basé sur la méta-analyse de 36 études sur des enfants asthmatiques âgés de 5 à 19 ans. La définition de l'apparition des symptômes asthmatiques varie d'une étude à l'autre et inclut la toux, la respiration sifflante, l'essoufflement et les crises d'asthme. Cette paire polluant-critère d'évaluation est calculée dans le groupe B*.

Relation exposition-effet retenue : la relation exposition-effet du rapport HRAPIE de l'OMS est retenue.

2.3.3. MALADIES CARDIOVASCULAIRES

Le Tableau 9 donne un aperçu des relations exposition-effet découlant de récentes méta-analyses qui ont établi un lien entre divers effets morbides cardiovasculaires et l'exposition à long terme et à court terme aux polluants atmosphériques. Dans ce qui suit, nous allons nous arrêter sur les études retenues. La dernière colonne indique si la relation exposition-effet a été retenue dans l'analyse de cette étude. Pour les relations exposition-effet non retenues, la raison est donnée ci-dessous dans la discussion sur les études revues.

CHAPITRE 2 : Sélection des fonctions d'impact sur la santé

Tableau 9 : Aperçu des relations exposition-effet pour les maladies cardiovasculaires dues à une exposition à long et à court terme aux polluants atmosphériques.

Métrique	Effet	LT/CT	Population	Dose-effet (estimation centrale, 95% IC limite inférieure et supérieure)			Dose ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Incidence/prévalence	Remarques	Source d'information	Retenu
NO ₂ moyenne annuelle	Hypertension	LT	Adultes ≥ 30 ans	1,049	0,892	1,234	10		95% CI LI < 1	(Schneider et al., 2018)	Non
NO ₂ moyenne annuelle	Hypertension	LT	Adultes	1,034	1,005	1,063	10			(Cai et al., 2016a)	Non
PM ₁₀ moyenne annuelle	Hypertension	LT	Adultes	1,054	1,036	1,072	10	prévalence		(Cai et al., 2016a)	Oui
NO ₂ moyenne annuelle	Insuffisance cardiaque	LT	Adultes 40-89 ans	1,081	1,003	1,166	10		hospitalisation	(Schneider et al., 2018)	Oui
PM ₁₀ moyenne annuelle	Insuffisance cardiaque	LT	Adultes	1,06	1,01	1,11	3	Incidence	hospitalisation	(Atkinson et al., 2013)	Non
NO ₂ moyenne annuelle	AVC (accident vasculaire cérébral)	LT	Adultes 40-89 ans	1,003	0,964	1,043	10		95% CI LI < 1; hospitalisation	(Schneider et al., 2018)	Non
PM _{2,5} moyenne annuelle	AVC (accident vasculaire cérébral)	LT	Adultes	1,064	1,021	1,109	5	Incidence	hospitalisation	(Scheers et al., 2015)	Non
PM ₁₀ moyenne annuelle	AVC (accident vasculaire cérébral)	LT	Adultes	1,057	0,973	1,148	10	Incidence	hospitalisation	(Scheers et al., 2015)	Non
PM _{2,5} moyenne annuelle	AVC (accident vasculaire cérébral)	LT	Adultes	1,07	1,05	1,10	5	Incidence	hospitalisation	(Yuan et al., 2019)	Oui
PM _{2,5} moyenne annuelle	Infarctus du myocarde	LT	Adultes	1,06	1,01	1,11	5	Incidence	hospitalisation	(J Buekers et al., 2014)	Oui
EC moyenne annuelle	Infarctus du myocarde	LT	Adultes	1,038			1	Incidence	hospitalisation	(Gan et al., 2011)	Non
PM _{2,5} moyenne annuelle	Maladies coronariennes aiguës	LT	Adultes	1,13	0,98	1,30	5	Incidence	95% CI LI < 1	(Cesaroni et al., 2014)	Non
PM ₁₀ moyenne annuelle	Maladies coronariennes aiguës	LT	Adultes	1,12	1,01	1,25	10	Incidence		(Cesaroni et al., 2014)	Non
PM _{2,5} moyenne annuelle	Hospitalisation problèmes cardiaques	CT	Tout le monde	1,0091	1,0017	1,0166	10		Hospitalisation	(WHO, 2013), groupe A*	Oui
O ₃ , SOMO35	Hospitalisation problèmes cardiaques (à l'exception de l'AVC)	CT	Adultes > 64 ans	1,0089	1,005	1,0127	10		Hospitalisation	(WHO, 2013), groupe A*	Oui

Nous présentons ci-dessous un aperçu des méta-analyses récentes qui établissent un lien entre divers effets de morbidité cardiovasculaire et l'exposition à long terme aux $PM_{2,5}$.

→ **Exposition à long terme - hypertension**

La charge de morbidité liée à l'hypertension due au NO_2 chez l'adulte est considérée comme largement prouvée par (Schneider et al., 2018). Pour les adultes, une relation cohérente entre le NO_2 et l'hypertension a été démontrée pour différentes populations et avec différentes méthodes d'étude ; pour les enfants, une seule étude de prévalence de l'hypertension est disponible. La relation exposition-effet calculée par (Schneider et al., 2018) (RR 1,049 [IC à 95 % : 0,892 - 1,234] par $10 \mu g/m^3$) est une estimation poolée de (Foraster et al., 2014) et (Fuks et al., 2014). (Foraster et al., 2014) ont étudié les associations entre l'exposition à long terme au bruit de la circulation dans les chambres à coucher et l'hypertension artérielle prévalente, la pression artérielle systolique et diastolique en tenant compte de l'exposition à long terme au NO_2 . À cette fin, 1926 participants de la cohorte espagnole REGICOR (Registre Gironí del Cor ; Girona Heart Registry) ont été évalués. Pour le NO_2 , une relation dose-effet a été trouvée pour la prévalence de l'hypertension (OR 1,16 [IC à 95 % : 0,99 - 1,36] par $10 \mu g/m^3$). (Fuks et al., 2014) ont analysé 15 cohortes européennes ayant participé à l'étude ESCAPE (European Study of Cohorts for Air Pollution Effects). L'exposition résiduelle aux PM et aux NO_x a été modélisée à l'aide de la LUR. L'hypertension prévalente était définie comme une pression artérielle systolique ou diastolique supérieure ou égale à 140/90 mm Hg ou la prise d'un traitement antihypertenseur. L'analyse pour le NO_2 était basée sur 13 cohortes de 113 926 participants, l'analyse pour les PM était basée sur 12 cohortes de 90 822 participants. L'analyse des différentes cohortes a permis d'établir une relation dose-effet pour le NO_2 et la prévalence de l'hypertension pour la population ne prenant pas de médicaments antihypertenseurs de (OR 0,98 [IC à 95 % : 0,92 - 1,04] par $10 \mu g/m^3$) et pour la population prenant des médicaments antihypertenseurs de (OR 1,01 [IC à 95 % : 0,97 - 1,05] par $10 \mu g/m^3$).

Dans une méta-analyse (Cai et al., 2016), le lien entre l'exposition à différents polluants atmosphériques et la prévalence de l'hypertension a été étudié. La méta-analyse comprenait des études d'Europe, d'Amérique du Nord et d'Asie. Des analyses partielles ont été effectuées pour l'exposition à court et à long terme. Pour l'exposition à long terme au NO_2 , un odds ratio de 1,034 [IC à 95% : 1,005 - 1,063] par $10 \mu g/m^3$ a été calculé. Cette valeur se situe dans la marge d'erreur calculée par Schneider et al.

Pour les PM_{10} , une association statistiquement significative a été trouvée entre l'exposition à long terme et la prévalence de l'hypertension (RR 1,054 [IC à 95 % : 1,036 - 1,072] par $10 \mu g/m^3$).

Une relation positive a également été constatée pour l'exposition à long terme aux $PM_{2,5}$, mais elle n'était pas statistiquement significative.

Relation exposition-effet retenue : Pour l'incidence de l'hypertension chez l'adulte due à une exposition à long terme à la pollution atmosphérique, la relation exposition-effet pour l'exposition aux PM_{10} a été retenue (Cai et al., 2016) car les recherches de l'US-EPA montrent que pour les maladies cardiovasculaires, le lien avec l'exposition à long terme aux particules fines est considéré comme causal, alors que le lien avec l'exposition à long terme au NO_2 est considéré comme probable.

→ Exposition à long terme - insuffisance cardiaque

La charge de morbidité liée à l'insuffisance cardiaque due au **NO₂** chez l'adulte est considérée moyennement prouvée par **(Schneider et al., 2018)**; les résultats d'un nombre relativement limité d'études semblent indiquer une relation entre le NO₂ et l'insuffisance cardiaque. La relation exposition-effet calculée par (Schneider et al., 2018) (RR 1,081 [IC à 95 % : 1,003 - 1,166] par 10 µg/m³) est une estimation poolée de (Carey et al., 2016) et (Atkinson et al., 2013).

(Carey et al., 2016) ont analysé les données de 211 016 adultes vivant à Londres ; pour une série de maladies cardiovasculaires et respiratoires. Le premier diagnostic a été obtenu à partir de données issues des soins de première ligne ou des hôpitaux. Les données de concentration atmosphérique ont été déterminées à l'aide de modèles de dispersion pour une résolution de 20 m² et couplées aux données médicales à l'aide des codes postaux de résidence. Pour le NO₂, une relation dose-effet a été trouvée pour l'incidence de l'insuffisance cardiaque (HR 1,15 [IC à 95 % : 1,02 - 1,30] par 10 µg/m³ publié en supplément de l'article).

(Atkinson et al., 2013) ont étudié la relation entre l'exposition à long terme aux polluants extérieurs et l'incidence des maladies cardiovasculaires pour une cohorte nationale d'adultes en Angleterre. Les données sur les maladies ont été obtenues par le biais des soins de première ligne, des hospitalisations et des certificats de décès. Les concentrations annuelles moyennes des polluants à une résolution de 1 x 1 km² ont été calculées de modèles basés sur les émissions et couplées aux codes postaux. Pour le **NO₂**, une relation dose-effet a été trouvée pour l'incidence de l'insuffisance cardiaque (HR 1,06 [IC à 95 % : 1,01 - 1,11] par 10,7 µg/m³).

Relation exposition-effet retenue : la relation exposition-effet de (Schneider et al., 2018) est retenue.

→ Exposition à long terme - AVC (accident vasculaire cérébral)

La charge de morbidité liée à l'AVC due au **NO₂** chez l'adulte est considérée comme moyennement prouvée (pas de signification statistique) par **(Schneider et al., 2018)**. La relation exposition-effet calculée par (Schneider et al., 2018) (RR 1,003 [IC à 95 % : 0,964 - 1,043] par 10 µg/m³) est une estimation poolée de (Crichton et al., 2016), (Stafoggia et al., 2014), (Atkinson et al., 2013) et (Andersen et al., 2012).

(Crichton et al., 2016) basé sur le South London Stroke Register et un modèle à haute résolution de la qualité de l'air urbain (KCLurban) a dérivé des relations dose-effet pour l'incidence de l'AVC et de divers polluants tels que le NO₂ (HR 0,99 [IC à 95 % : 0,94 - 1,04] par 3,5 µg/m³), les PM_{2,5} (HR 1,00 [IC à 95 % : 0,95 - 1,06] par 0,5 µg/m³), les PM₁₀ (HR 1,00 [IC à 95 % : 0,94 - 1,06] par 0,9 µg/m³) et l'ozone (HR 1,00 [IC à 95 % : 0,95 - 1,06] par 1,5 µg/m³). Les relations décrivent les effets d'une augmentation de la concentration des polluants avec un écart interquartile.

(Stafoggia et al., 2014) ont étudié la relation entre l'incidence de l'AVC et l'exposition à différents polluants atmosphériques (tels que le NO₂, les PM₁₀, les PM_{2,5}). Ils ont réalisé une méta-analyse de 11 cohortes européennes prédisant l'exposition individuelle aux polluants atmosphériques en utilisant les modèles LUR développés au cours du projet européen ESCAPE. Pour le NO₂, une relation dose-effet a été trouvée pour l'incidence de l'AVC (HR 0,99 [IC à 95 % : 0,89 - 1,11] par 10 µg/m³).

(Andersen et al., 2012) ont analysé les données relatives à l'incidence de l'AVC d'une cohorte danoise (Danish Diet, Cancer and Health cohort - environ 57 000 participants) à partir du registre des sorties de l'hôpital. Les données sur la qualité de l'air ont été modélisées à l'aide d'ARGIS (système d'information géographique danois basé sur la modélisation de la pollution atmosphérique et de l'exposition humaine).

Pour le NO₂ une relation dose-effet a été trouvée pour l'incidence de l'AVC (HR 1,05 [IC à 95 % : 0,99 - 1,11] par 7,0 µg/m³). La relation décrit les effets d'une augmentation du NO₂ avec un écart interquartile.

(Atkinson et al., 2013) ont étudié la relation entre l'exposition à long terme aux polluants extérieurs et l'incidence de l'AVC dans une cohorte nationale d'adultes en Angleterre. Les données sur les maladies ont été obtenues par le biais des soins de première ligne, des hospitalisations et des certificats de décès. Les concentrations annuelles moyennes des polluants à une résolution de 1 x 1 km² ont été calculées de modèles basés sur les émissions et couplées aux codes postaux. Pour le NO₂, une relation dose-effet a été trouvée pour l'incidence de l'AVC (HR 0,99 [IC à 95 % : 0,95 - 1,03] par 10,7µg/m³).

(Scheers et al., 2015) ont quantifié dans une méta-analyse l'association entre l'AVC et l'exposition à long terme aux **particules fines**. Au total, 20 études ont été sélectionnées, représentant un total de plus de 10 millions de personnes. Dans la plupart des études, les codes I60-I69 de la CIM10 ont été utilisés pour déterminer l'incidence de l'AVC. Les résultats des études menées dans les pays asiatiques ont montré un degré élevé d'hétérogénéité. Les résultats pour l'Europe et l'Amérique du Nord ont montré une corrélation positive (mais pas toujours statistiquement significative) avec l'exposition aux PM₁₀ et PM_{2,5}.

Pour l'exposition aux **PM₁₀** un hazard ratio de HR (1,061 [IC95 % : 1,018 - 1,105] par 10 µg/m³) a été calculé pour l'analyse poolée. Pour les seules études européennes, le HR est de 1,057 [IC à 95 % : 0,973 - 1,148] par 10 µg/m³).

Pour l'exposition aux **PM_{2,5}**, l'analyse des études américaines et européennes donne un hazard ratio de HR (1,064 [IC à 95 % : 1,021 - 1,109] par 5 µg/m³).

Une récente méta-analyse (Yuan et al., 2019) a étudié le lien entre l'incidence des AVC et de la mortalité par AVC et l'exposition à long terme aux **PM_{2,5}**. L'analyse a inclus 16 cohortes comptant plus de 2,2 millions de personnes. Des associations statistiquement significatives ont été obtenues pour l'ensemble des études ainsi que pour les études européennes et nord-américaines séparément. Le résultat pour l'Asie n'a pas atteint le niveau de signification. L'estimation poolée de l'effet des modèles à effets aléatoires donne un HR de 1,11 [IC à 95 % : 1,05 - 1,17] par 5 µg/m³ de PM_{2,5} pour l'incidence de l'AVC. Pour les seules études européennes, le HR est de 1,07 [IC à 95 % : 1,05 - 1,10] par 5 µg/m³ de PM_{2,5}. Les résultats des deux méta-analyses sont cohérents dans les intervalles d'incertitude.

Relation exposition-effet retenue : Pour l'incidence de l'AVC chez l'adulte due à une exposition à long terme à la pollution atmosphérique, la relation exposition-effet pour l'exposition aux PM_{2,5} a été retenue (Yuan et al., 2019) car les recherches de l'US-EPA illustrent que pour les maladies cardiovasculaires, le lien avec l'exposition à long terme aux particules fines est considéré comme causal, alors que le lien avec l'exposition à long terme au NO₂ est considéré comme probable.

→ Exposition à long terme aux PM_{2,5} - infarctus du myocarde

Dans une étude menée par (J Buekers et al., 2014) en 2014, une analyse des coûts sociaux a été réalisée pour l'infarctus du myocarde causé par le trafic en Flandre. L'exposition au trafic a été décrite sur la base de cinq variables : la concentration en **PM_{2,5}**, la concentration en carbone élémentaire, la distance par rapport aux autoroutes, le nombre de véhicules-kilomètres à proximité de l'habitation et le bruit du trafic. L'étude a tenu compte de l'exposition tant à long terme qu'à court terme. Pour déterminer la relation exposition-effet de l'exposition à long terme aux PM_{2,5} et de l'infarctus du myocarde, une méta-analyse a été réalisée par UHasselt. La méta-analyse a porté sur plus de 1,8 million de personnes en Amérique du Nord et en Europe.

L'estimation de l'effet poolé des modèles à effets aléatoires donne un RR de 1,04 [IC à 95 % : 1,00 - 1,09] par 5 µg/m³ de PM_{2,5}. Une sous-analyse dans laquelle les 4 études européennes ont été poolées est arrivée à une estimation de l'effet combiné de 1,06 (1,01 - 1,11) par 5 µg/m³ de PM_{2,5}.

Dans le cadre du projet ESCAPE 'European study of cohorts for air pollution effects' Cesaroni et al. (Cesaroni et al., 2014) ont étudié, pour les 10 cohortes ESCAPE, le lien entre l'incidence des maladies coronariennes aiguës (infarctus du myocarde et angor instable) et l'exposition à la pollution atmosphérique (Cesaroni et al., 2014). Dans la majorité des études, l'incidence des maladies coronariennes aiguës était liée aux codes I21, I23, I20.0 et I24 de la CIM-10. Des associations statistiquement significatives ont été trouvées pour l'exposition aux **PM₁₀ et PM_{2,5}** :

- Pour les PM_{2,5}, une relation dose-effet a été trouvée pour l'incidence des maladies coronariennes aiguës (HR 1,13 [IC à 95 % : 0,98 - 1,30] par 5 µg/m³).
- Pour les PM₁₀, une relation dose-effet a été trouvée pour l'incidence des maladies coronariennes aiguës (HR 1,12 [IC à 95 % : 1,01 - 1,25 par 10 µg/m³).

Relation exposition-effet retenue : Pour la prévention de l'infarctus du myocarde chez l'adulte dû à une exposition à long terme à la pollution atmosphérique, la relation exposition-effet pour l'exposition aux PM_{2,5} de (J Buekers et al., 2014) a été retenue car elle est statistiquement significative.

→ Exposition à court terme PM_{2,5} - hospitalisation pour des maladies cardiovasculaires

Dans une déclaration de l'American Heart Association (Brook et al., 2010), il a été indiqué en 2010 que l'exposition aux PM_{2,5} entraîne une morbidité et une mortalité cardiovasculaires, tant pour une exposition à court terme qu'à long terme. Dans une étude récente (Rajagopalan et al., 2018), indiquent que des concentrations accrues de PM_{2,5} augmentent de 1 à 3 % le risque relatif de maladies cardiovasculaires aiguës à court terme. De nouveaux éléments indiquent qu'une exposition à long terme aux PM_{2,5} augmente ce risque dans une plus large mesure (~ 10 %) sur plusieurs années. Cela serait en partie dû au développement de maladies cardiométaboliques (par exemple, hypertension et diabète sucré), la quantification de ces effets est actuellement inconnue.

Dans le rapport HRAPIE, le critère d'évaluation de santé « hospitalisation pour maladies cardiovasculaires » est lié à l'exposition à court terme aux particules fines, mais pas à son exposition à long terme.

Le risque relatif de 1,0091 [IC à 95 % : 1,0017 - 1,0166] par 10 µg/m³ pour les hospitalisations liées à des maladies cardiovasculaires est basé sur la méta-analyse APED des études européennes qui ont étudié le lien entre l'exposition aux PM_{2,5} et les hospitalisations pour différentes causes. Cette paire polluant-critère d'évaluation est calculée dans le groupe A*.

Relation exposition-effet retenue : la relation exposition-effet du rapport HRAPIE de l'OMS est retenue. Pour déterminer le nombre de cas attributifs, nous prenons en compte le chevauchement entre les autres critères d'évaluation de santé et les hospitalisations (par exemple, AVC, infarctus du myocarde).

→ Exposition à court terme à l'O₃ – hospitalisation pour maladie cardiovasculaire

Dans le rapport HRAPIE, le critère d'évaluation de santé « hospitalisation pour maladie cardiovasculaire » (sauf l'AVC) est lié à l'exposition à court terme à l'ozone, mais pas à son exposition à long terme.

Un risque relatif de 1,0089 [IC à 95 % : 1,005 - 1,0127] par 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a été calculé à partir d'une exposition de 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour l'hospitalisation liée à des problèmes respiratoires chez les personnes de plus de 64 ans. Ces données reposent sur la méta-analyse APHENA d'études européennes qui ont étudié le lien entre l'exposition à l' O_3 et les hospitalisations pour différentes causes. Cette paire polluant-critère d'évaluation est calculée dans le groupe A*.

Relation exposition-effet retenue : la relation exposition-effet du rapport HRAPIE de l'OMS est retenue.

2.3.4. EFFETS PENDANT LA GROSSESSE ET À LA NAISSANCE

Le Tableau 10 donne un aperçu des relations exposition-effet découlant de récentes méta-analyses qui ont établi un lien entre divers effets de morbidité cardiovasculaire et l'exposition à long terme aux polluants atmosphériques. Dans ce qui suit, nous allons nous arrêter sur les études retenues.

Tableau 10 : Aperçu des relations exposition-effet au niveau des effets pendant la grossesse et à la naissance dus à une exposition à court et à long terme aux polluants atmosphériques.

Métrique	Effet	Population	RR (estimation centrale)	RR (95% CI LI)	RR (95% CI LS)	Dose ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Incidence/prévalence	Source de données	Retenu dans cette étude
NO ₂ moyenne annuelle	Faible poids de naissance	Naissance à terme	1,09	1,00	1,19	10	Incidence	(Pedersen et al., 2013)	Oui
PM _{2,5} moyenne annuelle	Faible poids de naissance	Naissance à terme	1,18	1,06	1,33	5	Incidence	(Pedersen et al., 2013)	Non
PM ₁₀ moyenne annuelle	Faible poids de naissance	Naissance à terme	1,16	1,00	1,35	10	Incidence	(Pedersen et al., 2013)	Non
PM ₁₀ moyenne annuelle	SGA – small for gestational age	Naissance à terme	1,09	1,06	1,12	10	Incidence	(Winckelmans et al., 2015a)	Non
PM ₁₀ moyenne annuelle	SGA - small for gestational age	Naissance à terme	1,19	1,07	1,32	10	Incidence	(Winckelmans et al., 2015a)	Non
PM _{2,5} moyenne annuelle	Naissance prématurée	Naissance	1,15	1,14	1,16	10	Incidence	(Sapkota et al., 2012)	Non
PM _{2,5} moyenne annuelle	Naissance prématurée	Naissance unique (non-jumeaux)	1,14	1,06	1,22	10	Incidence	(Lamichhane et al., 2015)	Oui
PM ₁₀ moyenne annuelle	Naissance prématurée	Naissance	1,12	1,04	1,41	10	Incidence	(Lamichhane et al., 2015)	non

→ **Exposition à long terme - faible poids de naissance**

Dans le cadre du projet ESCAPE (**Pedersen et al., 2013**), 14 études de cohortes mère-enfant ont été analysées dans 12 pays européens. Ces études ont étudié le lien entre l'exposition à la pollution atmosphérique et le faible poids de naissance à terme, c'est-à-dire un poids < 2.500 g après 37 semaines de grossesse. La modélisation LUR mentionnée précédemment a été utilisée pour déterminer les concentrations moyennes annuelles à l'adresse du domicile pendant la grossesse.

Pour les PM_{2,5}, une relation dose-effet a été trouvée pour le faible poids de naissance à terme (OR 1,18 [IC à 95 % : 1,06 - 1,33] par 5 µg/m³).

Pour les PM₁₀, une relation dose-effet a été trouvée pour le faible poids de naissance à terme (OR 1,16 [IC à 95 % : 1,00 - 1,35] par 10 µg/m³).

Pour le NO₂, une relation dose-effet a été trouvée pour le faible poids de naissance à terme (OR 1,09 [IC à 95 % : 1,00 - 1,10] par 10 µg/m³).

Relation exposition-effet retenue : Pour l'incidence d'un faible poids de naissance dû à une exposition à long terme à la pollution atmosphérique, la relation exposition-effet pour l'exposition au NO₂ de (Pedersen et al., 2013) a été retenue.

→ **Exposition à long terme PM10 - Small for Gestational Age (petit pour l'âge gestationnel)**

L'exposition aux polluants atmosphériques et au trafic pendant la grossesse est associée à une diminution de la croissance du fœtus. Cela ressort des recherches menées en Flandre par (Winckelmans et al., 2015b) ainsi que de méta-analyses.

Une étude flamande sur les naissances entre 1999 et 2009 (Winckelmans et al., 2015b) a étudié le lien entre l'exposition aux PM10 pendant la grossesse et les effets sur le poids de naissance. Les données sur la santé ont été obtenues auprès du Studiecentrum Perinatale Epidemiologie (Centre d'étude de l'épidémiologie périnatale). Sur la base du poids de naissance, il a été déterminé si le nouveau-né est SGA (Small for Gestational Age) c.à-d. si son poids de naissance est inférieur au 10^e percentile du poids de naissance pour l'âge et le sexe gestationnels donnés. Les concentrations moyennes de PM₁₀ ont été déterminées pour différentes fenêtres temporelles pendant la grossesse à l'adresse du domicile de la mère. L'exposition aux PM₁₀ pendant la grossesse a été associée de manière significative à une diminution du poids de naissance et à une augmentation du risque de nouveau-nés SGA (Small for Gestational Age) pour les naissances avant terme (âge gestationnel 32-36 semaines) et à terme (âge gestationnel > 36 semaines). Les résultats SGA sont cohérents avec les méta-analyses précédentes qui ont étudié la relation avec l'exposition aux PM_{2,5}. Des études antérieures sur le lien avec les PM₁₀ avaient montré des résultats incohérents.

Pour les PM₁₀, une relation dose-effet a été trouvée pour les nouveau-nés SGA nés à terme (HR 1,09 [IC à 95 % : 1,06 - 1,12] par 10 µg/m³).

Pour les PM₁₀, une relation dose-effet a été trouvée pour les nouveau-nés SGA nés avant terme de (HR1,19 [IC à 95 % : 1,07 - 1,32] par 10 µg/m³).

(Li et al., 2017) ont réalisé une revue systématique et une méta-analyse de l'exposition aux particules fines et du risque de naissance prématurée (durée de la grossesse \leq 36 semaines) et de faible poids de naissance à terme (Term Low Birth Weight -TLBW). On parle de TLBW si le poids de naissance est inférieur à 2.500 g à une naissance après 37 semaines de grossesse. Les relations entre l'exposition et les effets déduits sont positives mais non significatives. Les auteurs mentionnent que les résultats des études incluses ne sont pas cohérents, ce qui entraîne une hétérogénéité importante dans la méta-analyse.

Relation exposition-effet retenue : aucune, car chevauchement avec le critère d'évaluation de santé « faible poids de naissance ».

→ Exposition à long terme - naissance prématurée

(Trasande et al., 2016) ont calculé les coûts liés aux naissances prématurées pour les États-Unis. Ils ont utilisé une estimation du risque reprise des méta-analyses de (Sapkota et al., 2012). (Sapkota et al., 2012) ont étudié la relation entre l'exposition aux particules fines pendant la grossesse et le risque de faible poids de naissance et de naissance prématurée. Pour les $PM_{2,5}$, une relation dose-effet a été trouvée pour le risque de naissance prématurée (OR 1,15 [IC à 95 % : 1,14 - 1,16] par $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$). La relation entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ et le risque de faible poids de naissance était positive mais non statistiquement significative. Au niveau de l'exposition aux PM_{10} , il y a une hétérogénéité significative entre les études et aucun lien statistiquement significatif n'a pu être établi.

(Lamichhane et al., 2015) ont réalisé une méta-analyse dans laquelle ils ont établi un lien entre la naissance prématurée et l'exposition aux particules fines pendant la grossesse.

Pour les $PM_{2,5}$, une relation dose-effet a été trouvée pour la naissance prématurée (OR 1,14 [IC à 95 % : 1,06 - 1,22] par $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Pour les PM_{10} , une relation dose-effet a été trouvée pour les naissances prématurées (OR 1,23 [IC à 95 % : 1,04 - 1,41] par $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Relation exposition-effet retenue : Pour l'incidence des naissances prématurées dues à une exposition à long terme à la pollution atmosphérique, la relation exposition-effet pour l'exposition aux $PM_{2,5}$ de (Pedersen et al., 2013) a été retenue parce qu'il s'agit de la méta-analyse la plus récente.

2.3.5. EFFETS NEUROLOGIQUES

Dans la première méta-analyse de (Hu et al., 2019) sur le lien entre la pollution atmosphérique et le développement de la maladie de Parkinson, les résultats de 10 études (des États-Unis, d'Europe, du Canada et d'Asie) ont été utilisés. Il y a eu un degré élevé d'hétérogénéité entre les différentes études, tant dans la détermination de l'exposition que dans les résultats. Pour les **particules fines** (aussi bien les PM_{10} que les $PM_{2,5}$), une relation statistiquement non significative entre l'exposition aux particules fines et le développement de la maladie de Parkinson a été démontrée.

Pour l'exposition au NO_2 , une relation significative (de justesse) a été trouvée avec un HR 1,01 [IC à 95 % : 1,00 - 1,03] par $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Relation exposition-effet retenue : Pour l'incidence de la maladie de Parkinson due à une exposition à long terme à la pollution atmosphérique, la relation exposition-effet pour l'exposition au NO_2 de (Hu et al., 2019) a été retenue.

2.3.6. INCIDENCE DU DIABÈTE SUCRÉ DE TYPE 2

La charge de morbidité liée au diabète due au NO_2 est considérée par **(Schneider et al., 2018)** comme moyennement prouvée par rapport à la morbidité et à la mortalité chez l'adulte à partir de 30 ans. Il existe une relation constante entre le NO_2 et le diabète, qui a été prouvée dans différentes populations et avec des méthodes d'étude variées. La relation exposition-effet calculée par (Schneider et al., 2018) (OR 1,148 [IC à 95 % : 1,024 - 1,288] par $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est une estimation poolée de (Brook et al., 2008; Eze et al., 2014). (Eze et al., 2014) ont analysé les données de l'étude de cohorte suisse SAPALDIA (Swiss Cohort Study on Air Pollution and Lung and Heart Diseases in Adults) relatives à la prévalence du diabète sucré de type 2 (OR 1,19 [IC à 95 % : 1,03 - 1,38] par $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$). (Brook et al., 2008) ont étudié l'association entre la prévalence du diabète sucré et l'exposition au NO_2 au Canada chez les patients de deux hôpitaux (Hamilton, $n = 5.228$ et Toronto, $n = 2.406$) pour des problèmes respiratoires, un effet significatif a été démontré chez les femmes (OR = 1,04 [IC à 95 % : 1,00 - 1,08] par $1,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

(Eze et al., 2015) ont réalisé une méta-analyse en 2015 sur l'association entre l'incidence du diabète sucré de type 2 (DM2) et la pollution atmosphérique. Elle comprenait 8 études d'Europe et d'Amérique du Nord, dans lesquelles l'incidence du diabète sucré de type 2 était soit établie par le diagnostic du médecin, soit basée sur l'utilisation de médicaments pour le traitement du diabète. Un risque relatif a été calculé pour une exposition aux $\text{PM}_{2,5}$ de 1,10 [IC à 95 % : 1,02 - 1,18] par $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Relation exposition-effet retenue : Pour l'incidence du diabète sucré dû à une exposition à long terme à la pollution atmosphérique, la relation exposition-effet pour l'exposition aux $\text{PM}_{2,5}$ de **(Eze et al., 2015)** a été retenue.

2.3.7. INCIDENCE DU CANCER DU POUMON

Une méta-analyse de **(Hamra et al., 2014)** a étudié la relation entre l'exposition aux $\text{PM}_{2,5}$ et aux PM_{10} et l'incidence du cancer du poumon et la mortalité par cancer du poumon. Les risques relatifs ont été repris de 18 études (d'Amérique du Nord, d'Europe, de Chine, du Japon et de Nouvelle-Zélande).

Pour l'exposition aux PM_{10} , l'analyse poolée donne un risque relatif de 1,08 [IC à 95 % : 1,00 - 1,17] par $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pour la sous-analyse des études européennes, il n'y a pas d'association significative avec un risque relatif de 1,27 [IC à 95 % : 0,96 - 1,68] par $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Pour l'exposition aux $\text{PM}_{2,5}$, l'analyse poolée donne un risque relatif de 1,09 [IC à 95 % : 1,04 - 1,14] par $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pour la sous-analyse des études européennes, il n'y a pas d'association significative avec un risque relatif de 1,03 [IC à 95 % : 0,89 - 1,2] par $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

(Huang et al., 2017) ont réalisé une méta-analyse de différentes études (y compris la méta-analyse de (Hamra et al., 2014)) pour étudier la relation entre l'exposition aux $\text{PM}_{2,5}$ et l'incidence du cancer du poumon et la mortalité. Ils en déduisent un risque pour l'ensemble des études et pour chaque continent. L'analyse globale donne un RR de 1,08 [IC à 95 % : 1,03 - 1,12] par $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pour la sous-analyse des études européennes, il en résulte un lien statistiquement non significatif de 1,03 [IC à 95 % : 0,61 - 1,75] par $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Relation exposition-effet retenue : Pour l'incidence du cancer du poumon chez l'adulte dû à une exposition à long terme à la pollution atmosphérique, la relation exposition-effet pour l'exposition aux $\text{PM}_{2,5}$ de (Huang et al., 2017) a été retenue parce qu'il s'agit de la méta-analyse la plus récente.

2.4. RELATIONS EXPOSITION-EFFET RETENUES

Lors de la réunion du comité d'accompagnement du 7 février 2020, un certain nombre de relations exposition-effet ont été retenues. Ci-dessus, nous avons repris la relation exposition-effet retenue pour chaque paire polluant-critère d'évaluation. Ces relations sont résumées dans le Tableau 11.

Tableau 11 : Aperçu des chiffres clés pour les critères d'évaluation de santé sélectionnés

Polluant	Effet	Population	RR (estimation centrale, 95% CI LI - LS)	CT / LT	RR, Référence	Code (ICPC-2 of ICD-10)	Pourcentage de base (%) incidence/risque d'hospitalisation/mortalité	Source de données incidence/données d'hospitalisation/mortalité
PM _{2,5}	Mortalité	>= 30 ans	1,062 (1,04 – 1,083) par 10 µg/m ³	LT	(WHO Regional Office for Europe, 2013), groupe A*	n.v.t.	n.v.t.	Statbel
NO ₂	Mortalité	>= 30 ans	1,023 (1,008 – 1,037) par 10 µg/m ³ à partir de 5 µg/m ³	LT	(Frank Kelly, 2018)	n.v.t.	n.v.t.	Statbel
PM ₁₀	Mortalité	< 1 an	1,04 (1,02 – 1,07) par 10 µg/m ³	LT	(WHO Regional Office for Europe, 2013), groupe B*	n.v.t.	0,11 %	Statbel
O ₃ (SOMO35)	Mortalité	>= 30 ans	1,0029 (1,0014 – 1,0043) par 10 µg/m ³	CT	(WHO Regional Office for Europe, 2013), groupe B*	n.v.t.	n.v.t.	Statbel
NO ₂	Asthme (incidence)	30-74 ans	1,255 (1,001 – 1,573) par 10 µg/m ³	LT	(Schneider et al., 2018)	ICPC-2: R96	Incidence: 0,90 %	Sciensano - Intego
PM _{2,5}	Asthme (incidence)	0-19 ans	1,03 (1,01 – 1,05) par 1 µg/m ³	LT	(Khreis et al., 2017)	ICPC-2: R96	Incidence: 1,14 %	Sciensano - Intego
PM ₁₀	Bronchite (incidence)	5-14 ans	1,08 (0,98 – 1,19) par 10 µg/m ³	LT	(WHO Regional Office for Europe, 2013)	ICPC-2: R78	Incidence: 2,30 %	Intego
PM ₁₀	Bronchite chronique (incidence)	>19 ans	1,117 (1,04 – 1,189) par 10 µg/m ³	LT	(WHO Regional Office for Europe, 2013)	ICPC-2: R79 et R95	Incidence: 0,25 %	Sciensano - Intego
PM _{2,5}	Infections des voies respiratoires inférieures (hospitalisation)	0-4 ans	1,12 (1,03 – 1,3) par 10 µg/m ³	LT	(Mehta et al., 2013)	ICD-10: J09-J22	Risque d'hospitalisation: 3,09 %	MZG
NO ₂	BPCO (hospitalisation)	> 19 ans	1,016 (1,004 – 1,028) par 10 µg/m ³	LT	(Zhang et al., 2018)	ICD-10: J44	Risque d'hospitalisation: 0,31	MZG
PM _{2,5}	(Autres) maladies respiratoires (hospitalisation)	Tout le monde	1,0190 (0,9982 – 1,0402) par 10 µg/m ³	CT	(WHO Regional Office for Europe, 2013), groupe A*	ICD-10: J00-J99, sauf J44 (à partir de 20 j) J09-J22 (0-4 ans)	Risque d'hospitalisation: 1,14 %	MZG
NO ₂	(Autres) maladies respiratoires (hospitalisation)	Tout le monde	1,018 (1,0115 – 1,0245) par 10 µg/m ³	CT	(WHO Regional Office for Europe, 2013), groupe A*	ICD-10: J00-J99, sauf J44 (à partir de 20 j) J09-J22 (0-4 ans)	Risque d'hospitalisation: 1,14 %	MZG
O ₃	Maladies respiratoires (hospitalisation)	À partir de 65 ans	1,0044 (1,0007 – 1,0083) par 10 µg/m ³	CT	(WHO Regional Office for Europe, 2013), groupe A*	ICD-10: J00-J99	Risque d'hospitalisation: 3,28 %	MZG

CHAPITRE 2 : Sélection des fonctions d'impact sur la santé

Polluant	Effet	Population	RR (estimation centrale, 95% CI LI - LS)	CT / LT	RR, Référence	Code (ICPC-2 of ICD-10)	Pourcentage de base (%) incidence/risque d'hospitalisation/mortalité	Source de données incidence/données d'hospitalisation/mortalité
PM ₁₀	Jours avec symptômes d'asthme	Enfants asthmatiques 0-19 ans (5,5 %)	1,028 (1,006 – 1,051) par 10 µg/m ³	CT	(WHO Regional Office for Europe, 2013), groupe B*	n.v.t.	incidence: 7,07 %	(ARCADIS, 2009)
PM ₁₀	Hypertension (incidence)	>29 ans	1,054 (1,036 – 1,072) par 10 µg/m ³	LT	(Cai et al., 2016b)	ICPC-2: K86, K87	Incidence: 0,93 %	Sciensano - Intego
NO ₂	Infarctus du myocarde (decompensatio cordis) (hospitalisation) (ICD-10: I50)	40-80 ans	1,081 (1,003 – 1,166) par 10 µg/m ³	LT	(Schneider et al., 2018)	ICD-10: I50	Risque d'hospitalisation: 0,23 %	MZG
PM _{2,5}	AVC (accident vasculaire cérébral) (hospitalisation)	>19 ans	1,07 (1,05 – 1,10) par 5 µg/m ³	LT	(Yuan et al., 2019)	ICD-10: I60-I63	Risque d'hospitalisation: 0,19 %	MZG
PM _{2,5}	Infarctus du myocarde (hospitalisation) (ICD-10: I21, I22)	>19 ans	1,06 (1,01 – 1,11) par 5 µg/m ³	LT	(J Buekers et al., 2014)	ICD-10: I21, I22	Risque d'hospitalisation: 0,13 %	MZG
PM _{2,5}	(Autres) maladies cardiovasculaires (hospitalisation)	Tout le monde	1,0091 (1,0017 – 1,0166) par 10 µg/m ³	CT	(WHO Regional Office for Europe, 2013), groupe A*	ICD-10: I00-I99, sauf I50 (40-80 j) et I21, I22, I60-63 (à partir de 20 j)	Risque d'hospitalisation: 1,26 %	MZG
O ₃	Maladies cardiovasculaires sauf AVC (hospitalisation)	À partir de 65 ans	1,0089 (1,005 – 1,0127) par 10 µg/m ³	CT	(WHO Regional Office for Europe, 2013), groupe A*	ICD-10: I00-I99 (sauf I60-I64)	Risque d'hospitalisation: 7,1 %	MZG
NO ₂	Faible poids de naissance (l'âge gestationnel >= 37 semaines)	Naissance à terme	1,09 (1,00 – 1,19) par 10 µg/m ³	LT	(Pedersen et al., 2013)	n.v.t.	Incidence: 2,21	CCC-GCC
PM _{2,5}	Naissance prématurée (l'âge gestationnel < 37 semaines)	naissance	1,14 (1,06 – 1,22) par 10 µg/m ³	LT	(Lamichhane et al., 2015)	n.v.t.	Incidence: 6,97	CCC-GCC
PM _{2,5}	Diabète sucré de type 2 (incidence)	>19 ans	1,10 (1,02 – 1,18) par 10 µg/m ³	LT	(Eze et al., 2015)	ICPC-2: T90	Incidence: 1,10 %	Sciensano - Intego
NO ₂	Parkinson (incidence)	>29 ans	1,01 (1,00 – 1,03) par 2 µg/m ³	LT	(Hu et al., 2019)	ICPC-2: N87	Incidence: 0,05 %	Sciensano - Intego
PM _{2,5}	Cancer du poumon (incidence)	>19 ans	1,08 (1,03 – 1,12) par 10 µg/m ³	LT	(Huang et al., 2017)	n.v.t.	Incidence: 0,09 %	Kankerregister.org

CHAPITRE 3. DÉTERMINATION DES DONNÉES MONÉTAIRES

Ce chapitre donne un aperçu de la revue de la littérature sur la détermination de l'impact monétaire.

3.1. MORTALITÉ PRÉMATURÉE : MÉTHODE ET SOURCES DE DONNÉES

Les coûts externes liés à la mortalité prématurée ont été abordés de deux manières : l'approche VOLY (valeur d'une année de vie) et l'approche VSL (valeur d'une vie statistique). On fait l'hypothèse d'un coût fixe pour les décès prématurés et il n'y a qu'une distribution statistique sur le nombre de cas (déterminée par l'erreur sur la relation exposition-effet). Une simulation de Monte Carlo a été réalisée (logiciel : Cristal Ball ; 100.000 essais) pour déterminer la distribution sur le coût de l'ensemble des différents critères d'évaluation. L'approche VOLY a été subdivisée sur la base d'une valeur médiane et d'une valeur moyenne pour le VOLY comme dans le paquet "Clean Air" de l'Union européenne (UE).

Approche 1a : utilisation d'une VOLY ou valeur d'une année de vie. VOLY signifie la valeur économique d'une année de vie. Le coût total par personne est calculé en multipliant le nombre d'années de vie perdues lié à la mort de la personne avant d'avoir atteint son espérance de vie par la VOLY. La VOLY peut avoir différentes valeurs. Dans la première approche, la valeur médiane de la VOLY a été utilisée comme dans l'analyse coût-bénéfice du paquet Clean Air de l'UE, soit 57 700 euros (campagne 2005 ; (Holland, 2014b) (Amann et al., 2017)). Les coûts finaux ont été obtenus en multipliant la valeur médiane de la VOLY par la distribution statistique du nombre de décès attributifs et le nombre d'années que ces personnes ont perdues.

Approche 1b : identique à l'approche 1 mais en utilisant la valeur moyenne de la VOLY telle qu'elle est utilisée dans l'analyse coût-bénéfice du programme Clean Air for Europe, soit 138.700 euros (campagne 2005). Les coûts finaux ont été obtenus en multipliant la valeur moyenne de la VOLY (value of a life year) par la distribution statistique du nombre de décès attributifs et le nombre d'années que ces personnes ont perdues.

Approche 2 : utilisation de la VSL ou Value of a Statistical Life. VSL signifie la valeur économique d'une vie. Le coût total est calculé en multipliant le nombre de décès attributifs par la VSL. La VSL peut avoir différentes valeurs. Cette approche a utilisé la valeur de base de la VSL de l'OCDE, c'est-à-dire 3 millions de dollars (campagne 2005) (OCDE, 2012) (OCDE, 2016). Cela représente un coût de 3,12 millions d'euros (campagne 2019). Les coûts finaux ont été obtenus en multipliant la valeur de base de la VSL par la distribution statistique du nombre de décès attributifs.

En résumé, il y a une distribution statistique du nombre de cas mais un coût fixe comme indiqué dans le Tableau 12. Dans la plupart des cas, la distribution du nombre de cas est normale. En multipliant le nombre de cas par un prix fixe, on obtient une distribution normale.

Tableau 12 : Aperçu des coûts fixes pour les différentes approches.

Approche	Nom	Valeur (euro)	Année de prix
Approche 1a	VOLY médiane	57.700	2005
Approche 1b	VOLY moyenne	138.700	2005
Approche 2	VSL	3,12×10 ⁶	2019

3.2. MORBIDITÉ : MÉTHODE ET SOURCES DE DONNÉES

Dans l'impact économique de la morbidité, nous distinguons trois composantes :

- Les coûts de la maladie ;
- L'absentéisme ;
- La perte de prospérité par la souffrance.

Le Tableau 13 résume ces trois composantes. Cette distinction est opérée en raison du fait que le type de coûts et le porteur des coûts sont très différents pour ces trois composantes. En outre, les sources d'information et les méthodes utilisées pour évaluer ces trois types de coûts sont très différentes.

Certains critères d'évaluation de santé présentent un risque très élevé de décès prématuré comme le cancer du poumon, les accidents vasculaires cérébraux, l'infarctus du myocarde. Ci-dessous, nous ne reprenons que les coûts liés à morbidité. Cela, du fait que le coût d'un décès prématuré donné ci-dessus est déterminé pour la mortalité toute cause.

Tableau 13 : Aperçu des composantes du coût de la morbidité

	Quoi	Pour qui	Sources de données
Coûts de la maladie	Coûts des soins de santé : hospitalisation, médicaments, soins, aides	Assurance maladie et/ou patients	Frais d'hospitalisation, coûts par maladie
Absentéisme	Coûts liés aux jours de travail perdus supplémentaires pour cause de maladie	Patients, soignants informels, employeurs	Études spécifiques jours de travail perdus + coût du travail/jour de travail
Perte de prospérité due à la souffrance.	Perte de prospérité/bien-être due à la maladie	Les patients et leur entourage	Études d'évaluation spécifiques

3.2.1. ÉLÉMENTS GÉNÉRIQUES

→ **Mise à jour des données sur les coûts pour tenir compte de l'inflation et de la croissance économique.**

Nous utilisons des données sur les coûts provenant de sources datant de plusieurs années, souvent d'études plus anciennes, et/ou de pays ayant différentes devises. Pour convertir ces données en coûts en euros et en niveau de prix 2019 pour la Flandre, nous prenons les mesures suivantes :

- Les données dans d'autres devises sont d'abord converties en euros sur la base du taux de change de l'année de l'étude, ou de 2002 pour les études antérieures, et des taux de change des données d'Eurostat.
- Nous corrigeons l'inflation en utilisant l'indice des prix à la consommation en Belgique.
- Pour les données basées sur des chiffres européens moyens, nous estimons le prix pour la Belgique en tenant compte du niveau de prix plus élevé en Belgique (+7%), sur la base des chiffres PPP (Purchasing Power Parity (Eurostat)).
- Pour les études sur la perte de prospérité, qui sont souvent anciennes (15 à 25 ans), par analogie avec les études européennes (Needs, 2008 ; Holland, 2015), nous supposons que l'évaluation suit la croissance du PNB/habitant, et nous corrigeons cela sur la base des chiffres pour la Flandre (statistiques de Flandre). Nous ne le faisons pas pour les coûts de la maladie, car nous partons du principe que la croissance économique peut également entraîner une baisse des coûts.
- Nous évaluons au maximum les coûts de l'absentéisme sur la base des jours de travail perdus et de la productivité par jour pour 2019, Belgique (données de l'OCDE). Sinon, nous corrigeons les chiffres pour tenir compte de l'inflation et de la croissance économique.

→ Sources d'information

Il n'existe pas d'ensembles de données détaillées qui fournissent des informations sur les coûts pour tous les critères d'évaluation de santé. Dans la sélection des études, nous appliquons les principes suivants :

- L'effet sur la santé pour lequel les coûts sont déterminés doit être aussi proche que possible de la définition de l'effet sur la santé à partir de la relation entre l'exposition et l'effet, par exemple le groupe d'âge considéré, l'hospitalisation ou non ;
- Les informations sur les coûts donnent parfois plus d'informations, en distinguant les cas légers ou graves, ou les traitements bon marché et coûteux, auquel cas nous prenons le coût moyen.
- Préférence pour les données belges si elles sont disponibles, les données des pays voisins, les données européennes et les données de la littérature générale pour les pays de l'OCDE. En outre, nous essayons de parvenir à un ensemble cohérent de chiffres clés.

→ Coûts par an

Plusieurs critères d'évaluation de santé portent sur une durée de plus d'un an ; les coûts de la maladie ne se répartissent pas de manière égale sur toute la durée. Nous déterminons ici le coût moyen de la morbidité par an, en euros ₂₀₁₉. Nous le faisons pour tous les critères d'évaluation, tant ceux pour lesquels nous prenons le nombre d'hospitalisations que ceux pour lesquels nous calculons l'incidence annuelle.

→ Incertitudes dans les classes

Nous soulignons qu'il existe des incertitudes majeures dans l'évaluation de l'impact économique de la morbidité, qui peuvent rarement être quantifiées. La principale incertitude est de savoir dans quelle mesure les données disponibles correspondent au coût de l'impact sur la santé pour Bruxelles. Nous attribuons une classe d'incertitude allant de 1 (faible incertitude) à 5 (très forte incertitude) à chaque critère d'évaluation de santé.

3.3. MÉTHODES ET SOURCES PAR EFFET SUR LA SANTÉ

Dans cette section, tous les critères d'évaluation de santé sont passés en revue. Une description de la manière dont les coûts de la maladie, les coûts de l'absentéisme et les coûts de la souffrance ont été déterminés est donnée pour chaque critère d'évaluation.

3.3.1. ASTHME CHEZ L'ADULTE ET L'ENFANT

→ Coûts de la maladie

Pour l'asthme, les coûts de la maladie comprennent des coûts divers pour l'assurance maladie et les patients, ce qui nécessite une étude spécifique pour rassembler toutes ces différentes données. Les coûts et le nombre de patients doivent être cartographiés de manière précise et cohérente.

En l'absence de statistiques ou d'études sur ces coûts pour la Belgique¹⁸, nous utilisons les données d'une étude néerlandaise (RIVM, 2012) qui, pour l'année 2007, énumère divers coûts de soins de santé et donne les coûts moyens par patient pour diverses catégories d'âge en plus des coûts totaux. Les médicaments constituent le groupe le plus important des coûts de la maladie (70 %).

Cette étude estime le coût moyen de la maladie à **436 euros** ₂₀₁₉ par patient/an pour les enfants. Pour les adultes, les coûts augmentent avec l'âge. Nous estimons les coûts moyens pour les adultes (30 à 70 ans) à **593 euros (somme convertie)** ₂₀₁₉ par patient/an, sur la base des chiffres néerlandais par patient et groupe d'âge, et des informations sur la part relative des différents groupes d'âge dans la prévalence pour Bruxelles (sur la base de l'Enquête de santé 2018 de Sciensano)¹⁹. Nous nous limitons à la tranche d'âge jusqu'à 70 ans. Pour certains des coûts (médicaments, 70% du coût total), nous pouvons comparer l'ordre de grandeur des informations sur les coûts pour les Pays-Bas aux données pour Bruxelles. Celles-ci indiquent que le coût des médicaments par habitant est du même ordre de grandeur. Pour les Pays-Bas, cela représente 200 millions d'euros par an ou 12 euros par habitant. Pour Bruxelles, nous avons fait une estimation basée sur des informations concernant les coûts supplémentaires des médicaments pour les personnes prenant des médicaments liés à l'asthme, et une mise à échelle basée sur les données de prévalence pour Bruxelles. Cela équivaut à peu près à 14 euros par habitant pour Bruxelles.

→ Coût de l'absentéisme

L'étude de (Chanel et al., 2016) estime également les coûts de l'absentéisme et de l'incapacité de travail. Une fourchette est donnée pour les deux composantes car elles dépendent fortement des hypothèses relatives aux données (pour l'absentéisme) ou de la méthode de calcul (pour l'incapacité de travail). Pour les **adultes**, nous appliquons la moyenne de 12 jours de maladie supplémentaires par an. Le coût de la perte de production a été estimé sur la base de la perte moyenne de jours de travail perdus et de la méthode générale d'évaluation des jours de travail perdus²⁰. Nous utilisons le taux d'emploi moyen par catégorie d'âge pour Bruxelles²¹. Le coût total de l'absentéisme est estimé à **2.431 euros** ₂₀₁₉ par patient adulte (+/- 50 %).

L'étude sur les Pays-Bas ne donne pas de chiffres sur l'absentéisme des **enfants**. Nous les avons estimés sur la base des données de la littérature. À l'instar du projet européen Aphekom (Chanel et al., 2016), nous estimons (Ungar et Coyte, 2001) que 25 % des parents sont absents en moyenne 4,8 jours en raison d'une maladie liée à l'asthme de leur enfant. En tenant compte du coût moyen par jour d'absentéisme pour Bruxelles (voir plus haut), cela représente **243 euros**₂₀₁₉/enfant.patient.

→ Perte de prospérité due à la souffrance

L'estimation est basée sur la revue de la littérature du projet Aphekom (Chanel et al., 2016) et nous utilisons les mêmes coûts pour les adultes que pour les enfants. Sur la base de 10 études, cette revue de la littérature donne pour le coût annuel de prospérité une valeur moyenne de **2.097 euros**₂₀₁₉ par cas.an, avec une fourchette à 95 % allant de 1.200 à 2.700 euros₂₀₁₉.

¹⁸Notons que l'étude du projet Aphekom (Chanel et al., 2016) donne apparemment des chiffres spécifiques pour la Belgique, mais il s'agit en fait de chiffres clés moyens (européens) mis à échelle et multipliés par des indicateurs ou la durée des hospitalisations en Belgique.

¹⁹https://his.wiv-isp.be/nl/SitePages/Volledige_rapporten_2018.aspx

²⁰OCDE - coût salarial 2018 : https://stats.oecd.org/Index.aspx?DataSetCode=AV_AN_WAGE

²¹Statbel - <https://bestat.statbel.fgov.be/bestat/crosstable.xhtml?datasource=262defc5-1607-42aa-a646-d0b4f6844d4f>

Tout d'abord, nous pouvons comparer cette estimation avec celle du projet européen NEEDS²² dans lequel un coût par jour de 8 euros₂₀₁₉ (2 - 16 euros) a été déterminé pour l'asthme. Si l'on suppose que le patient moyen souffre de son état 180 jours par an, cela représenterait 1.440 euros/an, sans tenir compte des coûts de prospérité liés aux épisodes d'asthme plus graves. Les deux sources d'information confirment donc l'ordre de grandeur.

Ensuite, nous comparons cette estimation à celle basée sur la pondération et l'évaluation d'une DALY²³. L'OMS donne une pondération de 0,06 pour l'asthme (avec traitement). Quand on évalue une DALY pour la morbidité à 36 keuros₂₀₁₉ (Ryen et Svensson, 2015), cela représente 2,1 keuros/cas par an. Cela confirme donc les estimations ci-dessus. En général, on dispose de beaucoup moins d'informations sur les effets de prospérité de l'asthme sur les enfants, cela, parce que les parents sont prêts à payer pour éviter les symptômes asthmatiques chez leurs enfants. L'étude susmentionnée du projet Aphekom a trouvé 2 études d'évaluation spécifiques aux enfants, avec une évaluation moyenne légèrement inférieure (1.630 euros/enfant) à celle des adultes. Comme ces informations sont limitées, nous utilisons le même chiffre clé pour les enfants que pour les adultes.

→ Commentaires

Ces chiffres clés pour les adultes sont limités à la moyenne de la tranche d'âge de 30 à 70 ans, conformément à la délimitation des effets de la pollution atmosphérique.

La somme des coûts de la maladie et de l'absentéisme s'élève à 5.100 euros par an pour les adultes, ce qui est comparable à la moyenne des coûts totaux trouvés dans les 27 études de la revue de littérature du projet Aphekom (5.500 euros₂₀₁₉ par cas) (Chanel et al., 2016), mais avec une large fourchette, notamment pour les coûts indirects et les pertes de prospérité.

3.3.2. JOURS AVEC SYMPTÔMES ASTHMATIQUES CHEZ L'ENFANT ASTHMATIQUE

Dans une analyse coût-bénéfice réalisée dans le cadre du Programme EU Clean Air (Holland, 2014b), un coût général de **52 euros₂₀₁₉/jour** a été utilisé pour les jours avec symptômes asthmatiques chez l'enfant. En l'absence d'informations sur les éléments de coût, nous supposons que nous pouvons les répartir uniformément sur les trois composantes.

3.3.3. BPCO (ADULTES)

→ Coûts de la maladie

Les coûts de la maladie sont basés sur le coût moyen par hospitalisation pour la BPCO en Belgique, 2017²⁴. Cela revient à **6.540 euros₂₀₁₉/hospitalisation**.

Ces coûts sont du même ordre de grandeur que les coûts moyens auxquels ont conclu les revues de la littérature (Foster et al., 2006 ; Toy et al., 2010), bien que ces revues indiquent que la fourchette d'estimation des coûts soit très large. Ces coûts au cas par cas sont plus élevés que les coûts moyens estimés pour le Royaume-Uni (Britton, 2003) et les Pays-Bas (RIVM, 2012), mais cela s'explique probablement par le grand nombre de patients dans les études pour le Royaume-Uni et les Pays-Bas avec des coûts relativement faibles. Par exemple, le coût total de la BPCO, exprimé en coût par habitant, est très similaire pour les Pays-Bas et la Belgique.

²² <http://www.needs-project.org/>

²³ DALY = Disability Adjusted Life Year (1 DALY = une année complète en pleine santé)

²⁴ INAMI, base de données nationale sur les diagnostics médicaux, les soins et les coûts : <https://tct.fgov.be/webetct/etct-web/>

(Lisspers et al., 2018) estiment que les coûts pour la Suède et par patient sont plus élevés (10 keuros/patient), mais une grande partie de ces coûts peut être attribuée à la comorbidité.

→ Coût de l'absentéisme

L'estimation est basée sur l'étude détaillée des coûts de la BPCO et de l'asthme aux Pays-Bas (RIVM, 2012). Cela représente **2.417 euros₂₀₁₉**/par patient.an. Cette source est donc la même que celle utilisée pour l'asthme.

Ce chiffre correspond à une perte moyenne de 12 jours de travail perdus par an. Sur la base des données utilisées pour les coûts de la maladie, le séjour moyen à l'hôpital pour la Belgique et la BPCO est de 10 jours/hospitalisation. C'est donc du même ordre de grandeur.

→ Perte de prospérité due à la souffrance

Nous l'estimons sur la base d'études d'évaluation reprises de la littérature, et plus particulièrement la volonté de payer pour éviter les symptômes ayant des impacts sanitaires majeurs nécessitant un séjour à l'hôpital.

Nous appliquons ici les chiffres clés de l'étude relative aux pays européens par (Ready et al., 2004) (conformes, par exemple, au chiffre clé pour la pneumonie). Cette étude estime la perte de prospérité pour la BPCO à 993 euros/an, pour un événement de santé d'une durée de 8 jours dont 3 à l'hôpital (Ready et al., 2004). Afin de rester cohérent par rapport aux informations sur la durée de la maladie en Belgique (10 jours pour la BPCO, voir les coûts de la maladie), nous ajustons l'estimation des coûts (Ready et al., 2004) sur la base d'un coût moyen par jour. Cela augmente de 25 %, l'estimation des coûts qui passent à **1.241 euros₂₀₁₉/an**.

Cette estimation est également conforme à l'estimation basée sur les jours de travail perdus (12). Les coûts sont du même ordre de grandeur que ceux estimés sur la base des coûts de prospérité d'un jour avec symptômes d'après les évaluations EC-ExternE-CAFE (ce qui conduit à une estimation de 1.014 euros₂₀₁₉ = 12 x 82 euros₂₀₁₉/jour (sur la base de (Bickel et Friedrich, s.d.)).

3.3.4. INFECTIONS DES VOIES RESPIRATOIRES INFÉRIEURES (ENFANTS 0-2 ANS)

→ Coûts de la maladie

Les coûts de la maladie sont basés sur le coût moyen par hospitalisation pour les infections des voies respiratoires inférieures en Belgique, 2017. L'âge moyen des patients est de 2 ans, ce qui correspond bien au groupe cible pour ce paramètre. Ce coût de la maladie est de **2.748 euros₂₀₁₉/hospitalisation²⁵**. La durée moyenne d'hospitalisation est de 3,8 jours.

Ce chiffre est du même ordre de grandeur que le chiffre clé des hospitalisations pour des maladies respiratoires dans la littérature et utilisé pour l'évaluation EC-CAFE.

²⁵ INAMI, Base de données nationale sur les diagnostics médicaux, les soins et les coûts : <https://tct.fgov.be/webetct/etct-web/>

→ **Absentéisme**

Nous ne disposons d'aucune information sur l'absentéisme. Sur la base de la description faite dans (Ready et al., 2004), et des données sur les coûts de la maladie, nous utilisons un chiffre de **337 euros₂₀₁₉** par patient et par cas (soit environ un jour et demi d'absentéisme pour les parents ou les prestataires de soins de santé par hospitalisation).

→ **Perte de prospérité due à la souffrance**

Nous utilisons les coûts de prospérité pour les séjours à l'hôpital pour des problèmes respiratoires (3 jours d'hôpital + 5 jours de maladie) de l'étude d'évaluation effectuée dans 5 pays européens (Ready et al., 2004) qui est également utilisée pour évaluer les objectifs de qualité de l'air dans EC-CAFE (Hurley, F ; Hunt, A. ; Cowie, H. ; Holland, M. ; Miller, B. ; Pye, S. ; Watkiss, 2005) et l'OCDE (Hunt, 2010). Converti, cela donne **993 euros₂₀₁₉ par hospitalisation**.

3.3.5. BRONCHITE (6-18 ANS)

Dans le cadre de l'étude de la littérature pour EC-CAFE (Hurley, F ; Hunt, A. ; Cowie, H. ; Holland, M. ; Miller, B. ; Pye, S. ; Watkiss, 2005), un chiffre de 1.051 euros convertis ₂₀₁₉/cas a été retenu pour la bronchite chez l'enfant. En l'absence d'informations sur les éléments de coût, nous supposons que nous pouvons les répartir uniformément sur les trois composantes.

Ce chiffre est conforme à la revue de la littérature de (Hunt, 2010 ; Hunt et al., 2016). En supposant que cette condition dure 2 à 8 semaines, cela représente 19 à 76 euros par jour, ce qui est conforme aux études de la littérature sur les coûts par jour (Amann et al., 2017 ; Hunt, 2010).

Classe d'incertitude : élevée

→ **Coûts de la maladie**

Un tiers du coût total, soit **353 euros₂₀₁₉** euros par cas.

→ **Coût de l'absentéisme**

Un tiers du coût total, soit **353 euros₂₀₁₉** euros par cas. Cela correspond à environ un jour et demi d'absence pour les parents ou les autres personnes s'occupant des enfants, au cas par cas.

→ **Perte de prospérité due à la souffrance**

Un tiers du coût total, soit **353 euros₂₀₁₉** euros par cas.

3.3.6. BRONCHITE CHRONIQUE (ADULTES)→ **Coûts de la maladie**

Pour cette composante, nous utilisons le chiffre issu de la revue de la littérature pour l'OCDE (Hunt et al., 2016). La meilleure estimation remonte à la revue de la littérature de (Wouters, 2003), avec une estimation centrale convertie de 4.814 euros₂₀₁₉ par cas (+/- 60%). Comme nous supposons une durée de 2 ans (voir perte de prospérité par la souffrance), cela représente un coût annuel de **2.407 keuro₂₀₁₉** par patient.

→ Coût de l'absentéisme

Pour cette composante, la revue de la littérature de (Hunt et al., 2016) réalisée pour l'OCDE n'a pas trouvé d'informations. L'estimation de la perte de prospérité ci-dessous comprend toutefois une partie de ce coût, à savoir l'estimation de la perte de revenu liée à cette perte donnée par les citoyens.

→ Perte de prospérité due à la souffrance

Nous utilisons le chiffre issu de la revue de la littérature de (Hunt et al., 2016) réalisée pour l'OCDE. La meilleure estimation est basée sur l'enquête menée auprès des citoyens de 6 pays européens sur leur volonté de payer pour éviter la bronchite chronique, décrite comme « une toux et des mucosités chroniques pendant au moins 3 mois et pendant au moins 2 ans » (projet européen Heimsta, (Maca, 2011)). Cette perte de prospérité s'élève à 57 keuros₂₀₁₉ par cas (+/- 50%). Étalaé sur deux ans, cela représente un coût annuel de **28.565 euros₂₀₁₉** par patient.

Nous constatons que cette meilleure estimation est bien inférieure aux estimations précédentes basées principalement sur des études américaines.

Une incertitude majeure liée à ce calcul concerne le fait de savoir dans quelle mesure ce chiffre constitue un bon indicateur de la bronchite chronique qui dure beaucoup plus longtemps. Compte tenu de ces incertitudes, nous estimons les coûts totaux sur l'ensemble d'une période de 2 ans à un coût total de 62 keuros par patient.

3.3.7. HOSPITALISATION POUR MALADIES RESPIRATOIRES (TOUS LES ÂGES)

→ Coûts de la maladie

Les coûts de la maladie sont basés sur le coût moyen par hospitalisation pour maladies respiratoires en Belgique, 2017. Le coût moyen de la maladie est de **5.757 euros₂₀₁₉/hospitalisation²⁶**.

→ Absentéisme

Nous considérons une durée de 3 jours d'hospitalisation suivie de 5 jours d'absentéisme sur la base de l'étude d'évaluation menée dans 5 pays européens (Ready et al., 2004), qui est également utilisée pour évaluer les objectifs de qualité de l'air dans EC-CAFE (Hurley, F ; Hunt, A. ; Cowie, H. ; Holland, M. ; Miller, B. ; Pye, S. ; Watkiss, 2005) et l'OCDE (Hunt, 2010). Nous utilisons le taux d'emploi moyen par catégorie d'âge pour Bruxelles (voir plus haut). Le coût total de l'absentéisme est estimé à **968 euros₂₀₁₉** par patient adulte (+/- 50 %).

→ Perte de prospérité due à la souffrance

Nous utilisons les coûts de prospérité pour les séjours à l'hôpital pour des problèmes respiratoires (3 jours d'hospitalisation + 5 jours de maladie) de l'étude d'évaluation menée dans 5 pays européens (Ready et al., 2004), qui est également utilisée pour évaluer les objectifs de qualité de l'air dans EC-CAFE (Hurley, F ; Hunt, A. ; Cowie, H. ; Holland, M. ; Miller, B. ; Pye, S. ; Watkiss, 2005) et l'OCDE (Hunt, 2010). Converti, cela donne **993 euros₂₀₁₉ par hospitalisation**.

²⁶INAMI, Base de données nationale sur les diagnostics médicaux, les soins et les coûts : <https://tct.fgov.be/webetct/etct-web/>

3.3.8. HOSPITALISATION POUR MALADIES CARDIOVASCULAIRES (TOUS LES ÂGES)

→ Coûts de la maladie

Les coûts de la maladie sont basés sur le coût moyen par hospitalisation pour les maladies cardiovasculaires en Belgique, 2017. Le coût moyen par maladie est de **6.248 euros₂₀₁₉/hospitalisation**²⁷.

→ Absentéisme

Nous considérons une durée de 3 jours d'hospitalisation suivie de 5 jours d'absentéisme sur la base de l'étude d'évaluation menée dans 5 pays européens (Ready et al., 2004), qui est également utilisée pour évaluer les objectifs de qualité de l'air dans EC-CAFE (Hurley, F ; Hunt, A. ; Cowie, H. ; Holland, M. ; Miller, B. ; Pye, S. ; Watkiss, 2005) et l'OCDE (Hunt, 2010). Nous utilisons le taux d'emploi moyen par catégorie d'âge pour Bruxelles (voir plus haut). Le coût total de l'absentéisme est estimé à **968 euros₂₀₁₉** par patient adulte (+/- 50 %).

→ Perte de prospérité due à la souffrance

Nous utilisons les coûts de prospérité pour les séjours à l'hôpital pour des problèmes respiratoires (3 jours d'hospitalisation + 5 jours de maladie) de l'étude d'évaluation menée dans 5 pays européens (Ready et al., 2004), qui est également utilisée pour évaluer les objectifs de qualité de l'air dans EC-CAFE (Hurley, F ; Hunt, A. ; Cowie, H. ; Holland, M. ; Miller, B. ; Pye, S. ; Watkiss, 2005) et l'OCDE (Hunt, 2010). Converti, cela donne **993 euros₂₀₁₉ par hospitalisation**.

3.3.9. HYPERTENSION (HYPERTENSION ARTÉRIELLE, ADULTES, +30 ANS)

→ Coûts de la maladie

Nous utilisons les chiffres pour les Pays-Bas car ils donnent un aperçu complet de tous les coûts et indiquent que les principaux coûts concernent les médicaments et les aides dispositifs médicaux (50 %), les frais d'hospitalisation (23 %). Pour la Belgique, le coût des hospitalisations pour hypertension est bien documenté (soit 91 millions d'euros par an ou 8 euros par habitant). Ce coût par habitant est comparable à celui des Pays-Bas (8,9 euros par habitant).

Nous estimons le coût total de l'hypertension sur la base des chiffres néerlandais concernant les coûts de la maladie de l'hypertension²⁸ et d'une estimation de la proportion de patients dans la population totale (31,4 % pour les 30 à 70 ans ; CBS, sur la base d'une étude de 2009). Cela donne un coût total de **186 euros₂₀₁₉ par patient et par an**. Ce chiffre est du même ordre de grandeur que l'estimation pour la Finlande pour 1998 (converti à 240 euros₂₀₁₉ repris dans la revue de la littérature de (Ball et al., 2016) ; mais inférieur aux estimations pour l'Italie provenant de la même étude.

→ Coût de l'absentéisme

La revue de la littérature de (Ball et al., 2016) mentionne une étude américaine (Goetzel et al., 2004) qui donne les coûts pour les travailleurs, tant pour l'absentéisme (converti à 103 euros₂₀₁₉ par an) que pour le présentéisme (perte de productivité pendant le travail) (converti à 503 euros₂₀₁₉ par an).

²⁷INAMI, Base de données nationale sur les diagnostics médicaux, les soins et les coûts : <https://tct.fgov.be/webetct/etct-web/>

²⁸ CBS : Centraal Bureau voor de Statistiek, Pays-Bas, 2017, <https://opendata.cbs.nl/#/CBS/nl/>

Si nous supposons que les personnes souffrant d'hypertension ont le même taux d'efficacité que la moyenne de la population, nous pouvons estimer, sur la base des taux de prévalence (néerlandais) par catégorie d'âge et des taux d'efficacité belges par catégorie d'âge, que près de la moitié (47 %) des patients sont actifs.

Ainsi, nous pouvons estimer les coûts de l'absentéisme pour un patient moyen (qui travaille ou pas) à 48 euros₂₀₁₉ par an (hors présentéisme) et à **301 euros₂₀₁₉ par an** pour l'ensemble des coûts, y compris le présentéisme.

→ Perte de prospérité due à la souffrance

Nous utilisons à cet effet le chiffre clé des revues de la littérature sur les coûts externes de transport (Bickel et al., 2003) (Torfs, 2003), qui correspond, converti, à **de 1.164 euros₂₀₁₉** par cas et par an. Cela revient à l'évaluation d'un épisode de maladie de 5 jours d'hospitalisation suivi de 12 jours de maladie à domicile.

Une autre approche est celle la pondération basée sur le poids relatif de l'hypertension dans le calcul des DALY (0,2 DALY) et l'évaluation économique des DALY (36 keuros₂₀₁₉ par DALY, mise à jour de (Ryen et Svensson, 2015)). Cela donne une valeur totale de 7.200 euros₂₀₁₉ par cas, ce qui confirme l'importance de cet effet. Il n'est toutefois pas clair dans quelle mesure nous pouvons appliquer cette pondération au cas moyen.

3.3.10. INFARCTUS DU MYOCARDE (ADULTES)

Pour les 3 composantes, les chiffres sont repris de l'analyse détaillée des coûts pour la Flandre dans l'étude sur les coûts externes du trafic (J Buekers et al., 2014) et mis à jour jusqu'en 2019.

→ Coûts de la maladie

Le coût moyen (moyenne pondérée des coûts pour les femmes et les hommes) est (après actualisation) de **10.181 euros₂₀₁₉** par cas.

→ Coût de l'absentéisme

L'âge moyen d'une hospitalisation pour un infarctus du myocarde dans la RBC est de 68 ans. (J Buekers et al., 2014) font référence à (Slebus et al., 2012) qui indiquent que pour les patients qui travaillent, la période moyenne de perte de production est de 3 mois, mais que 15 % des patients qui travaillent ne reprennent finalement pas le travail. En ce qui concerne les hospitalisations dans la RBC, 42 % des cas ont moins de 65 ans. En appliquant les chiffres de l'évaluation des jours de travail perdus²⁹, on obtient un coût moyen de l'absentéisme de **7.094 euros₂₀₁₉**.

→ Perte de prospérité due à la souffrance

Les coûts de prospérité dus à la souffrance sont dominés par les coûts des décès prématurés. Comme mentionné ci-dessus, ce coût est inclus dans l'évaluation de la mortalité prématurée.

²⁹OCDE - coût salarial 2018 : https://stats.oecd.org/Index.aspx?DataSetCode=AV_AN_WAGE

3.3.11. INSUFFISANCE CARDIAQUE (ADULTES, 40 ANS ET PLUS)**→ Coûts de la maladie**

L'estimation des coûts de la maladie par patient est basée sur les données des Pays-Bas, 2018, pour l'insuffisance cardiaque³⁰ d'une part et les chiffres de prévalence pour les Pays-Bas d'autre part. Le coût moyen par patient est de **3.370 euros**₂₀₁₉ par an, (817 millions d'euros pour 240.000 cas) ; dont une petite moitié (43%) est constituée des frais d'hospitalisation et une autre grande partie de frais de soins aux personnes âgées. Cette maladie survient de facto chez les personnes de plus de 40 ans.

Ce chiffre est inférieur à celui qu'on trouve dans la littérature (par exemple 16.000 euros à (Brandt et al., 2013) mais les chiffres plus élevés concernent probablement principalement les hospitalisations.

→ Coût de l'absentéisme

Sur la base des chiffres des Pays-Bas³¹, nous pouvons calculer le nombre total de journées d'hospitalisation (y compris les hospitalisations de jour et les journées de mise en observation) pour la tranche d'âge 25-65 ans. Cela revient à une moyenne de 0,12 jour par patient (tous âges confondus). Ce chiffre peu élevé s'explique par le fait que la prévalence augmente fortement avec l'âge et qu'elle est relativement faible dans le groupe jusqu'à 65 ans.

Si nous supposons que chaque journée d'hospitalisation entraîne une journée de travail perdue et que nous nous basons sur le coût d'une journée de travail perdue, nous estimons le coût de cette composante à **24 euros**/patient.

→ Perte de prospérité due à la souffrance

Dans le calcul, nous nous limitons à la composante liée à la souffrance de la maladie (années de qualité de vie perdues). Le risque accru de décès prématuré (années de vie perdues) est inclus dans l'évaluation du décès prématuré.

Nous utilisons les données relatives à la charge de morbidité (DALY) pour les Pays-Bas et nous faisons une distinction entre les DALY pour maladie et les années de vie perdues. Nous les évaluons sur la base des chiffres clés de la littérature (voir ci-dessus). Cela représente **3.000 euros**₂₀₁₉ **par an et par patient pour cause de maladie.**

3.3.12. AVC (ACCIDENT VASCULAIRE CÉRÉBRAL) (ADULTES, 40 ANS ET PLUS)**→ Coûts de la maladie**

Les coûts de la maladie sont basés sur une étude économique pour la Belgique et sur les données 2008-2011 (Dewilde et al., 2018), ce qui donne un coût moyen de **10.271 euros**₂₀₁₉ par patient (cas). Ce chiffre se situe au milieu de la fourchette de la littérature (7 à 16 keuros par cas) (Dewilde et al., 2018).

³⁰ RIVM, 2019 : <https://www.volksgezondheidenzorg.info/onderwerp/longkanker>

³¹ CBS, Centraal Bureau voor de Statistiek (Bureau central des statistiques) Pays-Bas, 2017, hospitalisations et patients hospitalisés ; classification des diagnostics VTV ; détails sur l'insuffisance cardiaque : <https://opendata.cbs.nl/statline/#/CBS/nl/dataset/84067NED/table?dl=2E05B>.

→ Coût de l'absentéisme

Les coûts de l'absentéisme ont été estimés sur la base d'une étude européenne sur les jours d'arrêt de travail des patients (56 jours) et du personnel soignant (12 jours) (Kotseva et al., 2019). Calculé avec le coût d'une journée d'absence du travail pour la Belgique, cela donne un coût total de **13.333 euros₂₀₁₉** par patient.

→ Perte de prospérité due à la souffrance

Les coûts de prospérité comprennent la perte de qualité pendant la maladie pour tous les patients. Le coût des années de vie perdues en raison de la diminution de l'espérance de vie est inclus dans les calculs de mortalité prématurée. Sur la base des calculs des DALY pour les Pays-Bas, la charge de morbidité (62 %). Converti, cela donne **10.300 euros₂₀₁₉ par patient** et par an.

À titre de comparaison, nous pouvons également examiner le nombre de jours de travail perdus par le patient (56) et une évaluation des jours avec symptômes basée sur (Ready et al., 2004) (82 euro₂₀₁₉/jour). Cela donne un coût annuel total de 4.605 keuro₂₀₁₉/patient. Cela représenterait la moitié du coût total de l'approche DALY.

3.3.13. MALADIE DE PARKINSON (ADULTES)

→ Coûts de la maladie

Les coûts de la maladie sont basés sur les coûts totaux de la maladie et les prévalences pour les Pays-Bas, 2017³². Cela représente **4.051 euros₂₀₁₉** par patient et par an, dont environ la moitié pour les soins aux personnes âgées.

L'étude européenne sur le coût des maladies mentales en Europe estime le coût de la maladie de Parkinson par patient à (converti) 6.725 euros₂₀₁₉ (Gustavsson et al., 2011). Cela confirme l'ordre de grandeur des chiffres pour les Pays-Bas.

→ Coût de l'absentéisme

Nous estimons ces coûts sur la base de l'étude européenne susmentionnée sur les coûts des maladies mentales en Europe (Gustavsson et al., 2011), qui repose sur un inventaire des différentes sources d'information et une extrapolation à tous les pays. Le chiffre moyen pour l'Europe est de **1.629 euros₂₀₁₉** (converti) par patient. Aucune estimation par pays n'est donnée pour ce niveau de détail. Le coût total de la maladie de Parkinson pour la Belgique (13,3 keuros/patient) est très similaire à la moyenne européenne.

→ Perte de prospérité due à la souffrance

Nous l'estimons en utilisant la pondération de Parkinson dans les DALY et l'évaluation monétaire de la perte d'une DALY. Dans une étude détaillée récente distinguant la gravité de la maladie et incluant la mortalité prématurée, la pondération est estimée à 0,59 DALY par cas pour la Belgique, 2016 (Ray Dorsey et al., 2018).

³² RIVM 2017, <https://www.volksgezondheidenzorg.info/onderwerp/ziekte-van-parkinson/>

Nous estimons que la proportion de mortalité dans cette pondération est inférieure à 10 %. Cette nouvelle estimation est presque deux fois plus élevée que le coefficient de pondération de la gravité du rapport de l'OMS de 2003 (0,32 pour la maladie de Parkinson avec traitement, (Fewtrell et al., 2003).

Sur la base de la pondération récente et de l'évaluation d'une DALY à 36.000 euros₂₀₁₉/DALY (mise à jour de (Ryen et Svensson, 2015)), le coût de prospérité total est de 14.750 euros₂₀₁₉/cas. En tenant compte d'une durée moyenne de 15,5 ans, cela représente **952 euros₂₀₁₉/an**.

→ Commentaires

Le coût total (sur toute la durée, environ 20 keuros₂₀₁₉) est du même ordre de grandeur que l'estimation pour la Belgique du coût total par patient dans l'étude européenne sur le coût des maladies mentales en Europe (14 keuros par patient (Gustavsson et al., 2011)). Cette estimation comprend les coûts de la maladie ainsi que les autres coûts non médicaux et les coûts indirects.

3.3.14. FAIBLE POIDS DE NAISSANCE (< 2.500 GRAMMES)

→ Coûts de la maladie

Les coûts d'hospitalisation pour la Belgique sont disponibles sur la base d'indicateurs de poids de naissance dans des sous-classes, avec ou sans comorbidité³³. Pour l'estimation des coûts, nous ne prenons en compte que le poids (<2.500 grammes), car nous ne pouvons pas identifier les sous-classes à inclure ou à ne pas inclure sur la base de la littérature. Nous calculons les coûts supplémentaires moyens par rapport aux nouveau-nés ayant un poids normal à la naissance et ne souffrant d'aucune maladie spécifique. Les coûts de la maladie couvrent la période allant jusqu'à 18 ou 24 mois après la naissance, et sont dominés par les frais d'hospitalisation à la naissance. Lorsqu'elles sont disponibles, nous utilisons des estimations de coûts pour les effets à plus long terme (jusqu'à 18 ans).

En moyenne, les coûts des hospitalisations pour les naissances de faible poids sont de 27,7 keuros₂₀₁₉ par naissance, et ces coûts augmentent fortement pour les enfants ayant un très faible poids de naissance et/ou des complications. Le coût supplémentaire par rapport au poids normal à la naissance (et sans autres complications) (2,3 keuros) est de 25.431 euros₂₀₁₉ par cas.

Ce chiffre est du même ordre de grandeur que l'estimation pour l'Italie (Cavallo et al., 2015). Cette étude estime à 20,5 keuros/cas le coût supplémentaire de l'hospitalisation pour une naissance prématurée. La définition de la naissance prématurée n'est pas parfaitement comparable dans l'étude italienne, premièrement elle utilise les deux indicateurs de poids, de taille et de durée de la grossesse, et deuxièmement elle est limitée aux naissances prématurées en bonne santé (sans coûts supplémentaires de comorbidité).

Nous ne disposons pas de données pour les frais supplémentaires après la sortie de l'hôpital. L'étude ci-dessus pour l'Italie estime les coûts médicaux supplémentaires après la sortie et jusqu'au 18e mois à 1,8 keuro/cas (Cavallo et al., 2015). Les frais d'hospitalisation représentent alors 91 % du total des frais médicaux. Ce chiffre est conforme à la revue de la littérature de (Zainal et al., 2019), qui indiquent en résumé que le coût initial de l'hospitalisation couvre 92 % des coûts médicaux totaux au cours des deux premières années de vie (Zainal et al., 2019). Une étude pour la Finlande indique que cette proportion est plus faible (66 %) pour les enfants ayant un poids de naissance très faible (< 1.000 g) (66 %) (Tommiska et al., 2003).

³³ INAMI, Base de données nationale sur les diagnostics médicaux, les soins et les coûts : <https://tct.fgov.be/webetct/etct-web/>

Nous appliquons une majoration de 10 % pour les frais supplémentaires après l'hospitalisation. Cela donne un coût total de **27.924 euros₂₀₁₉** par cas.

→ Coût de l'absentéisme

L'étude susmentionnée pour l'Italie estime le coût supplémentaire des pertes de productivité pour les parents (moins de chances de commencer à travailler après la naissance, risque accru de licenciement) à **2 406 euros₂₀₁₉**, pour la période allant jusqu'à 18 mois après la naissance.

Nous pouvons comparer ce chiffre avec l'étude susmentionnée pour la Finlande, qui estime que ce coût jusqu'à deux ans après la naissance et pour les parents d'enfants prématurés (<1.000 g) est de 25,7 keuros/cas, et qu'il est le plus élevé la deuxième année (66 %). Pour mieux comparer, nous supposons que pour les faibles poids de naissance (1.000-2.500 grammes) 40 % de ceux de <1.000 grammes (même rapport que pour les frais d'hôpital). Dans cette hypothèse, le coût par naissance prématurée est d'environ 1,8 keuro₂₀₁₉ par cas. Cela confirme l'ordre de grandeur de l'étude italienne.

→ Perte de prospérité due à la souffrance

On distingue deux effets. Le premier concerne la perte de prospérité au niveau des enfants eux-mêmes. D'après les études qui utilisent les DALY pour le calculer, cet impact est dominé par l'impact des naissances prématurées sur la mortalité néonatale et chez l'enfant. Cela donne des impacts assez importants, que nous n'étudierons pas plus avant.

Le deuxième impact est celui sur la prospérité au niveau des parents. La revue de la littérature de (Hodek et al., 2011) indique que la naissance prématurée a un impact majeur sur la qualité de vie des parents et le risque de dépression postnatale, et cite des études qui l'expriment en termes de QALY. L'étude elle-même ne fournit pas de chiffres récapitulatifs pour cet indicateur ou d'autres indicateurs que nous pouvons monétiser.

3.3.15. NAISSANCE PRÉMATURÉE (DURÉE DE LA GROSSESSE < 37 SEMAINES)

→ Coûts de la maladie

Nous utilisons la moyenne de deux études. La première étude de (Johnston et al., 2014) estime le coût total des naissances prématurées (grossesse < 37 semaines) pour le Canada à (converti) 32 571 euros₂₀₁₉ par cas. Ce chiffre comprend tous les coûts jusqu'à l'âge de 10 ans, dont 86 % pour les deux premières années (y compris l'hospitalisation néonatale).

La deuxième étude de (Mangham et al., 2009) estime les coûts pour le Royaume-Uni pour une naissance prématurée (< 37 semaines) et jusqu'à 2 ans après la naissance à (converti) 38.904 euros par cas.

L'ordre de grandeur des deux études est similaire, et la moyenne, **35.738 euros₂₀₁₉** par cas, est notre meilleure estimation.

→ Coût de l'absentéisme

Idem que pour un faible poids de naissance.

→ Perte de prospérité due à la souffrance

Idem que pour un faible poids de naissance.

3.3.16. CANCER DU POUMON→ **Coûts de la maladie**

Les coûts de la maladie sont repris de l'étude détaillée de la Vlaamse Liga tegen kanker (Ligue flamande contre le cancer) (Pacolet et al., 2011) basée sur les données de l'INAMI, des enquêtes menées auprès des patients, ... Le coût total de la maladie a été estimé à **40.314 euros₂₀₁₉** par patient. Il comprend les coûts totaux par patient au cours des différentes phases de la maladie pour l'INAMI (90 %) et la contribution propre du patient (10 %). Ce chiffre correspond bien au coût total des soins de santé aux Pays-Bas (35 keuros/nouveau patient)³⁴.

→ **Coût de l'absentéisme**

Les coûts de la perte de production ont été estimés sur la base de la perte moyenne de jours de travail perdus et de la méthode générale d'évaluation des jours de travail perdus (voir plus haut). Nous utilisons le taux d'emploi moyen par catégorie d'âge pour Bruxelles (voir plus haut). Le cancer du poumon apparaît principalement à un âge plus avancé ; à Bruxelles, l'incidence chez les personnes de moins de 65 ans est de 37 % de l'incidence totale. Le coût total de l'absentéisme est estimé à une moyenne de **10.295 euros₂₀₁₉** par patient.

→ **Perte de prospérité due à la souffrance**

Les coûts de prospérité comprennent la perte de qualité pendant la maladie pour tous les patients et les années de vie perdues pour ceux qui décèdent. Celles-ci sont déterminées à 97 % par les années de vie perdues³⁵.

Nous estimons le nombre de DALY pour la morbidité, sur la base des chiffres pour les Pays-Bas (0,45 DALY par cas¹⁶) et nous l'évaluons sur la base du chiffre clé de morbidité (36 keuros₂₀₁₉/DALY) (Ryen et al, 2011). Cela représente **16.000 euros₂₀₁₉** par cas. Dans la littérature, l'estimation de la perte de morbidité due au cancer va de 7 keuros par cas (Arca et al., 2006) à 500 keuros par cas (Hunt et al., 2016).

3.3.17. DIABÈTE→ **Coûts de la maladie**

Les coûts de la maladie sont repris des études détaillées pour la Belgique (De Smet, 2016) basées sur (Odnoletkova et al., 2016) et comprennent tous les coûts, y compris les médicaments, l'hospitalisation et les coûts des comorbidités. Ils s'élèvent à **3.155 euros₂₀₁₉** par patient et par an.

→ **Coût de l'absentéisme**

Les coûts de la perte de production ont été estimés sur la base d'enquêtes menées auprès des patients et de chiffres clés concernant l'absentéisme et les coûts du départ anticipé à la retraite (De Smet, 2016). Ils incluent également les coûts sociaux des prestations, mais pas les coûts des soins informels, du présentéisme et des pertes de productivité en cas de décès prématuré. Le coût de l'absentéisme est de **4.558 euros₂₀₁₉** par patient et par an.

³⁴ RIVM, 2019, <https://www.volksgezondheidszorg.info/onderwerp/longkanker>

³⁵ IVM, 2019, Ziekte last in Daly's, achtergrond bij de berekeningen, <https://www.volksgezondheidszorg.info/onderwerp/kanker/cijfers-context/ziekte last>

→ Perte de prospérité due à la souffrance

Les coûts de prospérité comprennent la perte de qualité pendant la maladie pour tous les patients et les années de vie perdues pour ceux qui décèdent. Sur la base du calcul des charges de morbidité en DALY pour les Pays-Bas, elles sont dues à 85 % aux charges de la maladie pour la morbidité³⁶. Le nombre total de DALY pour les Pays-Bas a été estimé à 0,19 DALY par patient. Celui-ci est en partie évalué sur la base du taux de morbidité (85 % à 36 keuros₂₀₁₉/DALY), le taux de mortalité n'est pas inclus ici. Le coût de la perte de prospérité due à la souffrance s'élève à **5.814 euros₂₀₁₉** par patient et par an.

3.4. APERÇU DES CHIFFRES CLÉS SÉLECTIONNÉS PAR EFFET SUR LA SANTÉ

Le Tableau 14 donne un aperçu du coût total de la morbidité (en euros₂₀₁₉) par critère d'évaluation de santé. La dernière colonne indique l'estimation de l'incertitude.

³⁶ RIVM 2019: <https://www.volksgezondheidenzorg.info/onderwerp/diabetes-mellitus>

Tableau 14 : Aperçu du coût annuel total de la morbidité par patient (et ventilation par coût de la maladie, coût de l'absentéisme et coût de la perte de prospérité) par critère d'évaluation de santé, ainsi que la classification de l'incertitude sur le coût annuel.

Effet	Population	Coût total/an/patient (euro ₂₀₁₉)	Coût de la maladie/an/patient (euro ₂₀₁₉)	Coût de l'absentéisme/an/patient (euro ₂₀₁₉)	Coût de la perte de prospérité/an/patient (euro ₂₀₁₉)	Classification de l'incertitude
Asthme (incidence)	30-74 ans	5.121	593	2.431	2.097	2
Asthme (incidence)	0-19 ans	2.766	436	243	2.097	2
Bronchite (incidence)	5-14 ans	1.059	353	353	353	2
Bronchite chronique (incidence)	>19 ans	30.972	2.407		28.565	1
Infections des voies respiratoires inférieures (hospitalisation)	0-4 ans	4.078	2.748	337	993	2
BPCO (hospitalisation)	> 19 ans	10.198	6.540	2.417	1.241	1
(Autres) maladies respiratoires (hospitalisation)	Tout le monde	7.718	5.757	968	993	4
Jours avec symptômes d'asthme	Enfants asthmatiques 0-19 ans	52	52			2
Hypertension (incidence)	>29 ans	1.651	186	301	1.164	4
Infarctus du myocarde (decompensatio cordis) (hospitalisation) (ICD-10: I50)	40-80 ans	6.394	3.370	24	3.000	4
AVC (accident vasculaire cérébral) (hospitalisation)	>19 ans	33.904	10.271	13.333	10.300	1
Infarctus du myocarde (hospitalisation) (ICD-10: I21, I22)	>19 ans	17.275	10.181	7.094		4
(Autres) maladies cardiovasculaires (hospitalisation)	Tout le monde	8.209	6.248	968	993	4
Faible poids de naissance (l'âge gestationnel >=37 semaines)	Naissance à terme	30.330	27.924	2.406		3
Naissance prématurée (l'âge gestationnel <37 semaines)	naissance	38.144	35.738	2.406		5
Diabète sucré de type 2 (incidence)	>19 ans	13.527	3.155	4.558	5.814	3
Parkinson (incidence)	>29 ans	6.632	4.051	1.629	952	3
Cancer du poumon (incidence)	>19 ans	66.609	40.314	10.295	1.6000	3

CHAPITRE 4. MÉTHODOLOGIE DE CALCUL

Ce chapitre fournit une description scientifique de la méthodologie utilisée dans les calculs.

4.1. APERÇU

Le calcul du nombre attendu de cas attributifs dans l'incidence ou le nombre d'hospitalisations et le coût économique associé pour un tableau clinique lié à l'exposition à un polluant se fait en trois étapes:

- Dans un premier temps, l'exposition moyenne par secteur statistique est calculée sur la base des données relatives à la population, des données d'adresse et des cartes de la qualité de l'air.
- Dans un deuxième temps, les données de mortalité et de morbidité sont combinées avec les relations dose-réponse décrites au CHAPITRE 2 pour déterminer le nombre de cas attributifs dans l'incidence/nombre d'hospitalisations.
- La dernière étape consiste à coupler le nombre de cas par tableau clinique au coût économique par tableau clinique afin de calculer les coûts dus à la morbidité due à l'exposition à la qualité de l'air. Le nombre de décès est calculé sur la base de l'approche VOLY ou VSL (voir CHAPITRE 3).

Ces calculs sont effectués au niveau du secteur statistique, qui décrit la plus petite unité administrative de la RBC. Nous calculons ainsi l'exposition, les nombres attributifs (pour l'incidence ou le nombre d'hospitalisations) et les coûts économiques par secteur statistique. Les résultats sont présentés au niveau communal.

Ces calculs sont effectués pour les différents scénarios décrits dans la section CHAPITRE 1.

Dans les paragraphes suivants, nous examinons en détail les différentes étapes du calcul. Il y a toujours une description de base de la méthodologie et des hypothèses utilisées.

4.2. CALCUL DE L'EXPOSITION

Dans une première étape, l'exposition est calculée par secteur statistique en combinant les cartes de la qualité de l'air avec les données de la population. Bien que cette étape puisse sembler assez banale, elle comporte un certain nombre de difficultés.

Il ne suffit pas d'examiner la concentration moyenne par secteur statistique sur la base de la moyenne de toutes les cellules de la carte de la qualité de l'air dans le secteur statistique, car cela peut entraîner des écarts dans les secteurs où la concentration varie fortement au sein du secteur statistique. Cela se produit, par exemple, dans les secteurs statistiques à proximité des autoroutes. Si dans un tel secteur, la plupart des habitants vivent à proximité de l'autoroute, une concentration moyenne (uniforme dans l'espace) sous-estimera l'exposition pondérée par la population, alors que l'inverse est bien sûr vrai si les maisons ne sont pas proches de l'autoroute.

Afin d'éviter ce problème, on utilise généralement **l'exposition pondérée par la population**. Dans un premier temps, une concentration est déterminée pour chaque point d'adresse, après quoi la moyenne de toutes ces valeurs est calculée, en tenant compte du nombre d'habitants dans tous les points d'adresse. L'exposition est donc calculée sur la base de la formule suivante :

$$B = \frac{1}{N} \sum_i N_i C_i,$$

où B représente l'exposition pondérée par la population et N représente la population totale du secteur. La somme s'étend à tous les points d'adresse du secteur, N_i et C_i correspondent respectivement au nombre d'habitants et à la concentration à un point d'adresse.

L'exposition est également déterminée au niveau de la RBC, selon la méthodologie décrite ci-dessus, dans laquelle la formule reprend tous les points d'adresse de la Région de Bruxelles-Capitale.

4.3. CALCUL DES NOMBRES ATTRIBUTIFS

Dans une deuxième étape, le nombre de cas attributifs pour les différents critères d'évaluation de santé par secteur statistique est calculé sur la base de l'exposition par secteur statistique, des relations dose-réponse et de l'incidence/prévalence de base par secteur statistique.

Le calcul utilise les formules de la Figure 3, en utilisant l'exposition pondérée par la population pour chaque secteur statistique. Le calcul est effectué pour l'estimation ponctuelle du risque relatif, ainsi que pour les limites inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance à 95% pour le risque relatif. Cela permet, non seulement d'obtenir le « résultat de l'estimation ponctuelle » pour le nombre de cas attributifs, mais aussi une limite supérieure et inférieure de l'intervalle de confiance à 95% du nombre de cas attributifs.

Ce calcul utilise en outre l'incidence ou la prévalence de base par secteur statistique. Comme nous ne le savons pas, nous avons réparti l'incidence ou la prévalence totale de Bruxelles sur les secteurs statistiques en fonction de la population de la catégorie d'âge pertinente (voir section 5.7.2 pour plus de détails). En outre, le risque relatif par unité d'exposition est également pris en compte.

Si une valeur seuil (concentration en dessous de laquelle aucun effet ne se produit) doit être prise en compte pour certaines relations exposition-effet, il est également important de déterminer l'exposition aussi précisément que possible. Un seuil de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ n'a toutefois été trouvé que pour l'exposition au NO_2 et la mortalité prématurée chez l'adulte. Cependant, la concentration était supérieure à $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans tous les scénarios. Pour les autres relations exposition-effet, il n'y a pas eu de valeur seuil.

4.4. CALCUL DES COÛTS ÉCONOMIQUES

Dans l'étape finale, le nombre de cas attributifs par secteur statistique est combiné avec le coût économique par cas de maladie pour calculer le coût final dû à la mortalité et à la morbidité dues à l'exposition à la pollution atmosphérique ou sonore. Cette étape est de loin la plus simple sur le plan arithmétique, car le nombre de cas est simplement multiplié par le coût par cas. Toutefois, les distributions statistiques des résultats doivent être prises en compte. Pour la mortalité, le nombre de décès est multiplié par la VSL ou, en fonction de la répartition des décès par âge, l'approche VOLY est appliquée en multipliant le nombre d'années de vie perdues (YLL) par la valeur VOLY. Les différents modes de calcul ont été décrits dans le chapitre précédent.

CHAPITRE 5. INVENTAIRE DES ENSEMBLES DE DONNÉES UTILISÉS

Ce chapitre donne un aperçu des ensembles de données utilisés et du traitement initial de ces ensembles de données afin qu'ils puissent être utilisés dans les calculs. Les risques relatifs et les estimations des données monétaires ne sont pas pris en compte ici, car ils sont déjà décrits respectivement dans le CHAPITRE 2 et le CHAPITRE 3.

5.1. APERÇU

Comme décrit dans la section 3.4, le calcul des nombres attributifs et des coûts économiques résultant d'un tableau clinique causé par l'exposition à un polluant se fait en trois étapes. Chacune de ces étapes nécessite des données d'entrée séparées avec une résolution spatiale différente.

Le calcul de l'exposition par secteur statistique nécessite, en plus des informations sur la qualité de l'air, des données sur la population à la plus haute résolution possible. Idéalement, nous partons d'un nombre d'habitants par adresse.

La détermination des nombres attributifs pour chacun des critères d'évaluation nécessite des données de morbidité en plus de l'exposition calculée précédemment par secteur statistique. Cependant, comme ces données ne sont pas disponibles à ce niveau, nous avons réparti les chiffres de Bruxelles sur tous les secteurs en nous basant sur les données de la population. Afin de déterminer les coûts économiques, il faut disposer de données sur le coût par cas de maladie.

Dans les sections suivantes, nous donnons un aperçu des données d'entrée utilisées par thème. Dans ce chapitre, nous nous concentrons uniquement sur une description des données utilisées et sur l'origine des données.

5.2. SCÉNARIOS DES ÉMISSIONS

5.2.1. DESCRIPTION DES SCÉNARIOS DES ÉMISSIONS

Bruxelles Environnement / Leefmilieu Brussel a déterminé les émissions pour cinq scénarios de trafic routier, ferroviaire et maritime pour le territoire de la RBC :

- Référence (REF) - 2015 ;
- Business as usual (BAU) – 2030 ;
- Good Move (GM) – 2030 ;
- Thermic Ban (TB) – 2030 ;
- Thermic Ban Plus (TB+) - 2030.

Le Tableau 15 donne un aperçu de la composition du parc automobile et des véhicules-kilomètres pour les différents scénarios des différentes catégories de véhicules.

Tableau 15 : Aperçu de la composition du parc automobile et du nombre annuel de véhicules-kilomètres pour les différents scénarios (1ère partie)

Type de carburant	Référence (REF) – 2015					Business as usual (BAU) en Good Move (GM) - 2030				
	voitures	camionnettes	poids lourds	autobus et autocars	motos	voitures	camionnettes	poids lourds	autobus et autocars	motos
Diesel	61,40%	94,43%	98,15%	100%	0%	63,41%	98,96%	96,43%	62,66%	0%
euro 0	0,79%	1,77%	8,94%	3,54%		0,02%	0,46%	1,60%		
euro 1	0,46%	1,22%	1,81%	3,17%		0,01%	0,30%			
euro 2	2,13%	6,55%	8,98%	19,86%		0,07%	1,73%			
euro 3	8,53%	15,84%	22,98%	12,87%		0,51%	4,59%	1,23%	1,06%	
euro 4	15,26%	26,36%	12,53%	16,06%		1,45%	8,93%	5,36%	1,75%	
euro 5	27,28%	42,25%	30,26%	27,35%		4,84%	20,43%	9,48%	9,23%	
euro 6	6,95%	0,43%	12,65%	17,16%		56,51%	62,53%	78,77%	50,61%	
Essence	37,63%	5,57%	1,85%	0%	100%	25,18%	1,04%	3,57%	0%	100%
euro 0	6,31%	3,15%	1,85%		22,05%	0,94%	0,14%	3,57%		0,45%
euro 1	1,41%	0,22%			9,86%	0,09%	0,01%			0,21%
euro 2	1,78%	0,41%			11,16%	0,08%	0,02%			1,38%
euro 3	4,64%	0,33%			56,93%	0,92%	0,07%			97,96%
euro 4	10,76%	0,47%				2,33%	0,09%			
euro 5	9,64%	0,87%				4,90%	0,18%			
euro 6	3,09%	0,13%				15,91%	0,53%			
Essence hybride CS	0,76%	0%	0%	0%	0%	11,29%	0%	0%	0%	0%
LPG	0,18%	0%	0%	0%	0%	0,03%	0%	0%	0%	0%
Electrique	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	37,34%	0%
CNG	0,03%	0%	0%	0%	0%	0,10%	0%	0%	0%	0%
Véhicules-kilomètres	2,67E+09	3,78E+08	1,11E+08	4,11E+07	3,44E+07	3,11E+09 (BAU) 2,02E+09 (GM)	4,17E+08 (BAU) 2,15E+08 (GM)	8,56E+07	3,79E+07	4,05E+07

CHAPITRE 5 : Inventaire des ensembles de données utilisés

Aperçu de la composition du parc automobile et nombre annuel de véhicules-kilomètres pour les différents scénarios (2ème partie).

Type de carburant	Thermic Ban (TB) – 2030					Thermic Ban Plus (TB+) - 2030				
	voitures	camionnettes	poids lourds	autobus et autocars	motos	voitures	camionnettes	poids lourds	autobus et autocars	motos
Diesel	0%	0%	96.43%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
euro 0			1,60%							
euro 1										
euro 2										
euro 3			1,23%							
euro 4			5,36%							
euro 5			9,48%							
euro 6			78,77%							
Essence	13,62%	0,56%	3,57%	0%	100%	13,62%	0,56%	0%	0%	100%
euro 0	0,51%	0,08%	3,57%		0,45%	0,51%	0,08%			0,45%
euro 1	0,05%	0,01%			0,21%	0,05%	0,01%			0,21%
euro 2	0,04%	0,01%			1,38%	0,04%	0,01%			1,38%
euro 3	0,50%	0,04%			97,96%	0,50%	0,04%			97,96%
euro 4	1,26%	0,05%				1,26%	0,05%			
euro 5	2,65%	0,10%				2,65%	0,10%			
euro 6	8,61%	0,29%				8,61%	0,29%			
Essence hybride CS	36,68%	0%	0%	0%	0%	36,68%	0%	0%	0%	0%
LPG	0,03%	0%	0%	0%	0%	0,03%	0%	0%	0%	0%
Electrique	33,53%	99,44%	0%	100,00%	0%	33,53%	99,44%	100%	100%	0%
CNG	16,14%	0%	0%	0%	0%	16,14%	0%	0%	0%	0%
Véhicules-kilomètres	2,02E+09	2,15E+08	8,56E+07	3,79E+07	4,05E+07	2,02E+09	2,15E+08	8,56E+07	3,79E+07	4,05E+07

Nous résumons ci-dessous les principales différences entre les différents scénarios.

Référence (REF) – 2015 :

- Le scénario de référence utilise les données d'émission pour l'année 2015 telles que rapportées dans le Plan national énergie - climat (PNEC).³⁷

Business as usual (BAU) – 2030 :

- Évolution du parc automobile :
 - o Cette évolution est liée à la mise en place de la LEZ et aux projections de changements dans la composition relative du parc automobile ;
 - o Limitation des voitures, des camionnettes et des poids lourds ayant une norme euro < euro 5 (diesel) et < euro 3 (essence) ;
 - o Une évolution prudente vers des voitures à essence hybrides entièrement électriques et non rechargeables (CS) ;
 - o Légère diminution de la part des véhicules à essence (à l'exclusion des véhicules hybrides).
- Évolution de la mobilité³⁸ :
 - o Augmentation du nombre de véhicules-kilomètres avec les voitures : + 16 % par rapport à 2015 ;
 - o Transfert modal des poids lourds (véhicules-kilomètres -23 %) vers les camionnettes (véhicules-kilomètres +10 %), augmentation des véhicules-kilomètres avec les poids lourds et les camionnettes : +2,8 % par rapport à 2015 ;
 - o Diminution des véhicules-kilomètres avec les autobus et les autocars : - 8 % par rapport à 2015 ;
 - o Augmentation du nombre de véhicules-kilomètres parcourus avec les motos : + 18 % par rapport à 2015.

Good Move (GM) – 2030 :

- Évolution du parc automobile : composition du parc identique au scénario BAU.
- Évolution de la mobilité :
 - o Diminution du nombre de véhicules-kilomètres parcourus avec des voitures : -24 % par rapport à REF, -35 % par rapport à BAU ;
 - o Diminution du nombre de véhicules-kilomètres parcourus avec des camionnettes : -43 % par rapport à REF, -48 % par rapport à BAU ;
 - o Nombre de véhicules-kilomètres avec des poids lourds, des bus et des autocars et des motos identiques au scénario BAU.

Thermic Ban (TB) – 2030 :

- Évolution du parc automobile :
 - o Voitures : interdiction du diesel, part importante de véhicules à essence hybrides CS (37 %) et électriques (34 %) ;
 - o Camionnettes : presque entièrement électriques ;
 - o Poids lourds : presque tous au diesel ;
 - o Autobus et autocars : entièrement électriques ;
 - o Motos : toutes essence euro 3.
- Évolution de la mobilité :
 - o Nombre de véhicules-kilomètres pour toutes les catégories de véhicules identique au scénario Good Move.

³⁷ <https://www.plannationalenergieclimat.be/fr/contact>

³⁸ Notez que la description suivante de l'évolution de la mobilité de ce scénario BAU ne correspond pas exactement au scénario « No Move » (BAU) utilisé par Brussels Mobility dans le cadre du plan de mobilité Good Move.

Thermic Ban Plus (TB+) – 2030 :

- Évolution du parc automobile :
 - o Composition du parc automobile identique au scénario Thermic Ban, à l'exception des poids lourds entièrement électriques.
- Évolution de la mobilité :
 - o Nombre de véhicules-kilomètres pour toutes les catégories de véhicules identique au scénario Good Move.

5.2.2. SCÉNARIO DES ÉMISSIONS : CHIFFRES

Pour chaque scénario, les émissions dues au trafic ont été déterminées pour les substances suivantes : oxyde d'azote (NO_x), oxyde de soufre (SO_x), dioxyde de carbone (CO₂) particules fines (PM₁₀, PM_{2,5}) y compris le carbone noir (BC), méthane (CH₄) hydrocarbures organiques volatils non méthaniques (COVNM), ammoniac (NH₃)³⁹.

NO_x est un nom collectif pour le monoxyde d'azote (NO) qui se produit pendant les processus de combustion (comme dans un moteur de voiture) et le dioxyde d'azote (NO₂) qui est produit par une réaction supplémentaire avec l'oxygène. La plupart des émissions de NO_x sont sous forme de NO (90-95 %). Pour les diesels, la part de NO est plus faible (70-80 %).

Pour calculer le nombre de véhicules (subdivisés en nombre de voitures, camionnettes, poids lourds, autobus et autocars et motocyclettes) par segment du réseau routier bruxellois, on a utilisé le modèle de prévision du trafic MUSTI développé par Bruxelles-Mobilité. Pour la détermination des émissions atmosphériques pour le trafic routier, les calculs du modèle MUSTI ont été combinés avec les facteurs d'émission de COPERT 4 version 11.2⁴⁰. COPERT est un outil largement utilisé en Europe pour calculer les émissions du transport routier. Il fait partie du EMEP/AEE Air Pollutant Emission Inventory Guidebook sur le calcul des émissions atmosphériques⁴¹ et il est conforme aux lignes directrices 2006 du GIEC pour le calcul des émissions de gaz à effet de serre⁴². Les facteurs d'émission ont été adaptés à la flotte des véhicules immatriculés à Bruxelles.

À ce sujet, nous ferons les commentaires suivants :

- Dans COPERT 4, les catégories de véhicules PHEV-hybride et diesel-hybride ne sont pas incluses. Dans cette étude, nous partons du principe que PHEV-hybride = conventionnel, diesel-hybride = diesel conventionnel.
- Les facteurs d'émission de NO_x utilisés pour les voitures diesel Euro 6 sont de 120 mg/km, ce qui correspond à la valeur théorique multipliée par un facteur de 1,5.

Le Tableau 16 donne un aperçu des émissions annuelles (en tonnes) du trafic routier pour les polluants NO_x, PM₁₀, PM_{2,5} et le black carbon (BC).

³⁹ Pour les véhicules circulant à Bruxelles, ces émissions indirectes n'ont pas lieu sur le territoire de Bruxelles. Pour les véhicules électriques, la quantité des émissions indirectes dépend fortement de la façon dont l'électricité est produite : plutôt à partir d'électricité grise (par exemple, les centrales électriques) ou d'électricité verte (par exemple, l'énergie éolienne et solaire). L'impact sur la santé de ces émissions indirectes, et le coût économique associé, n'ont pas été quantifiés dans cette étude.

⁴⁰ <https://www.emisia.com/utilities/copert/>

⁴¹ <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019>

⁴² <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>

Tableau 16 : Aperçu des émissions du parc automobile et nombre annuel de véhicules-kilomètres pour les différents scénarios.

	Référence (REF) – 2015						Business as usual (BAU) - 2030					
	voitures	camionnettes	poids lourds	autobus et autocars	motos	total	voitures	camionnettes	poids lourds	autobus et autocars	motos	total
Véhicules-kilomètres	2,67E+09	377990953,9	1,11E+08	4,11E+07	3,44E+07	3,23E+09	3,11E+09	4,17E+08	8,56E+07	3,79E+07	4,05E+07	3,69E+09
Véhicules-kilomètres (%)	82,54%	11,69%	3,43%	1,27%	1,06%		84,24%	11,31%	2,32%	1,03%	1,10%	
NO _x (tonnes)	1858,91	499,22	680,23	361,73	5,71	3405,80	698,22	213,30	131,38	48,57	6,19	1097,65
PM ₁₀ (tonnes)	103,22	25,31	21,65	5,93	0,63	156,74	76,75	15,90	9,97	1,55	0,62	104,78
PM _{2,5} (tonnes)	77,08	20,28	16,67	5,38	0,48	119,89	46,30	10,35	6,12	1,04	0,44	64,25
BC (tonnes)	33,43	11,59	7,44	3,24	0,07	55,77	3,41	2,64	1,66	0,44	0,24	8,39

	Good Move (GM) – 2030						Thermic Ban (TB) - 2030					
	voitures	camionnettes	poids lourds	autobus et autocars	motos	total	voitures	camionnettes	poids lourds	autobus et autocars	motos	total
Véhicules-kilomètres	2,02E+09	2,15E+08	8,56E+07	3,79E+07	4,05E+07	2,40E+09	2,02E+09	2,15E+08	8,56E+07	3,79E+07	4,05E+07	2,40E+09
Véhicules-kilomètres (%)	84,17%	8,99%	3,57%	1,58%	1,69%		84,17%	8,99%	3,57%	1,58%	1,69%	
NO _x (tonnes)	307,84	117,21	131,38	48,57	6,19	611,17	45,82	0,05	131,38	0,00	1,82	179,06
PM ₁₀ (tonnes)	51,33	8,66	9,97	1,55	0,62	72,12	43,74	6,27	9,97	1,10	0,45	61,53
PM _{2,5} (tonnes)	31,56	5,79	6,12	1,04	0,44	44,96	23,97	3,40	6,12	0,60	0,27	34,37
BC (tonnes)	2,60	1,68	1,66	0,44	0,24	13,10	0,12	0,00	0,81	0,00	0,02	0,95

	Thermic Ban Plus (TB+) - 2030					
	Voitures	camionnettes	poids lourds	Autobus et autocars	motos	total
Véhicules-kilomètres	2,02E+09	2,15E+08	8,56E+07	3,79E+07	4,05E+07	2,40E+09
Véhicules-kilomètres (%)	84,17%	8,99%	3,57%	1,58%	1,69%	
NO _x (tonnes)	45,82	0,05	0,00	0,00	1,82	47,69
PM ₁₀ (tonnes)	43,74	6,27	8,31	1,10	0,45	59,87
PM _{2,5} (tonnes)	23,97	3,40	4,46	0,60	0,27	32,71
BC (tonnes)	0,12	0,00	0,00	0,00	0,02	0,13

Le Tableau 17 résume les émissions totales du trafic routier pour les différents scénarios. Pour tous les polluants, la plus forte diminution dans le temps se produit avec la transition de 2015 à 2030 (statu quo), en raison de la transition continue vers une mobilité plus durable. Les trois scénarios de mobilité « Good Move » (GM), « Thermic Ban » (TB) et « Thermic Ban Plus » (TB+) réalisent une autre forte diminution des émissions de NOx et de BC, la diminution des émissions de particules étant plus limitée.

Tableau 17 : Aperçu des émissions du trafic routier (en tonnes) pour les différents scénarios.

	REF	BAU	GM	TB	TB+
NO _x	3405,80	1097,65	611,17	179,06	47,69
PM ₁₀	156,74	104,78	72,12	61,53	59,87
PM _{2,5}	119,89	64,25	44,96	34,37	32,71
BC	55,77	8,39	6,62	0,95	0,13

5.2.3. UTILISATION DES ÉMISSIONS DANS LA MODÉLISATION DE LA QUALITÉ DE L'AIR

Les volumes annuels d'émissions dues au trafic du point 5.2.2 ont été répartis géographiquement sur le réseau routier bruxellois. Afin de décrire l'évolution des émissions dans le temps, un profil mensuel, hebdomadaire et quotidien a été utilisé. Ainsi, les émissions plus importantes pendant l'heure de pointe du matin peuvent être affichées un jour de semaine.

Ces émissions dues au trafic, réparties géographiquement et temporellement, ont été complétées par les émissions d'autres secteurs (par exemple le secteur de l'énergie, le chauffage des bâtiments, les processus industriels et la combustion, la gestion des déchets, l'agriculture, ...) afin de déterminer les émissions totales sur le territoire de Bruxelles et des autres régions.

5.2.4. COMPARAISON DES ÉMISSIONS DU TRAFIC AVEC D'AUTRES SECTEURS D'ÉMISSION DANS LA RBC

Le Tableau 18 et le Tableau 19 illustrent les émissions de PM_{2,5} et de NO_x dans les différents secteurs (transport routier et secteur résidentiel) pour les différents scénarios.

Tableau 18 : Aperçu des émissions annuelles de PM_{2,5} pour la Région de Bruxelles-Capitale : somme de tous les secteurs (total), du transport routier et du secteur résidentiel. Chiffres pour le scénario de référence 2015, le scénario BAU 2030 et le scénario Good Move 2030 tels que rapportés pour NEC⁴³.

	total (ton)	transport routier (ton)	Secteur résidentiel (ton)	transport routier (%)	Secteur résidentiel (%)
REF 2015	405,70	119,89	167,74	29,55%	41,35%
BAU 2030	335,17	64,25	159,33	19,17%	47,54%
Good Move 2030	303,21	44,96	136,52	14,83%	45,02%

⁴³Pour le secteur du transport routier, les émissions de PM_{2,5} utilisées dans cette étude pour les scénarios BAU et GM diffèrent légèrement des rapports NEC.

Tableau 19 : Aperçu des émissions annuelles de NO_x pour la Région de Bruxelles-Capitale : somme de tous les secteurs (total), transport routier et du secteur résidentiel, chiffres pour le scénario de référence 2015, le scénario BAU 2030 et le scénario Good Move 2030 tels que rapportés pour NEC.

	total (ton)	transport routier (ton)	secteur résidentiel (ton)	transport routier (%)	secteur résidentiel (%)
REF 2015	5.452,27	3.405,80	1.121,20	62,47%	20,56%
BAU 2030	2.377,44	1.097,65	1.061,61	46,17%	44,65%
Good Move 2030	1.877,09	611,17	1.009,22	32,56%	53,77%

Les émissions du transport routier et domestiques sont comparées aux émissions totales. La part du transport routier la plus élevée pour les deux polluants est celle calculée pour le scénario de référence pour 2015. Dans le scénario BAU, on note une première diminution. Dans le scénario « Good Move », les émissions sont encore plus faibles.

Pour le NO_x, le transport routier est le secteur d'émission le plus important dans le scénario de référence. La part du secteur résidentiel est égale à celle du trafic routier dans le scénario BAU et devient plus importante dans le scénario Good Move.

Pour les PM_{2,5}, les émissions domestiques sont les plus importantes dans tous les scénarios. La part du transport routier est plus limitée.

5.3. CARTES DES CONCENTRATIONS

IRCELINE utilise ces émissions dans le modèle de qualité de l'air⁴⁴ ATMO-Street pour calculer les cartes de concentration de différents polluants. Les détails des calculs se trouvent dans (Lefebvre et al., 2013). Dans cette étude, nous utilisons les cartes des concentrations moyennes annuelles de dioxyde d'azote (NO₂), de particules fines (PM_{2,5} et PM₁₀) et de l'indicateur O₃ SOMO35.

Pour chaque polluant, 5 cartes sont disponibles pour les cinq scénarios mentionnés ci-dessus. Les Figures 5 à 8 illustrent les cartes des concentrations moyennes annuelles qui en résultent pour différents polluants. La ligne du haut illustre, de gauche à droite, les résultats pour le scénario de référence, le scénario BAU et le scénario Good Move. La ligne du bas illustre à gauche le scénario Thermic Ban et à droite le scénario Thermic Ban Plus. Dans la Figure 8, deux codes de couleur sont utilisés parce que les niveaux de concentration dans le scénario de référence sont trop différents de ceux des autres scénarios pour être représentés par un seul code de couleur.

⁴⁴ <https://vito.be/nl/atmo-street>

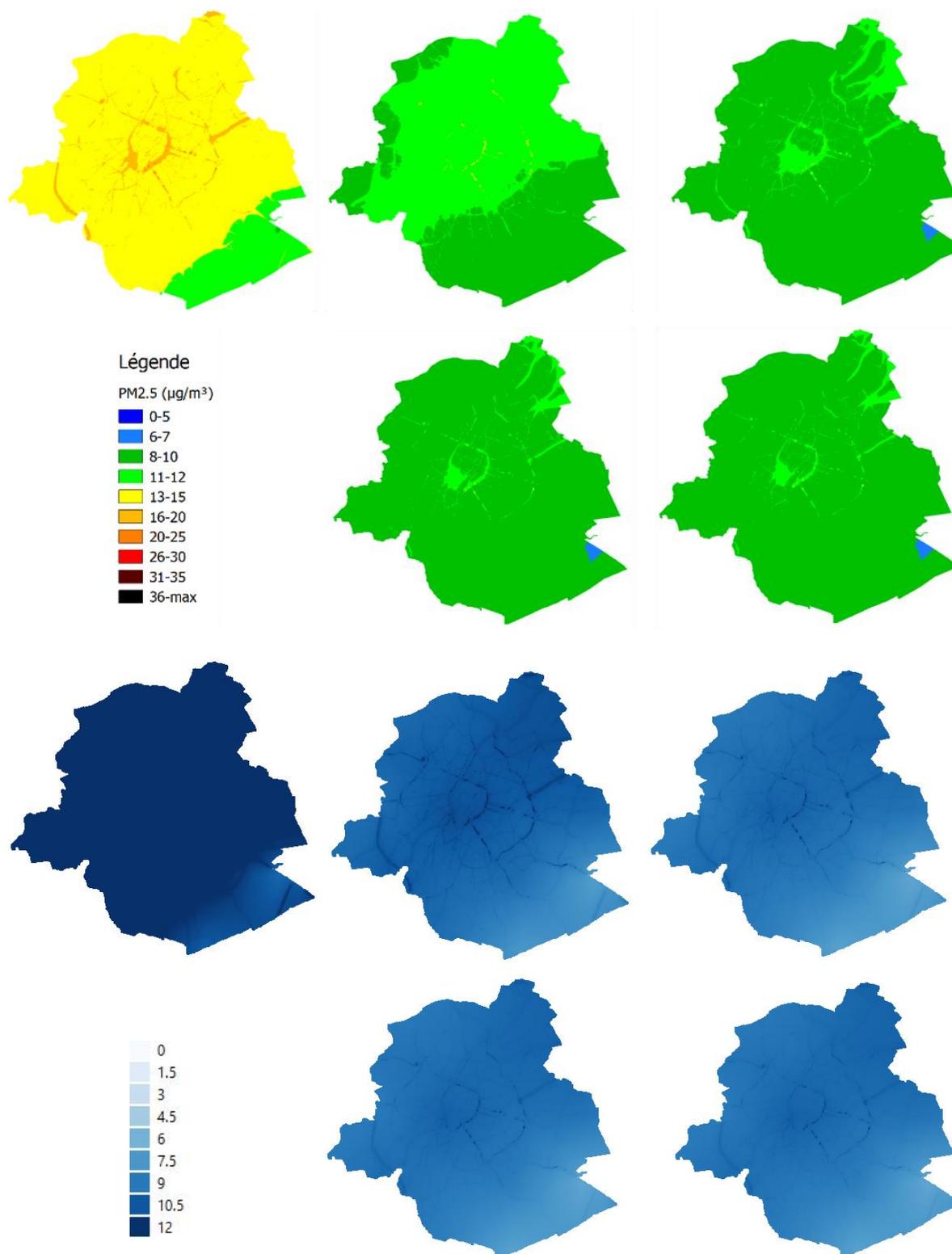


Figure 5 : Moyenne annuelle des concentrations de PM_{2,5} pour les différents scénarios dans le code couleur BeIAQI (en haut) et dans le code couleur adapté (en bas). La ligne du haut illustre, de gauche à droite, les résultats pour le scénario de référence, le scénario BAU et le scénario Good Move. La ligne du bas illustre à gauche le scénario Thermic Ban et à droite le scénario Thermic Ban Plus.

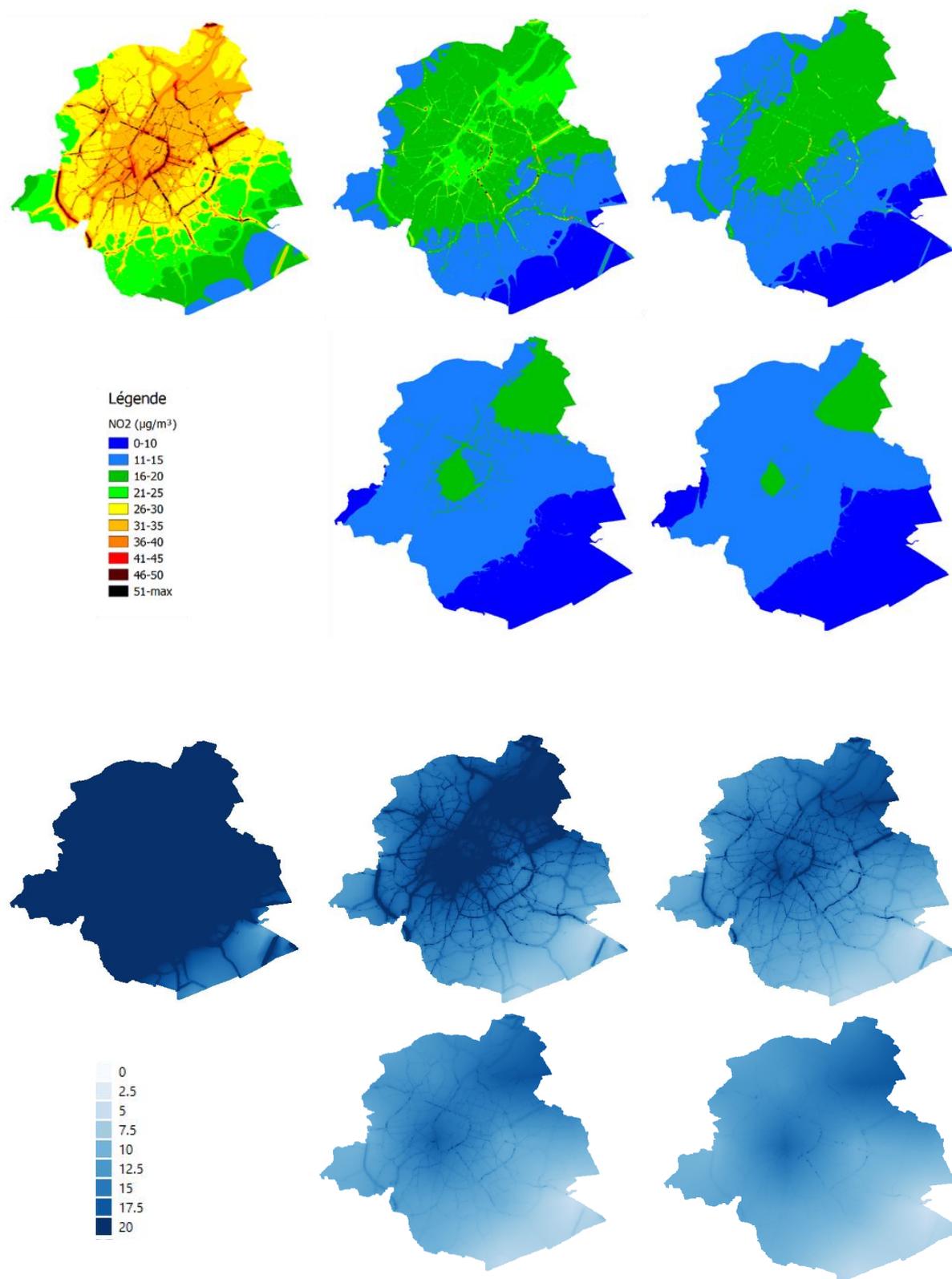


Figure 6 : Moyenne annuelle des concentrations de NO_2 pour les différents scénarios dans le code couleur BelAQI (en haut) et dans le code couleur adapté (en bas). La ligne du haut illustre, de gauche à droite, les résultats pour le scénario de référence, le scénario BAU et le scénario Good Move. La ligne du bas illustre à gauche le scénario Thermic Ban et à droite le scénario Thermic Ban Plus.

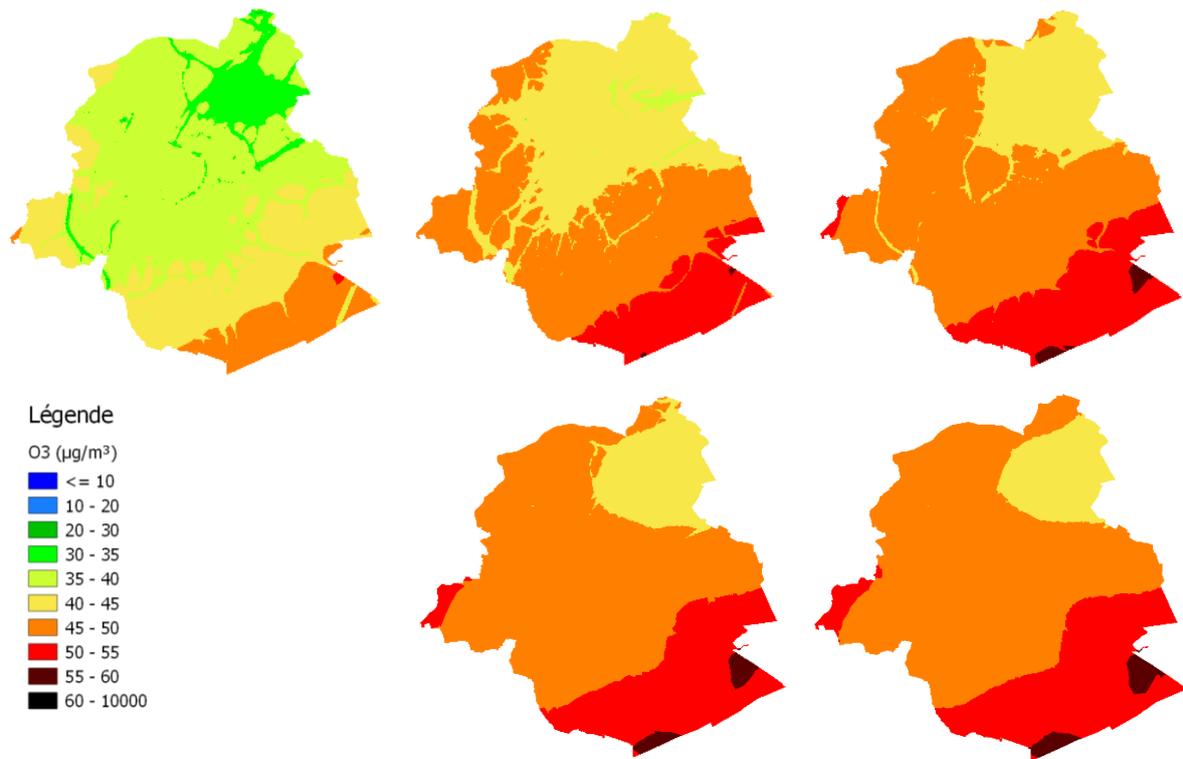


Figure 7 : Concentrations moyennes annuelles d'O₃ pour les différents scénarios. La ligne du haut illustre, de gauche à droite, les résultats pour le scénario de référence, le scénario BAU et le scénario Good Move. La ligne du bas illustre à gauche le scénario Thermic Ban et à droite le scénario Thermic Ban Plus.

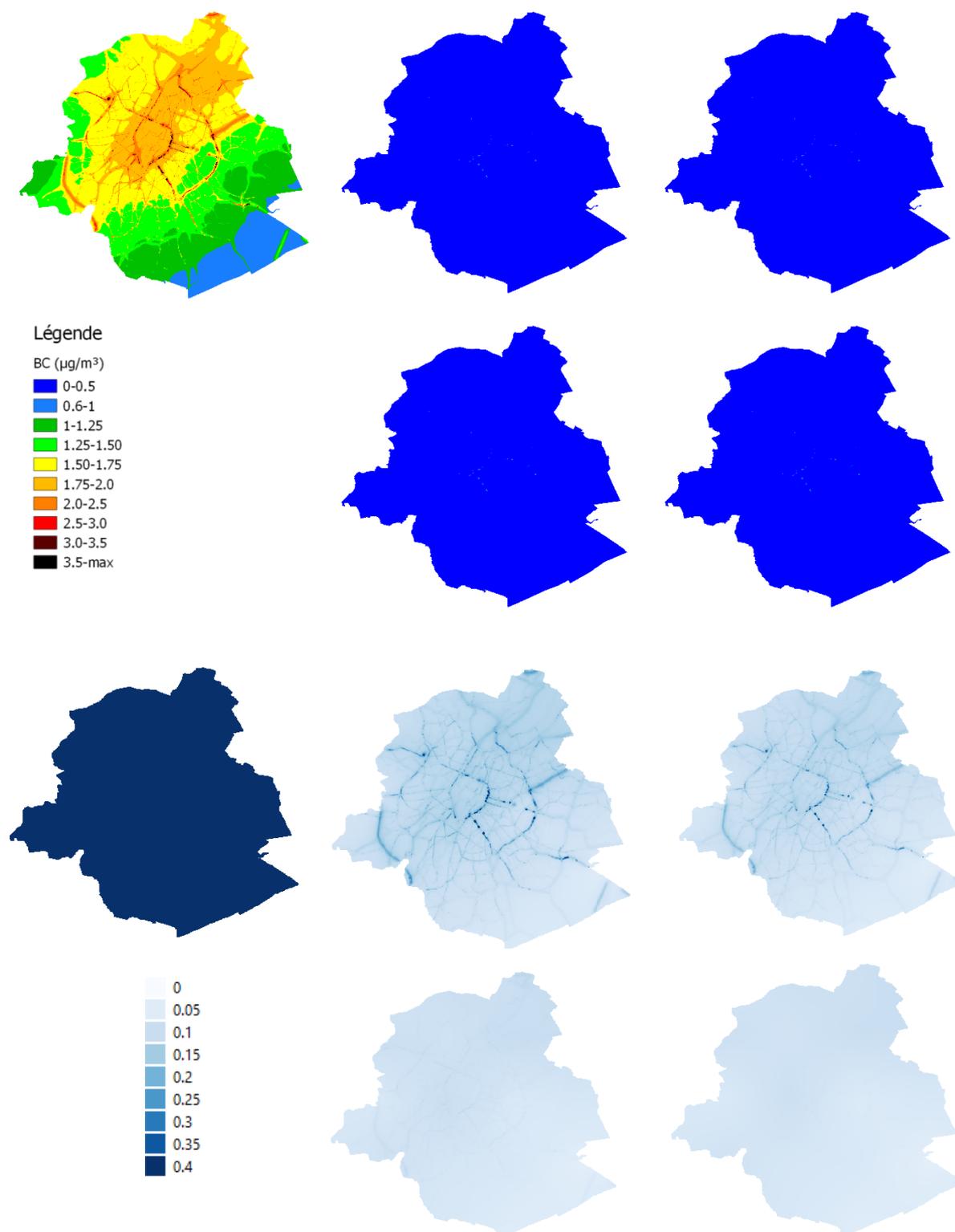


Figure 8 : Concentrations moyennes annuelles de BC pour les différents scénarios. La légende de gauche s'applique au scénario de référence (Figure ci-dessus à gauche), la légende de droite s'applique aux autres scénarios. En code couleur BelAQI (en haut) et en code couleur personnalisé (en bas). La ligne du haut illustre, de gauche à droite, les résultats pour le scénario de référence, le scénario BAU et le scénario Good Move. La ligne du bas illustre à gauche le scénario Thermic Ban et à droite le scénario Thermic Ban Plus.

IRCELINE crée des cartes de concentration à une résolution de 10x10 m², en tenant compte des rues de type canyon. Les rues de type canyon sont des rues étroites avec des bâtiments des deux côtés dans lesquels l'air pollué s'attarde. Les fortes concentrations de polluants dans les rues de type canyon ne sont enregistrées qu'au niveau des portes et des fenêtres avant des bâtiments et non aux fenêtres arrière. Il n'est donc pas clair quelle concentration doit être exactement utilisée pour l'emplacement de l'adresse.

Dans les études dans lesquelles les relations exposition-effet ont été calculées, une grande variété de modèles et de mesures sont utilisés pour déterminer l'exposition, souvent sur la base de modèles avec une résolution spatiale généralement de 100 mètres. Pour ces raisons, il a été décidé de doter les cartes de la qualité de l'air d'une résolution de 100 m.

Ce lissage a lieu avant que la concentration ne soit déterminée pour chaque point d'adresse, selon la formule reprise dans la section 4.2

5.4. INFORMATIONS GÉOGRAPHIQUES

Dans ce projet, les calculs sont effectués au niveau du secteur statistique. Le secteur statistique est la plus petite unité administrative officielle de la RBC. Au total, il y a 724 secteurs statistiques dans la RBC. La classification a été introduite en 1971 sur la base de la cohésion morphologique et sociale de l'époque. Ainsi, par exemple, pour les villages, une distinction a été faite entre le noyau du village et les bâtiments dispersés (environnants), et dans les villes, une distinction a été faite entre les sites industriels, les zones résidentielles, les parcs et les infrastructures routières. Cependant, la classification n'a pas changé depuis 1971, de sorte que la cohésion morphologique et sociale au sein d'un secteur n'est plus garantie. La superficie, le nombre d'habitants et la densité de population varient également beaucoup d'un secteur à l'autre. La Figure 9 illustre les secteurs statistiques de la RBC à titre d'exemple.

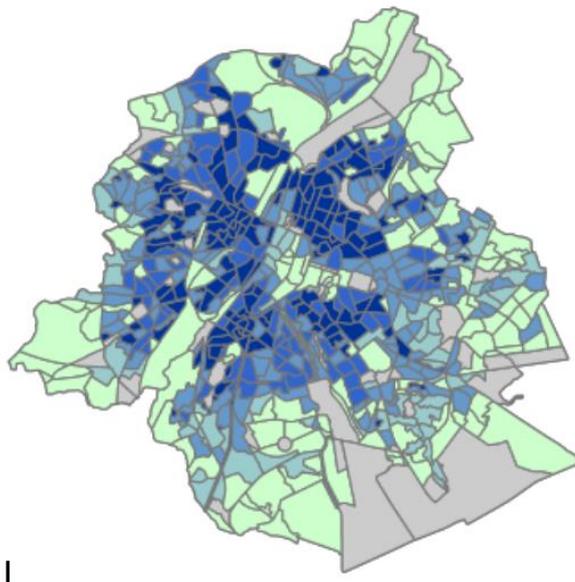


Figure 9 : Localisation des secteurs statistiques dans la RBC. Le code couleur représente la densité de population.

5.5. DONNÉES SUR LA POPULATION

Les données sur la population sont utilisées dans les calculs à deux endroits. D'une part, elles servent à calculer l'exposition à la qualité de l'air et, d'autre part, elles sont utilisées pour répartir les données de mortalité et de morbidité de Bruxelles entre les secteurs statistiques. Dans les deux cas, la question des données est différente, et nous décrivons donc les deux utilisations séparément.

Données sur la population pour le calcul de l'exposition

Pour le calcul de l'exposition, il est important de disposer de données sur la population à la résolution la plus élevée possible. La méthodologie de base décrite dans la section 4.2 utilise une population par localisation d'adresse. Pour chaque bâtiment de l'ensemble des données URBIS de la RBC, STATBEL dispose du nombre d'habitants, c'est-à-dire du nombre de personnes domiciliées, par exemple des étudiants non domiciliés et des fonctionnaires de l'UE. Dans cette étude, nous avons utilisé les données de STATBEL du 01/01/2017.

Ces données sur la population sont utilisées pour déterminer la concentration pondérée par la population, donc seul le schéma spatial dans le secteur statistique est important.

Données démographiques pour la distribution de la mortalité et de la morbidité

Afin de répartir les données de mortalité et de morbidité de Bruxelles entre les secteurs statistiques (voir section suivante), nous utilisons les données sur la population par groupe d'âge et par secteur statistique. Ces données sont basées sur les données⁴⁵ du Monitoring des quartiers de l'IBSA/BISA de Bruxelles. Cet ensemble de données contient, par secteur statistique, la population totale et la structure par âge par groupes d'âge de 5 ans. Pour cela, nous utilisons les données au 01/01/2019. En ce qui concerne la proportion des 0-1 an, nous utilisons les données STATBEL⁴⁶ qui donnent le nombre total des enfants de 0-1 an. Ils représentent environ 20 % de la tranche d'âge de 0 à 4 ans et ils ont été déterminés selon cette clé de répartition pour les différents secteurs statistiques.

Un certain nombre de suppositions sont faites lors du traitement des données sur la population. La classification de base des chiffres utilise des catégories d'âge de cinq ans, alors que les catégories trouvées dans les relations exposition-réponse et aussi dans les données de santé sont souvent différentes. Il a donc été décidé de lier les deux classifications en sélectionnant la catégorie la mieux adaptée à partir de la classification sur cinq ans pour chaque catégorie à partir des relations exposition-réponse (voir l'aperçu dans le Tableau 20). Enfin, les données sont cachées (pour des raisons de confidentialité) s'il y a moins de 5 habitants d'une catégorie dans un secteur. Dans ce cas, nous supposons qu'il y aura toujours 3 habitants de cette catégorie. L'incertitude résultant de toutes ces hypothèses est limitée, car seul le schéma spatial des chiffres est important (et non les chiffres absolus).

⁴⁵ <https://monitoringdesquartiers.brussels/>

⁴⁶ <https://bestat.statbel.fgov.be/bestat/crosstable.xhtml?view=7ef37f09-4a96-4c4c-8d90-350d3dafb4ac>

Tableau 20 : Couplage des catégories d'âge des relations dose-réponse avec les catégories de données de la population.

Catégories d'âge des relations dose-réponse	Catégories d'âges de données de la population
Naissance	Naissance
Enfants 0-2 ans	0-4
Enfants 0-18 ans	0-19
Enfants 6-12/18 ans	5-14
Adultes	20-...
Adultes ≥ 30ans	30-...
Adultes 30-75 ans	30-74
Adultes 40-89 ans	40-90

Prévisions relatives à la population de la RBC en 2030

Pour la population de la RBC en 2030, nous utilisons une projection du Bureau fédéral du Plan⁴⁷. Sur la période 2020-2030, le Bureau du Plan a calculé une augmentation de 4,17% de la population. Nous supposons que la structure par âge de la population reste constante, ce qui est une hypothèse raisonnable puisque le Bureau du Plan ne prévoit qu'une légère augmentation dans les catégories d'âge 0-29 ans et +67 ans, et une légère diminution dans la catégorie 30-66 ans.

5.6. DONNÉES SUR LA MORTALITÉ

Pour calculer le nombre attributif de décès prématurés dus à l'exposition à la pollution atmosphérique, nous avons besoin de données sur le nombre total de décès dans la RBC. Les chiffres sur le risque de mortalité des habitants de la RBC par âge sont disponibles via Statbel⁴⁸. Nous utilisons des données de l'année 2018.

Pour évaluer le coût économique de la mortalité pour l'espérance de vie, nous utilisons des données sur l'espérance de vie par catégorie d'âge, qui peuvent être consultées sur Statbel⁴⁹.

En 2018, la Région de Bruxelles-Capitale a enregistré 8 413 décès parmi la population de plus de 30 ans ; le nombre total de décès post-néonataux était de 10.

5.7. DONNÉES DE MORBIDITÉ

Cette section décrit les données de morbidité de base par secteur statistique utilisées pour estimer les nombres attributifs de l'incidence/prévalence d'un critère d'évaluation de santé donné. Cependant, comme ces données ne sont pas facilement disponibles à ce niveau, nous partons des totaux de Bruxelles répartis sur les secteurs statistiques. La première section donne un aperçu des données sources pour les totaux de Bruxelles et la deuxième section décrit la distribution des données.

⁴⁷<https://www.plan.be/publications/publication-1752-nl-demografische+voorzichten+2017+2070+bevolking+en+huishoudens>

⁴⁸https://statbel.fgov.be/sites/default/files/files/documents/bevolking/5.4%20Sterfte%2C%20levensverwachting%20en%20doodsoorzaken/5.4.3%20Sterftetafels%20en%20levensverwachting/BE_TM_Reg_NL.xls

⁴⁹<https://statbel.fgov.be/nl/themas/bevolking/sterfte-en-levensverwachting/sterftetafels-en-levensverwachting#Figures>

5.7.1. DONNÉES SOURCES POUR LES TOTAUX DE BRUXELLES

Le nombre de cas attributifs d'une maladie particulière due à l'exposition à un facteur de stress environnemental est généralement exprimé en termes d'incidence ou de prévalence annuelle.

Pour les relations exposition-effet sélectionnées, les Tableaux 8, 9 et 10 illustrent le type de facteur de risque obtenu à partir de la méta-analyse. Dans la plupart des cas, il s'agit d'un risque relatif (RR) pour l'incidence de l'effet sur la santé. Cependant, par exemple pour l'hypertension, la probabilité d'une exposition accrue à la pollution atmosphérique est calculée sur la base d'études transversales. Elles indiquent les probabilités d'apparition de l'hypertension dans le cas de certaines concentrations d'air. En effet, à une concentration de $x \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans l'air pour la composante X, les risques de voir apparaître certains effets sur la santé sont nettement multipliés par rapport à une concentration de $y \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ces odds ratios (OR) sont appliqués (en tant qu'approche du risque relatif, RR) aux taux d'incidence de base pour l'hypertension et le diabète sucré de type 2. On obtient ainsi une image du nombre de nouveaux cas qui peuvent être dus à une exposition accrue à la pollution atmosphérique, ce qui permet de calculer un coût annuel ou la charge de morbidité. Des calculs similaires, par exemple pour l'hypertension, sont appliqués pour calculer le coût annuel de l'exposition aux composés alkyles perfluorés et polyfluorés (PFAS) dans l'UE (Goldenman et al., 2019).

Les chiffres d'incidence et de prévalence nécessaires pour les calculs sont choisis de manière à se rapprocher le plus possible de la méthode utilisée dans la publication pour déterminer l'effet sur la santé. La méthode utilisée dans la publication est indiquée dans le Tableau 11. Sur cette base, il a été décidé d'utiliser (pour la plupart des critères d'évaluation de santé) des données provenant soit des visites chez le médecin généraliste, soit des hospitalisations.

→ Critères de santé basés sur le diagnostic du médecin, l'auto-diagnostic

Pour les effets sur la santé pour lesquels le risque d'incidence a été déterminé par le diagnostic du médecin, l'autodiagnostic, ... dans les calculs, on a utilisé les meilleurs chiffres d'incidence qui déterminés sur la base du nombre de visites chez les médecins. Ce type de données n'a pas pu être obtenu pour la population de Bruxelles dans le cadre de ce projet.

On dispose cependant de chiffres de prévalence pour certaines maladies qui sont issus de l'Enquête de santé réalisée par Sciensano en 2018⁵⁰, et ce pour les différentes régions. Les dates de prévalence sont valables pour la population de plus de 15 ans. Ces données sont présentées dans le Tableau 11 pour les maladies pertinentes dans les colonnes 2 et 3, respectivement pour Bruxelles et la Flandre.

Pour la Flandre, la base de données Intego⁵¹ contient l'enregistrement des visites chez le médecin généraliste pour une population de patients représentant 1,91% de la population flamande. Cette base de données permet de récupérer les taux d'incidence de certaines maladies par catégorie d'âge, et ce par rapport à l'ensemble de la population des praticiens. Ces données sont reprises pour les maladies pertinentes dans la colonne 4 du Tableau 21.

⁵⁰ https://his.wiv-isp.be/nl/SitePages/Volledige_rapporten_2018.aspx

⁵¹ www.intego.be

Tableau 21 : Détermination des taux d'incidence dans la RBC pour certains critères d'évaluation de santé.

Région	prévalence (%)		incidence (%)	
	RBC	La Flandre	La Flandre	RBC
Groupe d'âge	>15 ans		Groupe d'âge	
source de données	Sciensano		Intego	calculé
hypertension (à partir de 30 ans)	13,12	17,95	1,11	0,81
diabète sucré de type 2 (à partir de 30 ans)	5,89	5,51	1,03	1,10
asthme adultes (30-74 ans)	7,07	4,55	0,58	0,90
asthme enfants (0-19 ans)	7,07	4,55	0,73	1,14
bronchite chronique ou emphysème (à partir de 20 ans)	3,69	3,65	0,25	0,25
Parkinson (à partir de 30 ans)	0,35	0,55	0,08	0,05

Les chiffres d'incidence de la RBC ont été calculés en multipliant les chiffres d'incidence correspondants pour la Flandre par le ratio RBC/ prévalence en Flandre. Nous supposons qu'une prévalence plus élevée implique également une incidence plus élevée.

Les taux d'incidence dans la base de données Intego sont codés selon l'International Classification of Primary Care - 2e édition ou ICPC-2. Une moyenne a été prise pour les années 2013-2014-2015. Les codes ICPC-2 énumérés sont résumés dans le Tableau 11. Pour la plupart des critères d'évaluation de santé, le choix du ou des codes ICPC-2 pertinents était évident. Pour la bronchite chronique chez l'adulte uniquement, le code ICPC-2 R95 (BPCO) a été préféré au code ICPC-2 R79 (bronchite chronique), car dans l'étude de la relation exposition-effet utilisée, le diagnostic de bronchite chronique a été posé par la question suivante : « having had symptoms of cough and/or sputum production on all or most days, for at least three months per year for at least two years ».

L'outil Intego donne le nombre d'incidences pour 1.000 patients de la population de praticiens, par tranche d'âge de cinq ans. Pour calculer l'incidence d'une maladie pondérée par l'âge pour une certaine catégorie d'âge (par exemple > 29 ans ou 0-19 ans), il faut tenir compte de la composition de la population dans cette catégorie d'âge.

Pour cela, on applique la formule suivante :

$$I_i = \sum_j \frac{N_j}{N} \cdot I_{i,j}$$

Dans laquelle :

I_i représente l'incidence pondérée par l'âge d'une maladie i dans une certaine catégorie d'âge sélectionnée sur la base de la relation exposition-effet ;

N_j représente la population du groupe d'âge j en Flandre ;

N représente la population totale de la Flandre pour la catégorie d'âge donnée, choisie en fonction de la relation exposition-effet ;

$I_{i,j}$ représente l'incidence de la maladie i dans le groupe d'âge j ;

Pour le critère d'évaluation de santé « bronchite chez l'enfant de 5 à 14 ans », le taux d'incidence a été repris d'Intego, sans correction pour Bruxelles car nous n'avons pas d'autres informations à ce sujet.

Les chiffres d'incidence sont résumés au Tableau 11.

→ Critères d'évaluation de santé avec hospitalisation

Pour les effets sur la santé pour lesquels le risque a été déterminé sur la base de l'hospitalisation, on a utilisé les données de la base de données du « Résumé Hospitalier Minimum »⁵². Les données d'hospitalisation des habitants de la RBC ont été sélectionnées pour l'année 2016. Pour cette année, la maladie a été codée selon l'International Classification of Disease – 10e édition de la CIM-10. Nous notons que ces données contiennent le nombre d'hospitalisations et ne sont donc pas des chiffres d'incidence. Pour chaque code CIM, le nombre des hospitalisations est affiché avec ce code CIM comme diagnostic principal. Pour éviter les doubles comptages, nous n'avons repris que les chiffres relatifs au diagnostic principal.

Le Résumé Hospitalier Minimum donne le nombre des hospitalisations par tranche d'âge de cinq ans. Pour obtenir le risque d'hospitalisation pondérée par l'âge d'une maladie i dans une certaine catégorie d'âge (par exemple > 29 ans ou 0-19 ans), il faut tenir compte de la composition de la population dans cette catégorie d'âge.

Pour cela, on applique la formule suivante :

$$R_i = \sum_j \frac{N_j}{N} \cdot A_{i,j}$$

Dans laquelle :

R_i représente le nombre d'hospitalisations pour une maladie i dans une certaine catégorie d'âge sélectionnée sur la base de la relation exposition-effet ;

N_j représente la population du groupe d'âge j en Flandre ;

N représente la population totale de la Flandre pour la catégorie d'âge donnée, choisie en fonction de la relation exposition-effet ;

$A_{i,j}$ représente le nombre des hospitalisations pour une maladie i dans la tranche d'âge j .

Nous constatons que pour les critères d'évaluation de santé « hospitalisation pour maladies cardiovasculaires » et « hospitalisation pour maladies respiratoires » en raison d'une exposition à court terme aux $PM_{2,5}$, les effets sur la santé déjà inclus par une exposition à long terme n'ont pas été pris en compte. Par exemple, les codes CIM suivants ont été utilisés pour :

- Les maladies cardiovasculaires : I00-I99, sauf I50 (40-80 ans) et I21, I22, I60-I63 (à partir de 20 ans) ;
- les maladies respiratoires : J00-J99, sauf J09-J22 (0-4 ans) et J44 (à partir de 20 ans).

Il convient de noter que nous appliquons la relation d'exposition publiée à un sous-ensemble du nombre d'hospitalisations, pour lequel la relation d'exposition a été calculée.

Les chiffres des hospitalisations qui en résultent sont résumés au Tableau 11.

⁵²<https://www.health.belgium.be/nl/gezondheid/organisatie-van-de-gezondheidszorg/ziekenhuizen/registratiesystemen/mzg>

→ **Données périnatales**

Les données périnatales ont été obtenues par l'intermédiaire de l'Observatoire de la Santé et du Bien-être de Bruxelles-Capitale⁵³. Nous avons utilisé les données sur les naissances à Bruxelles pour 2017, l'année la plus récente pour laquelle des données sont disponibles :

- Part des naissances avec un faible poids de naissance (<2 500 g) pour une durée de grossesse > = 37 semaines : 2,21 % du nombre total des naissances ;
- Part des naissances avant terme avec une durée de grossesse < 37 semaines : 6,97 % du nombre total des naissances.

→ **Cancer du poumon**

L'incidence du cancer du poumon a été déterminée à l'aide des données du Registre belge du cancer⁵⁴. Nous avons utilisé les données relatives aux habitants de Bruxelles pour l'année 2016.

→ **Jours avec symptômes asthmatiques chez l'enfant asthmatique**

Nous supposons que 7,07 % des enfants de 0 à 19 ans de la RBC souffrent d'asthme, c'est le chiffre de l'enquête de Sciensano sur la santé⁵⁵. L'incidence d'une journée avec des symptômes d'asthme chez l'enfant asthmatique est estimée à 9 % (ARCADIS, 2009).

→ **Durée des maladies**

Pour déterminer le coût annuel de chaque critère d'évaluation de santé, il faut disposer d'informations sur la durée de la maladie.

La durée des différentes maladies a été déterminée à partir de la littérature. Dans le cas des maladies chroniques qui durent toute la vie, la durée a été assimilée à l'espérance de vie en tenant compte de l'incidence et de la composition de la population des différents groupes d'âge. Nous supposons par la présente qu'il n'y a pas de décès prématuré dû à l'effet sur la santé. Cette hypothèse est simple et probablement incorrecte, mais en raison du manque de données, c'est la seule hypothèse possible.

La formule suivante a été utilisée pour déterminer l'espérance de vie d'une maladie dans une certaine catégorie d'âge :

$$D_i = \sum_j \frac{N_j}{N} \cdot I_{i,j} \cdot L_j$$

⁵³<https://www.ccc-ggc.brussels/nl/observatbru/observatorium-voor-gezondheid-en-welzijn-van-brussel-hoofdstad/indicatoren>

⁵⁴<https://kankerregister.org/>

⁵⁵<https://his.wiv-isp.be/nl/SitePages/Introductiepagina.aspx>

Dans laquelle :

D_i représente la durée pondérée par l'âge d'une maladie i dans une certaine catégorie d'âge sélectionnée sur la base de la relation exposition-effet ;

N_j représente la population du groupe d'âge j à Bruxelles ;

N représente la population totale de Bruxelles pour la catégorie d'âge déterminée sur la base de la relation exposition-effet ;

$I_{i,j}$ représente l'incidence de la maladie i dans le groupe d'âge j ;

L_j représente l'espérance de vie moyenne du groupe d'âge j .

5.7.2. TRAITEMENT

Les chiffres de prévalence et d'incidence totales de Bruxelles sont répartis entre les secteurs statistiques sur la base des données sur la population. Dans ce cadre, il a été tenu compte du groupe de population pertinent. La répartition prend simplement le nombre total de cas dans la Région de Bruxelles-Capitale (par exemple, d'asthme chez les 0-19 ans) et le répartit sur les secteurs en examinant le pourcentage du groupe de population pertinent vivant dans le secteur (dans ce cas, le pourcentage des 0-19 ans vivant à Bruxelles dans le secteur). Il est en effet important de prendre en compte le bon groupe de population, car il existe de fortes différences entre les secteurs statistiques.

CHAPITRE 6. RÉSULTATS : IMPACT SUR LA SANTÉ DE LA POPULATION DE LA RBC

Dans ce chapitre, nous décrivons les résultats de l'impact sur la santé pour les différents scénarios.

6.1. CONCLUSION DE L'ANALYSE D'EXPOSITION

L'analyse de l'exposition a été effectuée au niveau du secteur statistique. Pour chaque secteur statistique, une exposition pondérée par la population a été déterminée pour les différents polluants, comme décrit dans la section 4.2. Ces valeurs ont été utilisées dans les calculs de santé pour déterminer le nombre de cas attributifs. En raison du RGPD, nous ne pouvons pas publier ces résultats par secteur statistique.

Nous donnons un bref aperçu des cadres juridiques (section 6.1.1). Nous discutons des résultats au niveau de la Région de Bruxelles-Capitale (section 6.1.3). Dans la section 6.1.2, nous fournissons les informations de base nécessaires à l'interprétation des données. Nous présentons également les résultats au niveau communal (section 6.1.4).

6.1.1. RÉGLEMENTATION

Afin de protéger la population contre les effets de la pollution atmosphérique sur la santé, la Commission européenne a défini des valeurs limites dans différentes directives. Ces valeurs limites sont établies en tenant compte, non seulement des aspects sanitaires, mais aussi de la faisabilité ou des intérêts économiques. Les directives sont juridiquement contraignantes ; en cas de dépassement, les pays ou régions doivent établir des plans d'action pour garantir le respect des valeurs limites à l'avenir. L'OMS formule des valeurs guides pour différents polluants et ne se base pour cela que sur des études sur la santé. Ces avis de l'OMS ne sont pas juridiquement contraignants. La Vlaams Agentschap Zorg en Gezondheid établit des recommandations en matière de limite d'exposition basée sur la santé (RLE) pour divers polluants. La recommandation de limite d'exposition basée sur la santé (RLE) de $20\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour l'exposition moyenne annuelle au NO_2 est également utilisée par l'ANSES (France) et par Santé Canada, et est appliquée dans le MER-richtlijnenboek Mens-Gezondheid (Recommandations en matière de RIE concernant l'aspect Homme-Santé).

Le Tableau 22 présente un résumé des valeurs limites et des valeurs guides de l'OMS pour les polluants suivants : particules fines (PM_{10} et fraction fine $\text{PM}_{2,5}$), ozone (O_3) et dioxyde d'azote (NO_2). Nous présentons ici que les valeurs limites et les valeurs guides basées sur l'exposition moyenne annuelle.

Tableau 22 : Aperçu des valeurs limites et les valeurs guides pour les PM_{2,5}, O₃, NO₂ et PM₁₀.

Polluant	Métrique	Concentration (µg/m ³)	Organisation	Sujet
PM _{2,5}	Moyenne annuelle	25	EU	Valeur limite
	Moyenne annuelle	10	WGO	Valeur guide
	Moyenne annuelle	10	Vlaams Agentschap Zorg en Gezondheid (AZG)	Recommandation de limite d'exposition (RLE)
NO ₂	Moyenne annuelle	40	EU	Valeur limite
	Moyenne annuelle	40	WGO	Valeur guide
	Moyenne annuelle	20	AZG	RLE
PM ₁₀	Moyenne annuelle	40	EU	Valeur limite
	Moyenne annuelle	20	WGO	Valeur guide
	Moyenne annuelle	20	AZG	RLE

Nous notons que les résultats récents du projet ELAPSE (Effects of low-level air pollution)⁵⁶ montrent que les effets sur la santé continuent à se produire même à de faibles niveaux de concentration inférieurs aux limites d'exposition basée sur la santé. Les résultats préliminaires de l'analyse poolée de plusieurs études de cohorte européennes illustrent pour les concentrations de PM_{2,5} inférieures à 10 µg/m³ et pour les concentrations de NO₂ inférieures à 20 µg/m³⁵⁷. Ces études serviront probablement à ajuster plus fortement les valeurs limites et indicatives en cas d'actualisation.

Pour le polluant suie (sous forme de carbone élémentaire (CE) ou de carbone noir (BC)), il n'existe pas de valeurs guides ou de normes légales. La sélection des polluants et de leurs valeurs guides et limites repose sur une recherche scientifique progressive et est régulièrement mise à jour.

6.1.2. INFORMATIONS DE CONTEXTE À PRENDRE EN COMPTE DANS L'INTERPRÉTATION

→ Formation et appauvrissement de l'ozone

L'ozone est un polluant (O₃) qui n'est pas émis directement. La Figure 10 illustre les réactions chimiques qui donnent lieu à la formation et à la décomposition de l'ozone. L'ozone est formé par une réaction chimique entre le NO₂, l'O₂ et des hydrocarbures organiques volatils sous l'influence de la température et de la lumière du soleil (c'est-à-dire des concentrations plus élevées les jours chauds et ensoleillés). De même, l'ozone est décomposé par une réaction chimique avec le NO qui libère du NO₂. L'importance de la formation et de la décomposition de l'ozone détermine les concentrations d'ozone.

⁵⁶ <https://www.healtheffects.org/sites/default/files/Hoek-low-levels-elapsee-brussels-2020.pdf>

⁵⁷ https://www.healtheffects.org/sites/default/files/Brauer-MAPLE-brussels-2020_0.pdf

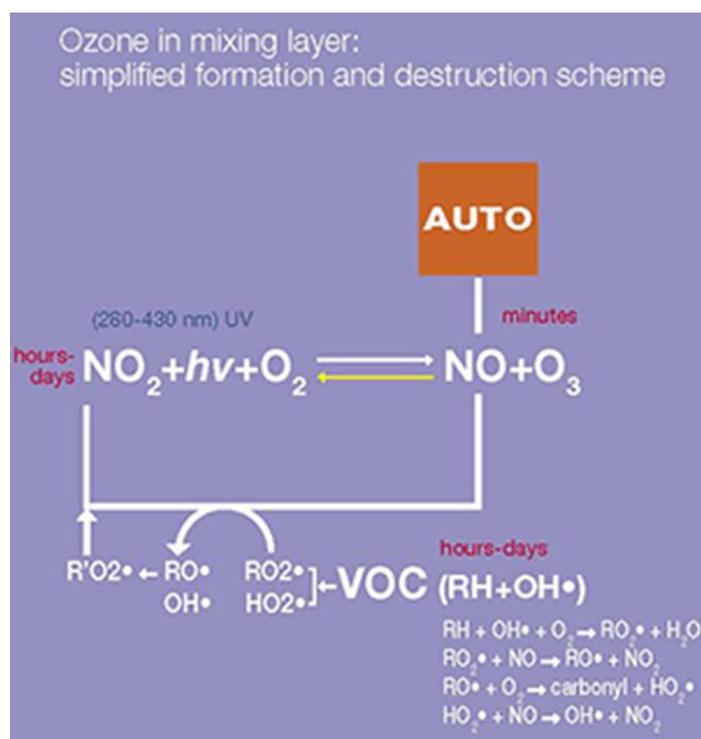


Figure 10 : Représentation schématique de la chimie de l'O₃.

La durée de vie du NO est très courte (ordre de grandeur en minutes), de sorte que l'ozone se décompose principalement dans les endroits où les émissions de NO sont élevées (par exemple, en milieu urbain). Au cours de cette réaction, il se forme du NO₂ qui a une durée de vie plus longue, ce qui lui permet d'être transporté sur de plus longues distances pour former de l'ozone dans des endroits plus éloignés. En conséquence, les concentrations d'ozone sont généralement plus élevées dans les zones rurales que dans un environnement urbain comportant de nombreuses sources de NO_x.

→ Différences entre les concentrations de NO₂ et celles de particules fines

Comme nous l'avons déjà mentionné ci-dessus et comme l'illustre le Tableau 23, la diminution des niveaux de concentration des polluants pondérés par la population diffère selon les polluants. Les scénarios de mobilité réduisent principalement les émissions du trafic local. Comme déjà indiqué à la section 5.2.4, la contribution du trafic aux émissions locales de NO_x dans le scénario de référence est beaucoup plus élevée que celle des émissions de PM_{2,5}. Par conséquent, la diminution des émissions dues au trafic est plus importante sur les cartes de concentration de NO₂ que sur les cartes de concentration de PM_{2,5}.

Mais il y a une deuxième raison pour laquelle il y a une différence dans la diminution des niveaux de concentration pour les différents polluants. Les niveaux de concentration à un endroit particulier ne sont pas seulement déterminés par les émissions locales, mais aussi par la concentration dite de base provoquée par des sources d'émission plus éloignées.

Dans le cadre du projet (Joaquin, 2015), des calculs dits d'« attribution à la source » ont été effectués pour déterminer dans quelle mesure les régions ou les pays contribuent aux concentrations de polluants atmosphériques dans une zone donnée. Ces calculs ont été effectués pour Bruxelles pour l'année 2009 pour les polluants PM_{2,5} et le carbone élémentaire (CE) ; les résultats sont présentés dans la Figure 11.

Pour le carbone élémentaire, les émissions locales à Bruxelles contribuent de manière significative (20 %) à ses concentrations. Les émissions produites en Flandre et en Wallonie contribuent jusqu'à 50 % aux concentrations enregistrées à Bruxelles. Contrairement à ce qui est le cas pour le CE, pour les PM_{2,5}, les émissions locales dans la région elle-même ne contribuent que légèrement (~5 %) à la concentration de PM_{2,5}.

Comme le carbone élémentaire, le NO₂ est un polluant dont les niveaux de concentration sont principalement déterminés par les émissions locales. Cela explique la plus forte diminution des concentrations de NO₂ et de BC, comme l'illustre le Tableau 23.

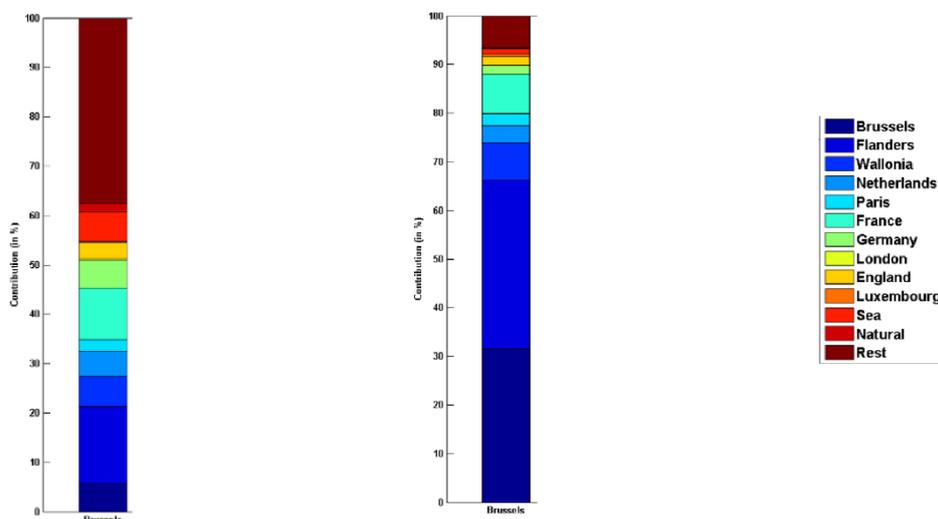


Figure 11 : Contribution (en %) des émissions dans différents pays/régions aux concentrations à Bruxelles pour les PM_{2,5} (à gauche) et le carbone élémentaire (à droite).

6.1.3. ANALYSE DE L'EXPOSITION POUR LA RÉGION DE BRUXELLES-CAPITALE

Nous abordons ici l'exposition moyenne annuelle de la population au niveau de la Région de Bruxelles-Capitale.

→ Exposition annuelle moyenne pondérée par la population

Le Tableau 23 indique, pour les différents scénarios, les concentrations moyennes annuelles auxquelles la population est exposée. Elle est calculée en tenant compte des niveaux de concentration et des chiffres de la population par secteur statistique, comme indiqué dans la section 4.2

Tableau 23 : Aperçu de l'exposition moyenne annuelle pondérée par la population de la RBC pour différents polluants et différents scénarios.

	PM _{2,5} (µg/m ³)	PM ₁₀ (µg/m ³)	BC (µg/m ³)	NO ₂ (µg/m ³)	O ₃ SOMO35 (µg/m ³ .jours)
REF	14,16	21,72	1,65	31,24	1.732
BAU	10,29	15,94	0,12	18,04	1.285
GM	9,55	14,68	0,11	15,11	1.176
TB	9,49	14,62	0,08	13,38	1.271
TB+	9,48	14,61	0,08	12,84	1.320

Le Tableau 24 illustre, pour les scénarios GM, TB et TB+, l'évolution de l'exposition moyenne annuelle par rapport au scénario BAU.

Tableau 24 : Évolution (en %) de l'exposition annuelle moyenne des habitants de la RBC à différents polluants, par rapport au scénario BAU.

	PM _{2,5}	PM ₁₀	BC	NO ₂	O ₃ SOMO35
GM t.o.v. BAU	-7,2%	-7,9%	-11,2%	-16,2%	-8,5%
TB t.o.v. BAU	-7,8%	-8,3%	-32,2%	-25,8%	-1,1%
TB+ t.o.v. BAU	-7,9%	-8,3%	-36,3%	-28,8%	2,7%

La plus forte diminution de l'exposition moyenne annuelle se produit au fil du temps lors du passage du scénario de référence (situation 2015) au scénario BAU (situation 2030).

Si l'on compare les mesures de mobilité supplémentaires pour 2030 avec le scénario BAU, on constate une nouvelle diminution de l'exposition. Pour les particules fines (PM_{2,5} et PM₁₀), la diminution dans tous les autres scénarios est d'environ 8 % par rapport au scénario BAU. Pour le NO₂, les diminutions sont de 16 %, 26 % et 29 %, pour le GM, la TB et la TB+. Pour le carbone noir, les diminutions sont de 11 %, 32 %, 36 %, pour les scénarios GM, TB et TB+.

Pour l'ozone, c'est dans le scénario GM que nous obtenons les niveaux de concentration les plus faibles, tandis que dans les scénarios TB et TB+, les concentrations sont à nouveau plus élevées. Cela concerne les réactions chimiques qui décrivent la formation et la décomposition de l'ozone, comme nous l'avons vu à la section 6.1.2.

La comparaison des résultats du Tableau 23 illustre que pour les PM_{2,5}, l'exposition moyenne annuelle pondérée par la population pour 2030 dans le scénario BAU se situe juste au-dessus de la limite d'exposition basée sur la santé de 10 µg/m³ et pour les autres scénarios juste en dessous. En ce qui concerne les PM₁₀, l'exposition moyenne annuelle pondérée par la population est conforme à la limite d'exposition basée sur la santé de 20 µg/m³ dans tous les scénarios. Pour le NO₂, l'exposition moyenne annuelle pondérée par la population est conforme à la limite d'exposition basée sur la santé de 20 µg/m³ dans tous les scénarios.

Dans les différents scénarios pour 2030, les chiffres d'exposition à l'O₃ sont inférieurs à ceux du scénario de référence pour 2015, et l'exposition à l'ozone minimale est celle atteinte dans le scénario « Good Move », où le rapport entre la décomposition/formation de l'ozone est maximal. Dans les scénarios Thermic Ban, on observe une augmentation des concentrations d'ozone. On suppose qu'en réduisant les émissions de NO, l'ozone formé peut être moins décomposé, alors qu'il y a encore suffisamment de précurseurs (NO₂ et d'hydrocarbures organiques volatils) dans l'air pour former de l'ozone.

D'un point de vue sanitaire, l'impact des particules fines, de la suie et du NO_x est plusieurs fois supérieur à celui de l'ozone (voir plus loin à la section 6.2).

→ Exposition moyenne annuelle : classes d'exposition

Dans ces calculs d'exposition, nous partons des valeurs de concentration moyenne annuelle pour chaque point d'adresse des données sur la population. Pour des raisons de confidentialité (législation RGPD), ces données ne peuvent pas être affichées. Cependant, au niveau de la RBC, nous pouvons indiquer combien de personnes vivent dans une certaine fourchette de concentration. Nous avons procédé à cette analyse pour les différents polluants.

Le Tableau 25 illustre la distribution des habitants de la RBC pour la concentration annuelle moyenne de NO₂ à l'adresse du domicile pour différentes classes de concentration.

Tableau 25 : Nombre de personnes exposées au NO₂ pour les classes de concentration annuelle moyenne pour les différents scénarios.

Concentration NO ₂ (µg/m ³)	REF	BAU	GM	TB	TB+
]6 - 8]	0 (0 %)	404 (0,03 %)	2.599 (0,22 %)	8.148 (0,69 %)	11.132 (0,94 %)
]8 - 10]	0 (0 %)	5.208 (0,44 %)	24.291 (2,05 %)	55.158 (4,66 %)	70.473 (5,96 %)
]10 - 12]	0 (0 %)	28.280 (2,39 %)	85.404 (7,22 %)	214.528 (18,13 %)	286.867 (24,24 %)
]12 - 14]	29 (0 %)	73.194 (6,19 %)	251.706 (21,27 %)	415.658 (35,12 %)	455.971 (38,53 %)
]14 - 16]	1.250 (0,11 %)	166.093 (14,04 %)	360.919 (30,5 %)	391.261 (33,06 %)	312.506 (26,41 %)
]16 - 18]	3.597 (0,3 %)	296.108 (25,02 %)	353.759 (29,89 %)	98.425 (8,32 %)	46.441 (3,92 %)
]18 - 20]	12.052 (1,02 %)	306.299 (25,88 %)	94.343 (7,97 %)	212 (0,02 %)	0 (0 %)
]20 - 22]	26.014 (2,2 %)	229.251 (19,37 %)	80.12 (0,68 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]22 - 24]	42.354 (3,58 %)	57.062 (4,82 %)	1.725 (0,15 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]24 - 26]	72.681 (6,14 %)	14.086 (1,19 %)	399 (0,03 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]26 - 28]	139.055 (11,75 %)	3.738 (0,32 %)	159 (0,01 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]28 - 30]	177.973 (15,04 %)	2.185 (0,18 %)	6 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]30 - 32]	184.475 (15,59 %)	550 (0,05 %)	68 (0,01 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]32 - 34]	206.860 (17,48 %)	318 (0,03 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]34 - 36]	146.030 (12,34 %)	215 (0,02 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]36 - 38]	81.030 (6,85 %)	225 (0,02 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]38 - 40]	38.973 (3,29 %)	87 (0,01 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
> 40	51.017 (4,31 %)	87 (0,01 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Dans le scénario de référence, la majorité de la population bruxelloise est exposée à un niveau de concentration de plus de 20 µg/m³ de NO₂ à l'adresse du domicile, ce qui correspond à la limite d'exposition basée sur la santé. Plus de 4 % de la population bruxelloise est exposée à une concentration moyenne annuelle de NO₂ supérieure à 40 µg/m³. Dans les différents scénarios pour 2030, l'exposition à l'adresse du domicile diminue. Dans le scénario BAU, environ 26 % sont encore exposés à une concentration de NO₂ supérieure à 20 µg/m³. Dans le scénario Good Move, ce chiffre tombe à 0,9 %. Dans les deux scénarios Thermic Ban, aucun habitant n'est exposé à une valeur supérieure à 20 µg/m³. Comme mentionné dans la section 6.1.1, les effets sur la santé se produisent également en dessous des valeurs guides et des valeurs limites et il est donc très important de maintenir l'exposition générale la plus faible possible. C'est le cas dans les scénarios Thermic-Ban.

Le Tableau 26 illustre la distribution des habitants de la RBC pour la concentration annuelle moyenne de PM_{2,5} à l'adresse du domicile pour différentes classes de concentration.

Tableau 26 : Nombre de personnes exposées aux classes de concentration annuelle moyenne de PM_{2,5} pour les différents scénarios.

Concentration PM _{2,5} (µg/m ³)	REF	BAU	GM	TB	TB+
]7 - 8]	0 (0 %)	1.076 (0,09 %)	9.714 (0,82 %)	11.016 (0,93 %)	11.167 (0,94 %)
]8 - 9]	0 (0 %)	28.422 (2,4 %)	86.065 (7,27 %)	91.580 (7,74 %)	92.978 (7,86 %)
]9 - 10]	0 (0 %)	188.398 (15,92 %)	987.946 (83,48 %)	103.3980 (87,37 %)	1.038.394 (87,75 %)
]10 - 11]	1.177 (0,1 %)	942.687 (79,66 %)	99.070 (8,37 %)	46.740 (3,95 %)	40.777 (3,45 %)
]11 - 12]	13.412 (1,13 %)	21.902 (1,85 %)	595 (0,05 %)	74 (0,01 %)	74 (0,01 %)
]12 - 13]	49.377 (4,17 %)	818 (0,07 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]13 - 14]	332.755 (28,12 %)	87 (0,01 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]14 - 15]	724.905 (61,26 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]15 - 16]	57.450 (4,85 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]16 - 17]	3.368 (0,28 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]17 - 18]	492 (0,04 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]18 - 19]	383 (0,03 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]19 - 20]	71 (0,01 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Dans le scénario de référence, la totalité de la population bruxelloise est exposée à un niveau de concentration de plus de 10 µg/m³ de PM_{2,5} à l'adresse du domicile, ce qui correspond à valeur guide de l'OMS et à la limite d'exposition basée sur la santé. Dans les différents scénarios pour 2030, l'exposition à l'adresse du domicile diminue. Dans le scénario BAU, encore 82 % environ de la population est exposée à une concentration de PM_{2,5} supérieure à 10 µg/m³. Dans le scénario Good Move, ce chiffre tombe à 8 %. Dans les deux scénarios Thermic Ban, 3-4 % de la population est exposée à une valeur supérieure à 10 µg/m³. Comme mentionné dans la section 6.1.1, les effets sur la santé se produisent également en dessous des valeurs guides et des valeurs limites et il est donc très important de maintenir l'exposition générale la plus faible possible. C'est le cas dans les scénarios Thermic Ban.

Le Tableau 27 illustre la distribution des habitants de la RBC en ce qui concerne la concentration annuelle moyenne de PM₁₀ à l'adresse du domicile pour différentes classes de concentration.

Tableau 27 : Nombre de personnes exposées pour les classes de concentration annuelle moyenne de PM₁₀, pour les différents scénarios.

Concentration PM ₁₀ (µg/m ³)	REF	BAU	GM	TB	TB+
]10 - 11]	0 (0 %)	0 (0 %)	946 (0,08 %)	1.039 (0,09 %)	1.048 (0,09 %)
]11 - 12]	0 (0 %)	1490 (0,13 %)	12.331 (1,04 %)	13.031 (1,1 %)	13.086 (1,11 %)
]12 - 13]	0 (0 %)	12403 (1,05 %)	42.522 (3,59 %)	44.554 (3,76 %)	44.997 (3,8 %)
]13 - 14]	0 (0 %)	38069 (3,22 %)	110.006 (9,3 %)	117.358 (9,92 %)	118.776 (10,04 %)
]14 - 15]	0 (0 %)	90743 (7,67 %)	545.693 (46,11 %)	587.356 (49,63 %)	595.964 (50,36 %)
]15 - 16]	595 (0,05 %)	383916 (32,44 %)	464.226 (39,23 %)	415.647 (35,12 %)	405.526 (34,27 %)
]16 - 17]	4.945 (0,42 %)	605910 (51,2 %)	7.071 (0,6 %)	4.269 (0,36 %)	3.860 (0,33 %)
]17 - 18]	13.217 (1,12 %)	47833 (4,04 %)	523 (0,04 %)	100 (0,01 %)	133 (0,01 %)
]18 - 19]	27.867 (2,35 %)	2386 (0,2 %)	72 (0,01 %)	36 (0 %)	0 (0 %)
]19 - 20]	51.962 (4,39 %)	456 (0,04 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]20 - 21]	121.954 (10,31 %)	115 (0,01 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]21 - 22]	407.330 (34,42 %)	69 (0,01 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]22 - 23]	462.348 (39,07 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]23 - 24]	84.927 (7,18 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]24 - 25]	6.417 (0,54 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]25 - 26]	1143 (0,1 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]26 - 27]	295 (0,02 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]27 - 28]	303 (0,03 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]28 - 29]	86 (0,01 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Dans le scénario de référence, 92 % de la population bruxelloise est exposée à un niveau de concentration de plus de 20 µg/m³ de PM₁₀ à l'adresse du domicile, ce qui correspond à la limite d'exposition basée sur la santé. Dans les différents scénarios pour 2030, l'exposition à l'adresse du domicile diminue. Dans le scénario BAU, environ 0,02 % est exposé à une concentration de PM₁₀ supérieure à 20 µg/m³. Dans les scénarios Good Move et Thermic Ban, personne n'est exposé à une valeur supérieure à 20 µg/m³.

Le Tableau 28 illustre la distribution des habitants de la RBC en ce qui concerne la concentration annuelle moyenne du BC à l'adresse du domicile pour différentes classes de concentration.

Tableau 28 : Nombre de personnes exposées pour les classes de concentration moyenne annuelle de BC pour les différents scénarios. Notez les différentes échelles utilisées pour le scénario de référence et les autres scénarios.

Concentration BC (µg/m ³)	REF	Concentration BC (µg/m ³)	BAU	GM	TB	TB+
]0,84 - 1]	5.257 (0,44 %)]0,04 - 0,06]	0 (0 %)	905 (0,08 %)	21.378 (1,81 %)	49.851 (4,21 %)
]1,00 - 1,20]	50.248 (4,25 %)]0,06 - 0,08]	20.893 (1,77 %)	6.3486 (5,36 %)	404.375 (34,17 %)	557.487 (47,11 %)
]1,20 - 1,40]	119.648 (10,11 %)]0,08 - 0,1]	141.034 (11,92 %)	286.830 (24,24 %)	731.025 (61,77 %)	576.052 (48,68 %)
]1,40 - 1,60]	285.170 (24,1 %)]0,1 - 0,12]	386.813 (32,69 %)	584.404 (49,38 %)	26.612 (2,25 %)	0 (0 %)
]1,60 - 1,80]	385.894 (32,61 %)]0,12 - 0,14]	458.015 (38,7 %)	201.965 (17,07 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]1,80 - 2,00]	271.491 (22,94 %)]0,14 - 0,16]	125.432 (10,6 %)	31.743 (2,68 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]2,00 - 2,20]	50.377 (4,26 %)]0,16 - 0,18]	28.744 (2,43 %)	9.145 (0,77 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]2,20 - 2,40]	9.504 (0,8 %)]0,18 - 0,2]	13.221 (1,12 %)	2.957 (0,25 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]2,40 - 2,60]	3.494 (0,3 %)]0,2 - 0,22]	4.914 (0,42 %)	910 (0,08 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]2,60 - 2,80]	1.129 (0,1 %)]0,22 - 0,24]	1.840 (0,16 %)	328 (0,03 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]2,80 - 3,00]	480 (0,04 %)]0,24 - 0,26]	1.057 (0,09 %)	236 (0,02 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]3,00 - 3,20]	191 (0,02 %)]0,26 - 0,28]	416 (0,04 %)	252 (0,02 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]3,20 - 3,40]	195 (0,02 %)]0,28 - 0,3]	232 (0,02 %)	142 (0,01 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]3,40 - 3,60]	222 (0,02 %)]0,3 - 0,32]	239 (0,02 %)	18 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]3,60 - 3,80]	16 (0 %)]0,32 - 0,34]	197 (0,02 %)	69 (0,01 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]3,80 - 3,94]	73 (0,01 %)]0,34 - 0,36]	127 (0,01 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]0,36 - 0,38]	29 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]0,38 - 0,4]	113 (0,01 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]0,4 - 0,42]	5 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]0,42 - 0,44]	69 (0,01 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Dans le scénario de référence, les concentrations annuelles moyennes de black carbon (BC) varient entre 1 et 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'adresse du domicile. Ces valeurs chutent drastiquement dans tous les scénarios pour 2030 : l'exposition annuelle moyenne maximale est de 0,44 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Comme mentionné à la section 6.1.1, il n'existe pas de norme légale permettant de comparer les valeurs d'exposition, mais comme toujours, une exposition plus faible signifie moins d'effets sur la santé. Dans les deux scénarios Thermic Ban, la valeur maximale à laquelle la population est exposée est de 0,12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dans les scénarios BAU et GM, 54 % et 20 %, respectivement, étaient encore exposés à des valeurs supérieures à 0,12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Le Tableau 29 illustre la distribution des habitants de la RBC pour l'indicateur SOMO35 à l'adresse du domicile pour différentes classes de concentration.

Tableau 29 : Nombre de personnes exposées pour les classes de concentration SOMO35 pour les différents scénarios.

SOMO35 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$.jours)	REF	BAU	GM	TB	TB+
]1,0 - 2,0]	1.356 (0,11 %)	1.643 (0,14 %)	1.263 (0,11 %)	1.213 (0,1 %)	1.192 (0,1 %)
]2 - 2,2]	64 (0,01 %)	261 (0,02 %)	284 (0,02 %)	126 (0,01 %)	123 (0,01 %)
]2,2 - 2,4]	90 (0,01 %)	985 (0,08 %)	5.865 (0,49 %)	120 (0,01 %)	93 (0,01 %)
]2,4 - 2,6]	130 (0,01 %)	16.004 (1,35 %)	55.836 (4,71 %)	12.250 (1,03 %)	533 (0,04 %)
]2,6 - 2,8]	212 (0,02 %)	53.876 (4,54 %)	81.633 (6,88 %)	41.750 (3,52 %)	35.979 (3,03 %)
]2,8 - 3]	386 (0,03 %)	71.843 (6,05 %)	150.050 (12,65 %)	44.971 (3,79 %)	31.780 (2,68 %)
]3 - 3,2]	5.114 (0,43 %)	122.938 (10,36 %)	265.362 (22,37 %)	121.790 (10,27 %)	72.205 (6,09 %)
]3,2 - 3,4]	16.871 (1,42 %)	142.574 (12,02 %)	295.406 (24,9 %)	217.574 (18,34 %)	119.447 (10,07 %)
]3,4 - 3,6]	42.049 (3,54 %)	265.185 (22,35 %)	187.605 (15,82 %)	328.036 (27,66 %)	265.566 (22,39 %)
]3,6 - 3,8]	37.788 (3,18 %)	241.433 (20,35 %)	75.334 (6,35 %)	250.833 (21,15 %)	322.687 (27,2 %)
]3,8 - 4]	69.366 (5,84 %)	143.111 (12,06 %)	33.879 (2,86 %)	92.034 (7,76 %)	213.979 (18,04 %)
]4 - 4,2]	83.333 (7,02 %)	62.919 (5,3 %)	18.338 (1,55 %)	40.926 (3,45 %)	72.410 (6,1 %)
]4,2 - 4,4]	90.923 (7,66 %)	29.898 (2,52 %)	8.681 (0,73 %)	20.854 (1,76 %)	30.535 (2,57 %)
]4,4 - 4,6]	111.407 (9,39 %)	17.292 (1,46 %)	4.105 (0,35 %)	7.310 (0,62 %)	11.214 (0,95 %)
]4,6 - 4,8]	168.779 (14,22 %)	9.487 (0,8 %)	2.216 (0,19 %)	4.930 (0,42 %)	6.201 (0,52 %)
]4,8 - 5]	188.183 (15,85 %)	4.080 (0,34 %)	289 (0,02 %)	1.394 (0,12 %)	2.138 (0,18 %)
]5 - 5,2]	121.031 (10,2 %)	2.413 (0,2 %)	0 (0 %)	57 (0 %)	104 (0,01 %)
]5,2 - 8,2]	249.980 (21,06 %)	672 (0,06 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Comme indiqué ci-dessus, l'exposition minimale à l'O₃ est atteinte dans le scénario Good Move.

6.1.4. ANALYSE DE L'EXPOSITION AU NIVEAU DES COMMUNES DE BRUXELLES

L'exposition au niveau communal est présentée pour les différents scénarios à l'annexe A. Il existe des différences de concentrations pondérées par la population entre les différentes communes. Ces valeurs sont influencées par les sources d'émission locales, le trafic (par exemple le nombre de véhicules, les limites de vitesse, le flux de la circulation, ...), ainsi que la structure spatiale (par exemple le bâti avec/sans rues de type canyon, la présence de parcs, ...). L'analyse des différences intercommunales ne s'inscrit pas dans le présent projet.

6.1.5. CONCLUSION DE L'ANALYSE D'EXPOSITION

Les quatre scénarios pour l'année 2030 indiquent une amélioration de la qualité de l'air par rapport à l'année 2015 : pour tous les polluants considérés (particules fines $PM_{2,5}$ et PM_{10} , BC, dioxyde d'azote et ozone), la population de Bruxelles est exposée à des concentrations plus faibles. Cela s'explique par la diminution des émissions dans presque tous les secteurs d'émission en raison de la transition généralement en cours vers un système énergétique plus durable. Dans le scénario BAU, l'exposition annuelle moyenne pondérée par la population pour les $PM_{2,5}$ se situe juste au-dessus de la valeur de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ qui représente la limite d'exposition basée sur la santé. Pour les autres scénarios dans lesquels des mesures de mobilité supplémentaires sont incluses, cette valeur baisse à environ $9,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En examinant l'exposition individuelle des personnes vivant dans la RBC, nous constatons que les deux scénarios Thermic Ban obtiennent les meilleurs résultats, avec seulement 3-4 % de la population exposée à des concentrations de $PM_{2,5}$ supérieures à $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Pour les PM_{10} , l'exposition moyenne annuelle pondérée par la population est conforme à la limite d'exposition basée sur la santé de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans tous les scénarios et ici aussi la différence entre les scénarios de mobilité et le scénario BAU est limitée. Cependant, lorsqu'on examine l'exposition individuelle, seuls les deux scénarios Thermic Ban satisfont à la condition qu'aucun habitant ne soit exposé à une concentration de PM_{10} supérieure à $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Pour le NO_2 , l'exposition moyenne annuelle pondérée par la population est conforme à la limite d'exposition basée sur la santé de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans tous les scénarios : dans le scénario BAU, la valeur est toujours de $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$, et diminue à environ $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans les scénarios Thermic Ban. Là encore, en termes d'exposition individuelle, seuls les scénarios Thermic Ban atteignent la valeur recommandée et personne n'est exposé à une concentration de NO_2 supérieure à $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans ces scénarios.

Pour le polluant suie (mesurée par le carbone noir), on ne dispose ni de valeurs guides ni de normes légales. Cela contraste avec le fait que le CIRC, l'institut de recherche sur le cancer de l'Organisation mondiale de la santé, considère la suie diesel comme cancérigène pour l'homme. L'exposition moyenne au carbone noir (black carbon ou BC) dans le scénario GM est de 10 % inférieure à celle du scénario BAU, tandis que le scénario Thermic Ban donne une diminution de 30 %.

Nous faisons remarquer ici que les résultats récents d'une étude européenne et canadienne montrent que des effets sur la santé continuent à être observés même à de faibles niveaux de concentration, c.-à-d. inférieurs aux limites d'exposition basées sur la santé. Il est donc très important de maintenir l'exposition générale la plus faible possible, ce qui est le cas dans les scénarios Thermic Ban.

6.2. NOMBRES ATTRIBUTIFS DE MORTALITÉ

Nous allons discuter, ci-dessous, des résultats de la mortalité prématurée due à l'exposition aux polluants atmosphériques pour la Région de Bruxelles-Capitale. Le Tableau 30 donne un aperçu, pour la Région, du calcul du nombre attributif de décès prématurés dus à l'exposition à long terme aux $PM_{2,5}$ et au NO_2 dans la population de 30 ans et plus pour les différents scénarios. Les calculs sont effectués pour l'estimation centrale du risque relatif, ainsi que pour les limites inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance à 95% (IC à 95 % LI et LS). Cela permet, de rapporter, non seulement le « résultat de l'estimation centrale » pour le nombre de cas attributifs, mais aussi une limite supérieure et inférieure de l'intervalle de confiance à 95 % du nombre de cas attributifs. Ces chiffres sont indiqués entre parenthèses. Des recherches récentes ont montré que la plus grande incertitude sur les nombres attributifs est due à l'incertitude sur la relation exposition-effet (risque relatif) (Deutsch, F. ; Hooyberghs, H. ; Van de Vel, K. ; Van Holderbeke, M. ; De Nocker, 2020).

Pour le calcul des chiffres des Tableaux 30 et 31 on a supposé un nombre total de décès dans la population de la Région de Bruxelles-Capitale de plus de 30 ans, de 8 413 pour 2018⁵⁸, pour plus de détails sur les calculs voir la section 4.3. Les taux de mortalité dus à l'exposition au NO₂ ont déjà été corrigés pour tenir compte du chevauchement partiel (de 20 %) dû à l'exposition aux PM_{2,5}. Les différentes contributions peuvent donc être additionnées, comme l'illustre également le Tableau 30.

Tableau 30 : Aperçu du calcul du nombre attributif de décès prématurés (dans la population > 30 ans) dus à l'exposition à long terme aux PM_{2,5} et au NO₂ pour les différents scénarios. En plus de l'estimation centrale, nous indiquons l'incertitude entre parenthèses en appliquant les limites inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la relation exposition-effet utilisée (risque relatif RR).

	REF	BAU	GM	TB	TB+
PM _{2,5}	672 (446-876)	499 (329 – 655)	465 (306 – 612)	463 (305 – 608)	462 (304 – 608)
NO ₂	366 (132 – 570)	185 (66 – 293)	144 (51 – 229)	120 (42 – 190)	112 (40 – 179)
Total	1038 (713 - 1363)	685 (477 - 893)	609 (425 - 794)	583 (406 - 759)	575 (401 - 749)

Le Tableau 31 donne un aperçu du calcul du nombre attributif de décès prématurés dus à une exposition à court terme au O₃ pour les différents scénarios.

Tableau 31 : Aperçu du calcul du nombre attributif de décès prématurés pour les différents scénarios. En plus de l'estimation centrale, nous indiquons l'incertitude entre parenthèses en appliquant les limites inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la relation exposition-effet utilisée (risque relatif RR).

	REF	BAU	GM	TB	TB+
O ₃	12 (6-18)	9 (4 – 13)	8 (4 – 12)	9 (4 – 13)	9 (4 – 13)

Dans le scénario de référence, 12 % des décès (dans la population de plus de 30 ans) sont dus à l'exposition aux particules fines (PM_{2,5}) et au NO₂. Dans les scénarios pour l'année 2030, on note une forte diminution des nombres attributifs de mortalité. La diminution est la plus importante pour la mortalité prématurée due à l'exposition au NO₂ car les niveaux de concentration de ce polluant présentent également la plus forte diminution. Pour l'exposition aux PM_{2,5}, la diminution du nombre de décès prématurés est moins prononcée mais reste substantielle. La comparaison des différents scénarios de mobilité pour 2030 illustre qu'au moment de la transition du scénario BAU vers le scénario Good Move, il y a encore de sérieux bénéfices de santé, les résultats des scénarios Good Move et Thermic Ban vont dans le même sens. Dans ces derniers scénarios, 6,8 % des décès (dans la population de plus de 30 ans) seraient causés par l'exposition aux particules fines et au NO₂.

En ce qui concerne le nombre total de décès prématurés dus à l'exposition au NO₂ et aux PM_{2,5} (corrigé pour un chevauchement de 20 %) cela donne :

- Comparaison du scénario GM avec le scénario BAU sur une base annuelle : 76 décès prématurés en moins dus à une exposition chronique aux particules fines et au dioxyde d'azote, soit une diminution de 11 % ;
- Comparaison des scénarios TB avec le scénario BAU sur une base annuelle : 100-110 décès prématurés en moins dus à une exposition chronique aux particules fines et au dioxyde d'azote, soit une diminution d'environ 15 % ;

⁵⁸https://statbel.fgov.be/sites/default/files/files/documents/bevolking/5.4%20Sterfte%2C%20levensverwachting%20en%20doodsoorzaken/5.4.3%20Sterfetafels%20en%20levensverwachting/BE_TM_Reg_NL.xls

- Comparaison des scénarios TB et GM sur une base annuelle : 26 à 34 décès prématurés de moins dus à l'exposition chronique aux particules fines et au dioxyde d'azote, soit une diminution d'environ 5 %.

En ce qui concerne l'exposition à l'ozone, dans tous les scénarios, le nombre de cas attributifs est d'environ 10. Par rapport au scénario GM, le nombre de cas attributifs augmente dans les deux scénarios Thermic Ban, en raison des concentrations d'O₃ plus élevées, comme l'illustre le Tableau 23.

Pour l'exposition aux PM₁₀, nous déterminons également le nombre de décès post-néonataux attributifs, c'est-à-dire la mortalité chez l'enfant à l'âge de 1 à 12 mois. Le Tableau 32 résume les résultats des différents scénarios. Pour plus de détails sur les calculs, voir la section 4.3. Dans tous les scénarios, le nombre attributif de décès post-néonataux est d'environ 1.

Tableau 32 : Aperçu du nombre attributif de décès post-néonataux calculé pour les différents scénarios. En plus de l'estimation centrale, nous indiquons l'incertitude entre parenthèses en appliquant les limites inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la relation exposition-effet utilisée (risque relatif RR).

	REF	BAU	GM	TB	TB+
PM ₁₀	1,5 (0,8 – 2,5)	1,1 (0,6 – 1,9)	1,0 (0,5 – 1,8)	1,0 (0,5 - 1,8)	1,0 (0,5 – 1,8)

6.2.1. COMPARAISON AVEC D'AUTRES MODÉLISATIONS

Nous comparons les chiffres du scénario de référence du Tableau 30 avec les résultats d'autres estimations de la mortalité prématurée due à la pollution atmosphérique pour la Belgique (année 2015) par l'AEE (Agence européenne pour l'environnement, 2019) et pour Bruxelles (année 2018) par IRCELINE⁵⁹. IRCELINE utilise des relations exposition-effet identiques car dans cette étude, les niveaux de concentration ont été déterminés en utilisant un modèle de qualité de l'air différent (modèle RIO). L'AEE utilise des relations exposition-effet identiques pour la mortalité prématurée due à l'exposition aux PM_{2,5} et à l'O₃. Pour le NO₂, une relation exposition-effet moins récente a été utilisée. Dans cette étude, nous avons choisi la relation exposition-effet la plus récente et la plus généralement acceptée, comme indiqué à la section 2.3.1.

Le Tableau 33 donne un aperçu du nombre de décès prématurés pour la RBC (données de cette étude et IRCELINE) ainsi que pour la Belgique (données AEE). Pour permettre une meilleure comparaison, le nombre de cas pour 100.000 habitants de plus de 30 ans est également indiqué. Les résultats pour la RBC de cette étude et pour IRCELINE vont dans le même sens. L'AEE calcule des chiffres plus élevés pour l'exposition aux PM_{2,5} et des chiffres plus bas pour l'exposition au NO₂ pour 100.000 habitants de plus de 30 ans. Ce dernier point peut s'expliquer par les concentrations moyennes de NO₂ plus faibles en Belgique par rapport à Bruxelles, ainsi que par l'utilisation d'une relation exposition-effet moins récente par l'AEE.

Le Tableau 33 illustre que les résultats du scénario de référence de la présente étude sont conformes aux études précédentes pour Bruxelles (IRCELINE) et la Belgique (AEE).

⁵⁹ Communication privée, Elke Trimpeneers (IRCELINE)

Tableau 33 : Comparaison des calculs de la mortalité prématurée due à l'exposition à la pollution atmosphérique,

	Nombres RBC (cette étude, REF-scenario)	Nombres RBC par 10 ⁵ habitants_30+ (cette étude, REF- scenario)	Nombres RBC (IRCELINE)	Nombres RBC par 10 ⁵ habitants_30+ (IRCELINE)	Nombres Belgique (EEA)	Nombres Belgique par 10 ⁵ habitants_30+ (EEA)
PM _{2,5}	672	93	627	87	7.600	102
NO ₂	366	51	323	45	1.600	21
O ₃	12	2	19	3	180	2

La mortalité prématurée due à l'exposition à la suie ne peut pas être combinée avec les chiffres du Tableau 30. Les résultats concernant l'exposition à la suie sont résumés à l'annexe B. L'exposition a été déterminée à l'aide des concentrations modélisées en BC, en utilisant un facteur de conversion de 1,5.

6.2.2. CONCLUSION SUR LES NOMBRES ATTRIBUTIFS DE MORTALITÉ

Dans le scénario de référence, 12 % des décès (dans la population de plus de 30 ans) sont dus à l'exposition aux particules fines (PM_{2,5}) et au NO₂. Ce chiffre est conforme à un récent rapport⁶⁰ de l'AEE qui indique qu'en Belgique 12-13 % des décès sont dus à la pollution de l'environnement, la pollution atmosphérique étant la principale menace.

Tous les scénarios pour l'année 2030 illustrent une forte diminution du nombre de décès prématurés par rapport au scénario de référence. Les meilleurs résultats sont ceux obtenus dans les deux scénarios Thermic Ban, qui permettent de réduire de 100 à 110 le nombre de décès prématurés dus à une exposition chronique aux particules fines et au dioxyde d'azote sur une base annuelle par rapport au scénario BAU, soit une diminution de 15 %. Dans ce cas, 6,8 % des décès (dans la population de plus de 30 ans) seraient encore dus à l'exposition aux particules fines et au NO₂.

6.3. NOMBRES ATTRIBUTIFS DE MORBIDITÉ

Nous allons discuter, ci-dessous, des résultats de la mortalité prématurée due à l'exposition aux polluants atmosphériques pour la Région de Bruxelles-Capitale.

Pour les différents critères d'évaluation de santé, des nombres attributifs ont été déterminés pour l'exposition à divers polluants, ceci pour les différents scénarios. Le Tableau 34 résume les résultats : l'estimation centrale et les limites inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance (IC) à 95 % sont indiquées entre parenthèses. Nous notons que pour certains effets sur la santé, la limite inférieure de l'IC à 95% donne un chiffre négatif, ce qui se produit quand la limite inférieure de l'IC à 95 % de la relation exposition-effet est un chiffre inférieur à 1. L'estimation du nombre de cas attributifs de certains effets sur la santé comporte une énorme incertitude, par exemple au niveau de l'incidence de la bronchite, de l'hospitalisation due à des infections des voies respiratoires inférieures, de l'incidence de la maladie de Parkinson, ... Dans la mesure du possible, des corrections ont été apportées pour éviter les chevauchements entre les différents effets sur la santé (voir également la section 5.7).

⁶⁰ <https://www.eea.europa.eu/publications/healthy-environment-healthy-lives/>

Pour tous les critères d'évaluation de santé, le nombre de cas attributifs le plus élevé est celui du scénario de référence. Dans le scénario BAU, les chiffres sont nettement inférieurs, la baisse pour les scénarios Good Move et Thermic Ban est moins prononcée. Pour l'exposition à l'ozone, on observe une augmentation (limitée) des nombres attributifs des scénarios Thermic Ban par rapport au scénario Good Move.

CHAPITRE 6 : Résultats : Impact sur la santé de la population de la RBC

Tableau 34 : Résultats pour le nombre de cas attributifs pour différents effets de morbidité pour tous les scénarios. En plus de l'estimation centrale, nous indiquons l'incertitude entre parenthèses en appliquant les limites inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la relation exposition-effet utilisée (risque relatif RR).

Polluant	Effet	Population	REF	BAU	GM	TB	TB+
PM ₁₀	Hypertension (incidence)	Adultes (à partir de 30 ans)	767 (530 - 988)	579 (396 - 752)	536 (367 - 698)	534 (365 - 695)	534 (365 - 695)
NO ₂	Infarctus du myocarde (hospitalisation) (ICD-10: I50)	Adultes (à partir de 40 ans)	336 (15 - 568)	212 (9 - 383)	181 (8 - 333)	163 (7 - 302)	157 (6 - 292)
PM _{2,5}	AVC (accident vasculaire cérébral) (hospitalisation)	Adultes (à partir de 20 ans)	283 (212 - 377)	215 (160 - 292)	202 (149 - 274)	201 (148 - 273)	200 (148 - 273)
PM _{2,5}	Infarctus du myocarde (hospitalisation) (ICD-10: I21, I22)	Adultes (à partir de 20 ans)	171 (32 - 280)	130 (24 - 218)	121 (22 - 205)	121 (22 - 204)	120 (22 - 203)
PM _{2,5}	(Autres) maladies cardiovasculaires (hospitalisation)	Tout le monde	194 (37 - 350)	141 (27 - 256)	131 (25 - 238)	131 (25 - 236)	130 (25 - 236)
O ₃	Maladies cardiovasculaires (hospitalisation)	Adultes (à partir de 65 ans)	49 (27 - 69)	36 (20 - 51)	33 (18 - 47)	35 (20 - 50)	37 (21 - 52)
NO ₂	Asthme (incidence)	Adultes (à partir de 30 ans)	2.872 (20 - 4.161)	2.038 (12 - 3.288)	1.800 (10 - 3.003)	1.647 (9 - 2.808)	1.596 (8 - 2.742)
PM _{2,5}	Asthme (incidence)	Enfants (0-19 ans)	1.030 (428 - 1.431)	815 (323 - 1.174)	769 (301 - 1.116)	766 (300 - 1.112)	765 (299 - 1.111)
PM ₁₀	Bronchite (incidence)	Enfants (5-14 ans)	743 (-228 - 1.466)	568 (-166 - 1.168)	528 (-152 - 1.096)	526 (-152 - 1.092)	526 (-151 - 1.092)
PM ₁₀	Bronchite chronique (incidence)	Adultes (à partir de 20 ans)	461 (182 - 663)	358 (136 - 527)	334 (126 - 495)	333 (126 - 493)	332 (126 - 493)
PM _{2,5}	Infections des voies respiratoires inférieures (hospitalisation)	Enfants (0-4 ans)	381 (107 - 782)	289 (79 - 619)	270 (73 - 584)	268 (73 - 581)	268 (73 - 581)
NO ₂	BPCO (hospitalisation)	Adultes (à partir de 20 ans)	113 (29 - 190)	66 (17 - 114)	56 (14 - 96)	49 (13 - 85)	47 (12 - 82)
PM _{2,5}	(Autres) maladies respiratoires (hospitalisation)	Tout le monde	360 (-35 - 739)	263 (-25 - 545)	245 (-24 - 508)	243 (-23 - 505)	243 (-23 - 504)
O ₃	Maladies respiratoires (hospitalisation)	Adultes (à partir de 65 ans)	11 (2 - 21)	8 (1 - 15)	8 (1 - 14)	8 (1 - 15)	8 (1 - 16)
NO ₂	(Autres) maladies respiratoires (hospitalisation)	Tout le monde	730 (476 - 975)	431 (279 - 580)	363 (234 - 490)	323 (208 - 435)	310 (200 - 418)
PM ₁₀	Jours avec symptômes d'asthme	Enfants asthmatiques (0-19 ans)	86 (19 - 150)	64 (14 - 113)	59 (13 - 105)	59 (13 - 104)	59 (13 - 104)
NO ₂	Faible poids de naissance (< 2.500 g) naissance maturée (>= 37 semaines)	Naissances	83 (0 - 141)	53 (0 - 97)	46 (0 - 85)	41 (0 - 77)	40 (0 - 75)
PM _{2,5}	Naissance prématurée (< 37 semaines)	Naissances	197 (93 - 283)	150 (69 - 220)	141 (65 - 207)	140 (64 - 206)	140 (64 - 206)
PM _{2,5}	Diabète sucré de type 2 (incidence)	Adultes (à partir de 30 ans)	988 (219 - 1.618)	743 (161 - 1.245)	695 (149 - 1.169)	691 (148 - 1.162)	690 (148 - 1.161)
NO ₂	Parkinson (incidence)	Adultes (à partir de 30 ans)	50 (0 - 117)	30 (0 - 78)	26 (0 - 68)	23 (0 - 61)	22 (0 - 59)
PM _{2,5}	Cancer du poumon (incidence)	Adultes (à partir de 30 ans)	65 (26 - 92)	48 (19 - 70)	45 (18 - 65)	45 (18 - 65)	45 (18 - 65)

6.3.1. COMPARAISON DES NOMBRES ATTRIBUTIFS DU SCÉNARIO DE RÉFÉRENCE AVEC LES NOMBRES TOTAUX

Le Tableau 35 donne un aperçu du scénario de référence. Le nombre de cas attributifs, l'estimation centrale et les limites inférieure et supérieure de l'IC à 95 % sont indiqués entre parenthèses (ce sont les mêmes chiffres que ceux du Tableau 34). L'avant-dernière colonne donne une estimation du nombre total de cas pour la RBC. Pour les hospitalisations, les critères d'évaluation périnataux et l'incidence du cancer du poumon. Ces chiffres sont connus respectivement du résumé hospitalier minimum (RHM), de la COCOM et du registre du cancer (comme décrit à la section 5.7.1). Pour les maladies pour lesquelles l'incidence a été déterminée, ces estimations sont basées sur les données présentées dans la section 5.7.1.

Dans la dernière colonne du Tableau 35, la proportion du nombre de cas attributifs par rapport au nombre total de cas est déterminée pour chaque paire polluant-critère d'évaluation. Pour certains critères d'évaluation de santé, le rapport entre le nombre de cas attributifs et le nombre total est très élevé. Par exemple, on estime que l'exposition au NO₂ est responsable de 44 % (0,3 % - 64 %) des nouveaux cas d'asthme chez l'adulte. L'estimation centrale est de 44 %, avec une variation de presque aucun cas attributif (0,3 %) à 64 % de cas attributifs. L'incertitude de l'estimation du nombre de cas attributifs dans ce cas est très élevée, en raison de la grande incertitude sur l'intervalle de confiance à 95 % de la relation exposition-effet appliquée (risque relatif RR). Cette grande incertitude de l'estimation est également le cas pour les critères d'évaluation de santé: incidence de la bronchite, hospitalisation par infections des voies respiratoires inférieures, incidence de la maladie de Parkinson, ...

Tableau 35 : Résultats pour les effets de morbidité du scénario REF : nombre de cas attributifs et comparaison avec le nombre total (estimé) de cas. En plus de l'estimation centrale, nous indiquons l'incertitude entre parenthèses en appliquant les limites inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la relation exposition-effet utilisée (risque relatif RR).

Polluant	Effet	Population	Nombre de cas attributifs, référence: central (95 % IC)	Nombre total	Proportion de cas attributifs par rapport au nombre total (%)
PM ₁₀	Hypertension (incidence)	Adultes (à partir de 30 ans)	766 (529 - 987)	7.311	10 % (7 % - 14 %)
NO ₂	Infarctus du myocarde (hospitalisation) (ICD-10: I50)	Adultes (à partir de 40 ans)	336 (15 - 568)	1.685	20 % (1 % - 34 %)
PM _{2,5}	AVC (accident vasculaire cérébral) (hospitalisation)	Adultes (à partir de 20 ans)	282 (212 - 377)	1.711	17 % (12 % - 22 %)
PM _{2,5}	Infarctus du myocarde (hospitalisation) (ICD-10: I21, I22)	Adultes (à partir de 20 ans)	171 (32 - 280)	1.180	14 % (3 % - 24 %)
PM _{2,5}	(Autres) maladies cardiovasculaires (hospitalisation)	Tout le monde	193 (36 - 350)	15.243	1.3 % (0.2 % - 2.3 %)
O ₃	Maladies cardiovasculaires (hospitalisation)	Adultes (à partir de 65 ans)	48 (27 - 69)	11.250	0.4 % (0.2 % - 0.6 %)
NO ₂	Asthme (incidence)	Adultes (à partir de 30 ans)	2.872 (20 - 4.160)	6.528	44 % (0.3 % - 64 %)
PM _{2,5}	Asthme (incidence)	Enfants (0-19 ans)	1.029 (428 - 1.431)	3.452	30 % (12 % - 41 %)
PM ₁₀	Bronchite (incidence)	Enfants (5-14 ans)	743 (-229 - 1.466)	5.019	15 % (-5 % - 29 %)
PM ₁₀	Bronchite chronique (incidence)	Adultes (à partir de 20 ans)	461 (182 - 662)	2.280	20 % (8 % - 29 %)
PM _{2,5}	Infections des voies respiratoires inférieures (hospitalisation)	Enfants (0-4 ans)	381 (106 - 781)	2.615	15 % (4 % - 30 %)
NO ₂	BPCO (hospitalisation)	Adultes (à partir de 20 ans)	112 (29 - 190)	2.369	5 % (1 % - 8 %)
PM _{2,5}	(Autres) maladies respiratoires (hospitalisation)	Tout le monde	359 (-36 - 739)	13.729	3 % (-0.3 % - 5 %)
O ₃	Maladies respiratoires (hospitalisation)	Adultes (à partir de 65 ans)	11 (1 - 20)	5.190	0.2 % (0.04 % - 0.4 %)
NO ₂	(Autres) maladies respiratoires (hospitalisation)	Tout le monde	730 (475 - 974)	13.729	5 % (3 % - 7 %)
PM ₁₀	Jours avec symptômes d'asthme	Enfants asthmatiques (0-19 ans)	86 (19 - 149)	1.499	6 % (1 % - 10 %)
NO ₂	Faible poids de naissance (< 2.500 g) naissance maturée (>= 37 semaines)	Naissances	83 (0 - 140)	377	22 % (0 % - 37 %)
PM _{2,5}	Naissance prématurée (< 37 semaines)	Naissances	197 (93 - 282)	1.187	17 % (8 % - 24 %)
PM _{2,5}	Diabète sucré de type 2 (incidence)	Adultes (à partir de 30 ans)	988 (219 - 1.618)	7.977	12 % (3 % - 20 %)
NO ₂	Parkinson (incidence)	Adultes (à partir de 30 ans)	49 (0 - 117)	370	14 % (0 % - 32 %)
PM _{2,5}	Cancer du poumon (incidence)	Adultes (à partir de 30 ans)	64 (25 - 92)	638	10 % (4 % - 14 %)

6.3.2. COMPARAISON AVEC LE SCÉNARIO DE RÉFÉRENCE

Dans les figures et les tableaux ci-dessous, nous numérotons les critères d'évaluation de santé en fonction du Tableau 36.

Tableau 36 : Labeling des paires polluant-critère d'évaluation de santé

Label	Polluant	Effet	population
1	PM ₁₀	Hypertension (incidence)	Adultes (à partir de 30 ans)
2	NO ₂	Infarctus du myocarde (hospitalisation) (ICD-10: I50)	Adultes (à partir de 40 ans)
3	PM _{2,5}	AVC (accident vasculaire cérébral) (hospitalisation)	Adultes (à partir de 20 ans)
4	PM _{2,5}	Infarctus du myocarde (hospitalisation) (ICD-10: I21, I22)	Adultes (à partir de 20 ans)
5	PM _{2,5}	(Autres) maladies cardiovasculaires (hospitalisation)	Tout le monde
6	O ₃	Maladies cardiovasculaires (hospitalisation)	Adultes (à partir de 65 ans)
7	NO ₂	Asthme (incidence)	Adultes (à partir de 30 ans)
8	PM _{2,5}	Asthme (incidence)	Enfants (0-19 ans)
9	PM ₁₀	Bronchite (incidence)	Enfants (5-14 ans)
10	PM ₁₀	Bronchite chronique (incidence)	Adultes (à partir de 20 ans)
11	PM _{2,5}	Infections des voies respiratoires inférieures (hospitalisation)	Enfants (0-4 ans)
12	NO ₂	BPCO (hospitalisation)	Adultes (à partir de 20 ans)
13	PM _{2,5}	(Autres) maladies respiratoires (hospitalisation)	Tout le monde
14	O ₃	Maladies respiratoires (hospitalisation)	Adultes (à partir de 65 ans)
15	NO ₂	(Autres) maladies respiratoires (hospitalisation)	Tout le monde
16	PM ₁₀	Jours avec symptômes d'asthme	Enfants asthmatiques (0-19 ans)
17	NO ₂	Faible poids de naissance (< 2.500 g) naissance maturée (>= 37 semaines)	Naissances
18	PM _{2,5}	Naissance prématurée (< 37 semaines)	Naissances
19	PM _{2,5}	Diabète sucré de type 2 (incidence)	Adultes (à partir de 30 ans)
20	NO ₂	Parkinson (incidence)	Adultes (à partir de 30 ans)
21	PM _{2,5}	Cancer du poumon (incidence)	Adultes (à partir de 30 ans)
22	PM ₁₀	Hypertension (incidence)	Adultes (à partir de 30 ans)
23	NO ₂	Infarctus du myocarde (hospitalisation) (ICD-10: I50)	Adultes (à partir de 40 ans)
24	PM _{2,5}	AVC (accident vasculaire cérébral) (hospitalisation)	Adultes (à partir de 20 ans)
25	PM _{2,5}	Infarctus du myocarde (hospitalisation) (ICD-10: I21, I22)	Adultes (à partir de 20 ans)

Pour les scénarios BAU, Good Move, Thermic Ban et Thermic Ban Plus, la Figure 12 et Tableau 37 illustrent l'évolution des nombres attributifs par rapport au scénario de référence. Nous numérotons ici les critères d'évaluation de santé en fonction du Tableau 36.

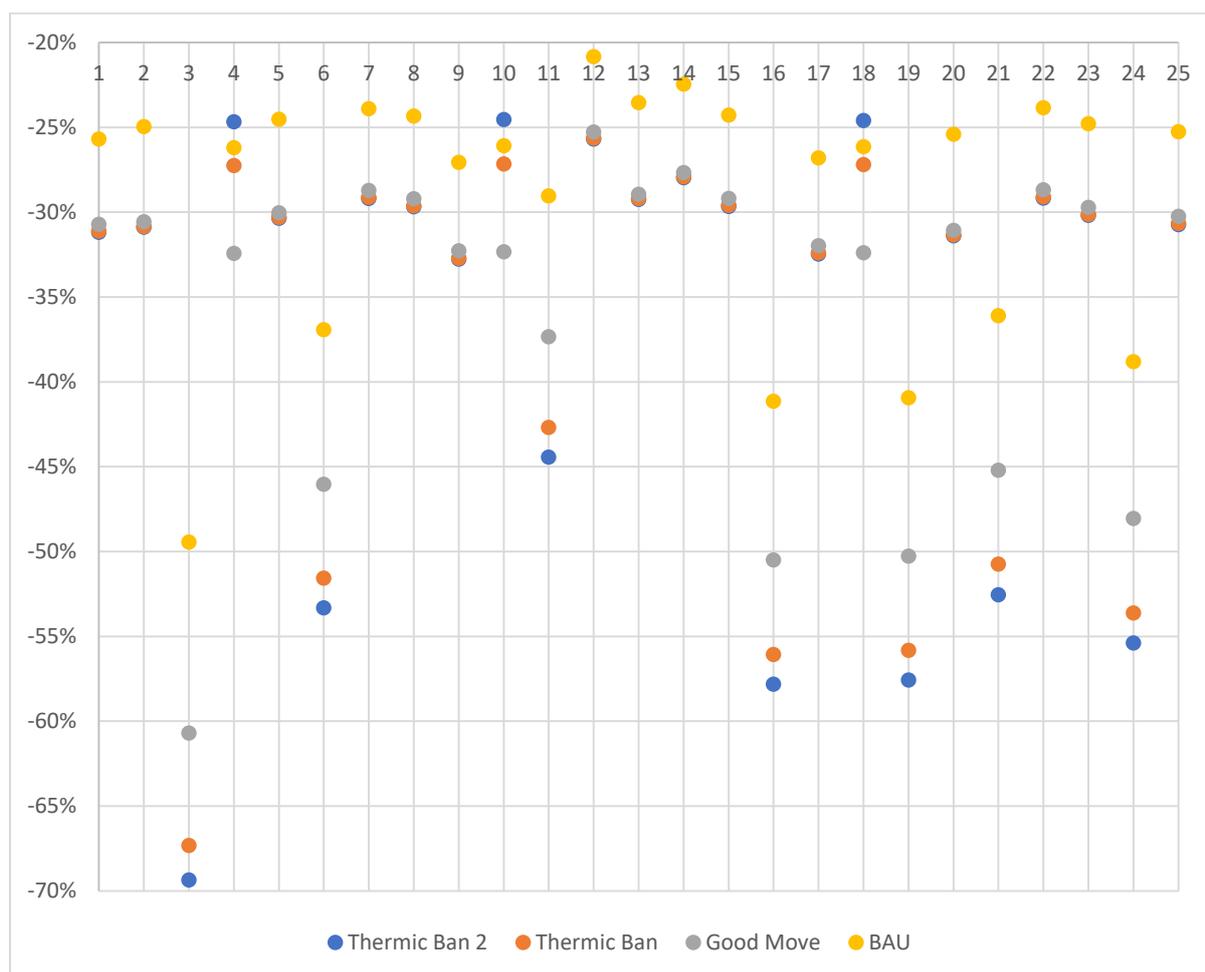


Figure 12 : Évolution (en %) des nombres attributifs des différents effets sur la santé par rapport au scénario de référence.

Tableau 37 : Aperçu de l'évolution (en %) du nombre de cas attributifs par polluant, en moyenne sur les différents critères d'évaluation de santé. Le changement est donné pour 4 scénarios, par rapport au scénario de référence.

	BAU	GM	TB	TB+
PM _{2,5}	-24,67%	-29,59%	-30,00%	-30,07%
PM ₁₀	-24,17%	-29,65%	-29,91%	-29,96%
NO ₂	-38,91%	-48,29%	-53,97%	-55,77%
O ₃	-26,14%	-32,38%	-27,19%	-24,60%

Pour tous les scénarios et tous les résultats de santé, il y a une amélioration (diminution du nombre de cas attributifs) par rapport au scénario de référence. La Figure 12 et le Tableau 37 illustrent que le pourcentage de diminution le plus faible est celui obtenu pour le scénario BAU. Il existe des différences selon le polluant pour lequel l'impact sur la santé a été déterminé :

- Pour les effets sur la santé dus à l'exposition aux particules fines (PM_{2,5} et PM₁₀), la diminution pour les scénarios Good Move, Thermic Ban et Thermic Ban Plus est similaire et s'élève à environ 30 %. Cela signifie, par exemple, une diminution annuelle de 92 hospitalisations dues à des infections des voies respiratoires inférieures chez l'enfant de 0 à 4 ans en raison d'une exposition chronique aux PM_{2,5}.

- Pour les effets sur la santé dus à l'exposition au NO₂, la diminution est supérieure à 35 % dans tous les scénarios et plus importante si l'on passe à des scénarios plus stricts. Cela signifie, par exemple, une diminution annuelle de 834 nouveaux cas d'asthme chez l'adulte en raison d'une exposition chronique au dioxyde d'azote.
- Pour les effets sur la santé dus à l'exposition à l'O₃, la diminution est plus limitée dans tous les scénarios. Comme déjà indiqué dans le Tableau 23, les concentrations d'ozone les plus faibles sont atteintes dans le scénario Good Move et c'est donc aussi dans ce scénario qu'on note l'amélioration la plus importante de l'impact sur la santé.

6.3.3. COMPARAISON AVEC LE SCÉNARIO BAU

Pour les scénarios BAU, Good Move, Thermic Ban et Thermic Ban Plus, le Tableau 38 et la Figure 13 illustrent l'évolution du nombre de cas attributifs par rapport au scénario BAU. Nous numérotions ici les critères d'évaluation de santé en fonction du Tableau 36.

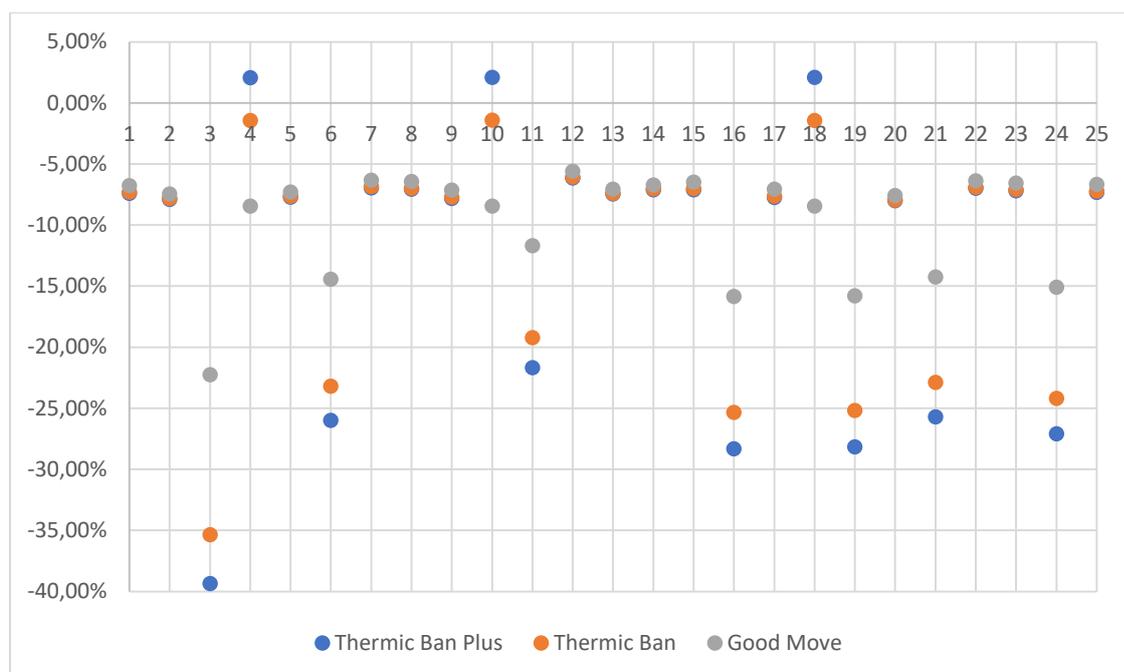


Figure 13 : Évolution (en %) du nombre attributif des différents effets sur la santé par rapport au scénario de BAU.

Tableau 38 : Aperçu de l'évolution (en %) du nombre de cas attributifs par polluant, en moyenne sur les différents critères d'évaluation de santé. Cette évolution est donnée pour 3 scénarios, par rapport au scénario BAU.

	GM	TB	TB+
PM _{2,5}	-6,54%	-7,08%	-7,17%
PM ₁₀	-7,23%	-7,58%	-7,63%
NO ₂	-15,63%	-25,06%	-28,05%
O ₃	-8,45%	-1,43%	2,08%

La Figure 13/Tableau 38 illustre que la variation des nombres attributifs de l'effet sur la santé dépend fortement du polluant considéré dans la relation exposition-effet :

- Pour les effets sur la santé dus à l'exposition aux particules fines ($PM_{2,5}$ et PM_{10}), la diminution pour les scénarios Good Move, Thermic Ban et Thermic Ban Plus est similaire et la diminution par rapport au scénario BAU se situe entre 6,5 – 7,6 %.
- Pour les effets sur la santé dus à l'exposition au NO_2 , le bénéfice dans le scénario Good Move est d'environ 15 % par rapport à BAU. Pour les deux scénarios Thermic Ban, on note une diminution d'environ 25 %.
- Pour les effets sur la santé dus à l'exposition à l' O_3 , les nombres attributifs les plus faibles sont ceux obtenus dans le scénario Good Move. Comme déjà mentionné dans le Tableau 23, les concentrations moyennes d'ozone augmentent dans les deux scénarios Thermic Ban. Par conséquent, le scénario Thermic Ban est synonyme d'une légère amélioration par rapport au scénario BAU et le scénario Thermic Ban Plus synonyme d'une légère détérioration par rapport au scénario BAU. Nous constatons que les chiffres de l'impact sur la santé de l'exposition à l'ozone sont peu élevés (voir également le Tableau 34).
- Pour le scénario GM, cela signifie par exemple 238 nouveaux cas d'asthme de moins par an chez l'adulte en raison d'une exposition chronique au dioxyde d'azote et une diminution de 19 hospitalisations pour des infections des voies respiratoires inférieures chez l'enfant de 0 à 4 ans en raison d'une exposition chronique aux $PM_{2,5}$ (par rapport à BAU).
- Pour les scénarios TB- et TB+, cela signifie par exemple 440 nouveaux cas de crises d'asthme de moins par an chez l'adulte en raison d'une exposition chronique au dioxyde d'azote et une diminution de 21 hospitalisations pour des infections des voies respiratoires inférieures chez l'enfant de 0 à 4 ans en raison d'une exposition chronique aux $PM_{2,5}$ (par rapport au BAU).

6.3.4. COMPARAISON AVEC LE SCÉNARIO GOOD MOVE

Pour les scénarios Thermic Ban et Thermic Ban Plus, le Tableau 39 et la Figure 14 illustrent l'évolution des nombres attributifs par rapport au scénario Good Move. Nous numérotions ici les critères d'évaluation de santé en fonction du Tableau 36.

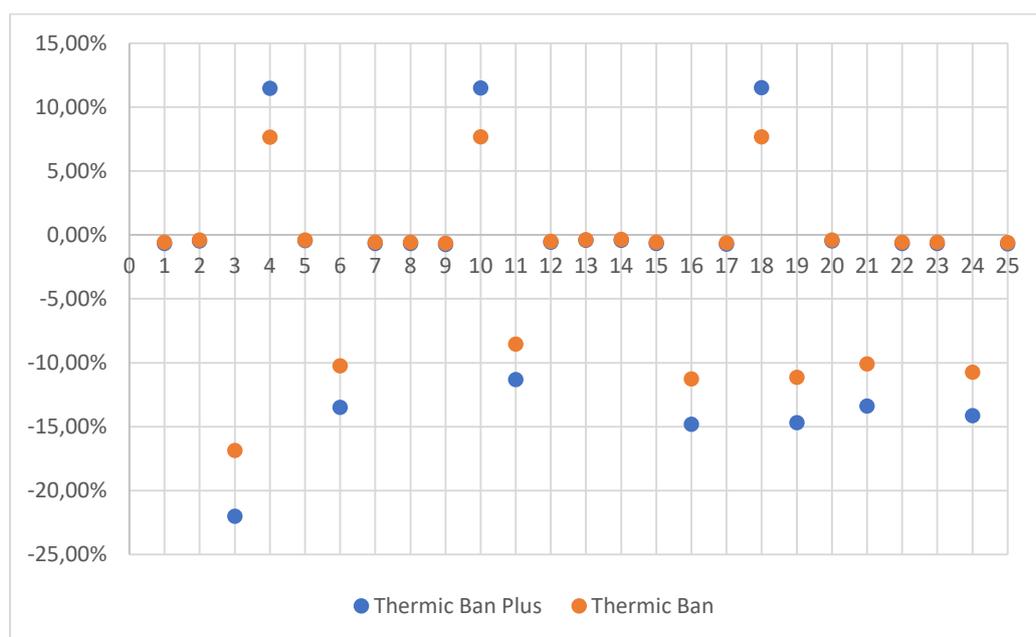


Figure 14 : Évolution (en %) des nombres attributifs des différents effets sur la santé par rapport au scénario Good Move.

Tableau 39 : Aperçu de l'évolution (en %) du nombre de cas attributifs par polluant, en moyenne sur les différents critères d'évaluation de la santé. L'évolution est donnée pour 2 scénarios, par rapport au scénario Good Move.

	TB	TB+
PM _{2,5}	-0,58%	-0,67%
PM ₁₀	-0,38%	-0,44%
NO ₂	-11,26%	-14,83%
O ₃	7,67%	11,50%

La Figure 14/ Tableau 39 illustrent que l'évolution des nombres attributifs de l'effet sur la santé dépend fortement du polluant considéré dans la relation exposition-effet :

- Pour les effets sur la santé dus à l'exposition aux particules fines (aussi bien PM_{2,5} que PM₁₀), la diminution liée aux scénarios Thermic Ban et Thermic Ban Plus est similaire et elle s'élève à moins d'1 % par rapport au scénario Good Move.
- Pour les effets sur la santé dus à l'exposition au NO₂, il reste un bénéfice d'environ 11 % et 15 % pour Thermic Ban et Thermic Ban Plus, respectivement, par rapport à GM.
- Pour les effets sur la santé dus à l'exposition au O₃, on note une augmentation d'environ 8 % et 11 % du nombre de cas attributifs pour Thermic Ban et Thermic Ban Plus, respectivement, par rapport à GM. Nous constatons que les chiffres de l'impact sur la santé de l'exposition à l'ozone sont peu élevés (voir également le Tableau 34).
- Cela signifie, par exemple sur une base annuelle, 200 nouveaux cas de crises d'asthme en moins chez l'adulte en raison d'une exposition chronique au dioxyde d'azote et une baisse de 2 hospitalisations pour des infections des voies respiratoires inférieures chez l'enfant de 0 à 4 ans en raison d'une exposition chronique aux PM_{2,5} (par rapport à GM).

6.3.5. CONCLUSION SUR LES NOMBRES ATTRIBUTIFS DE MORBIDITÉ

L'exposition aux polluants atmosphériques est associée au développement de maladies respiratoires, de maladies cardiovasculaires, du cancer du poumon, mais aussi au diabète de type 2, aux effets sur l'enfant à naître, ... L'incidence annuelle, c'est-à-dire le nombre de nouveaux cas par an, de diverses maladies ou le nombre d'hospitalisations ont été pris en compte. Tous les scénarios pour l'année 2030 indiquent une diminution des nombres attributifs des effets sur la santé considérés par rapport au scénario de référence. Les meilleurs résultats sont obtenus dans les deux scénarios Thermic Ban, qui permettent, sur une base annuelle, de réduire entre 25 % et 28 % environ le nombre de cas de maladie dus à une exposition chronique au dioxyde d'azote et d'environ 7,5 % le nombre de cas de maladie dus à l'exposition aux particules fines par rapport au scénario BAU.

CHAPITRE 7. RÉSULTATS : MONÉTISATION DE L'IMPACT SUR LA SANTÉ DE LA POPULATION DE LA RBC

Outre le nombre de cas attributifs pour les différents scénarios, les coûts externes associés ont également été déterminés. Nous décrivons les résultats de l'approche VOLY et VSL. Ces méthodes sont décrites à la section 3.1.

7.1. RÉSULTATS DE L'APPROCHE VOLY ET VSL

Pour le scénario de référence, les coûts sont indiqués dans le Tableau 40.

Tableau 40 : Scénario de référence : Coûts en millions d'euros par an liés à la pollution atmosphérique (Euro, 2019)

Polluant	Effet	VOLY médiane	VOLY moyenne	VSL
PM _{2,5}	Mortalité	585	1405	2096
PM ₁₀	Mortalité d'enfants (1 mois – 1 an)	9	22	5
NO ₂	Mortalité	319	766	1143
O ₃	Mortalité	10	25	37
PM ₁₀	Hypertension (incidence)		1,27	
NO ₂	Infarctus du myocarde (hospitalisation) (ICD-10: I50)		2,15	
PM _{2,5}	AVC (accident vasculaire cérébral) (hospitalisation)		9,60	
PM _{2,5}	Infarctus du myocarde (hospitalisation) (ICD-10: I21, I22)		2,96	
PM _{2,5}	(Autres) maladies cardiovasculaires (hospitalisation)		1,59	
O ₃	Maladies cardiovasculaires (hospitalisation)		0,40	
NO ₂	Asthme (incidence)		14,71	
PM _{2,5}	Asthme (incidence)		2,85	
PM ₁₀	Bronchite (incidence)		0,79	
PM ₁₀	Bronchite chronique (incidence)		14,29	
PM _{2,5}	Infections des voies respiratoires inférieures (hospitalisation)		1,55	
NO ₂	BPCO (hospitalisation)		1,15	
PM _{2,5}	(Autres) maladies respiratoires (hospitalisation)		2,78	
O ₃	Maladies respiratoires (hospitalisation)		0,086	
NO ₂	(Autres) maladies respiratoires (hospitalisation)		5,64	
PM ₁₀	Jours avec symptômes d'asthme		0,004	
NO ₂	Faible poids de naissance (< 2.500 g) naissance maturée (>= 37 semaines)		2,52	
PM _{2,5}	Naissance prématurée (< 37 semaines)		7,52	
PM _{2,5}	Diabète sucré de type 2 (incidence)		13,37	
NO ₂	Parkinson (incidence)		0,33	
PM _{2,5}	Cancer du poumon (incidence)		4,32	

VOLY : Valeur d'une année de vie ; VSL : Valeur de la vie statistique

Le coût de la mortalité est largement déterminé par les PM_{2,5} et le NO₂ (voir Figure 15). Environ 64 % sont déterminés par les PM_{2,5} et 35 % par le NO₂.

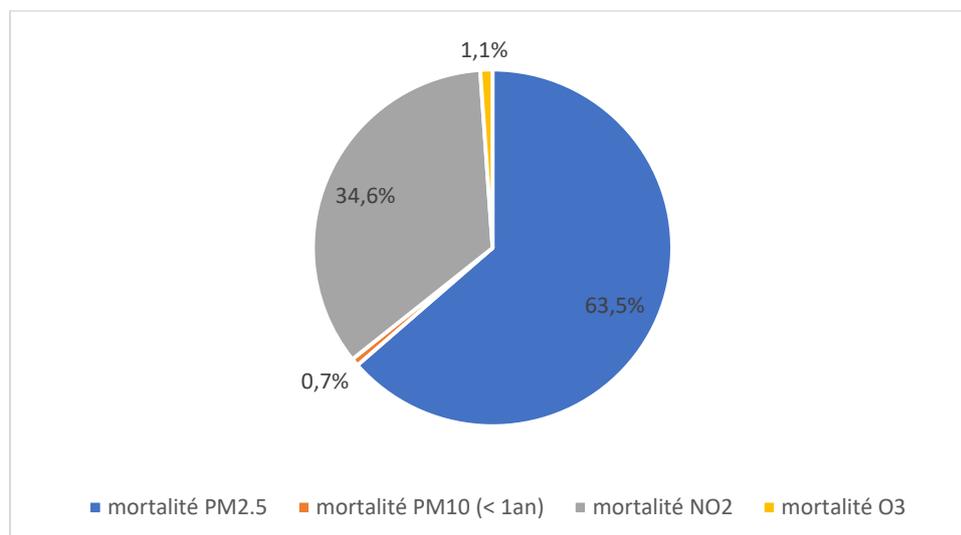


Figure 15 : Répartition des coûts de la mortalité en fonction des différents polluants.

Quand on compare le coût de la mortalité à celui de la morbidité, la contribution de la morbidité au coût total varie de 3 à 9 % (selon l'approche : VOLY médiane, VOLY moyenne, VSL). C'est ce qu'illustrent les chiffres ci-dessous. La contribution la plus importante à la morbidité se situe dans l'approche basée sur la VOLY médiane et la plus faible dans l'approche basée sur la VSL. Pour tous les autres scénarios (BAU, GM, TB, TB+), la distribution est la même.

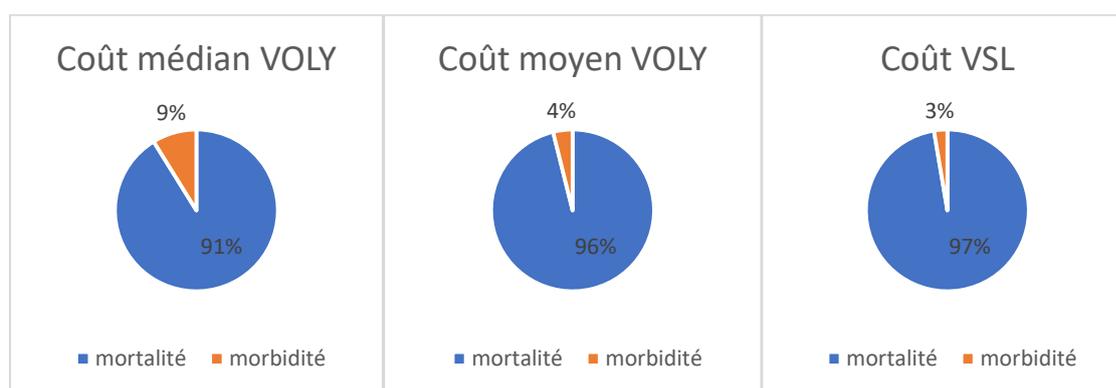


Figure 16 : Distribution des coûts de mortalité et de morbidité pour l'approche VOLY et VSL.

Lorsqu'on examine la morbidité, les 3 coûts les plus élevés sont déterminés par a) l'exposition au NO₂ et l'incidence de l'asthme, b) l'exposition aux PM₁₀ et l'incidence de la bronchite chronique et c) l'exposition aux PM_{2,5} et l'incidence du diabète sucré de type II. Un résultat détaillé des coûts de la morbidité et une ventilation en coûts directs, coûts indirects (y compris l'absentéisme) et coûts de la perte de prospérité se trouvent à l'annexe C.

Le coût total pour les différents scénarios avec une marge d'erreur (IC à 95 %) est indiqué dans le tableau ci-dessous. Les différences entre les scénarios sont également indiquées. La marge d'erreur ici n'a été déterminée que par la distribution sur la relation exposition-effet.

Tableau 41 : Coûts totaux en millions d'euros/an de pollution atmosphérique pour les différents scénarios. (Euro, 2019). En plus de l'estimation centrale, nous indiquons l'incertitude entre parenthèses en appliquant les limites inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la relation exposition-effet utilisée (risque relatif RR).

Scénario	VOLY médian: central (95% CI LI – 95% CI LS)	VOLY moyen: central (95% CI LI – 95% CI LS)	VSL: central (95% CI LI – 95% CI LS)
REF	1.010 (759 – 1.261)	2.305 (1.704 – 2.908)	3.367 (2.472 – 4.266)
BAU	675 (508 - 841)	1.532 (1.131 – 1.929)	2.232 (1.635 – 2.824)
GM	604 (455 - 752)	1.367 (1.010 – 1.722)	1.990 (1.457 – 2.520)
TB	579 (438 - 720)	1.310 (973 – 1.649)	1.907 (1.404 – 2.411)
TB+	572 (432 - 712)	1.295 (957 – 1.628)	1.883 (1.380 – 2.381)

LI : limite inférieure ; LS : limite supérieure

Tableau 42 : Gain en millions d'euros/an lié à la pollution atmosphérique dans la RBC par rapport au scénario de référence. (Euro, 2019). En plus de l'estimation centrale, nous indiquons l'incertitude entre parenthèses en appliquant les limites inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la relation exposition-effet utilisée (risque relatif RR).

Scénario	VOLY médian: central (95% CI LI – 95% CI LS)	VOLY moyen: central (95% CI LI – 95% CI LS)	VSL: central (95% CI LI – 95% CI LS)
BAU	335 (251 - 419)	773 (580 - 967)	1.135 (852 – 1.419)
GM	406 (304 - 507)	938 (703 – 1.172)	1.377 (1.033 – 1.721)
TB	431 (323 - 538)	995 (746 – 1.244)	1.461 (1.096 – 1.826)
TB+	437 (328 - 547)	1.011 (758 – 1.263)	1.485 (1.113 – 1.856)

Tableau 43 : Gain en millions d'euros/an lié à la pollution atmosphérique dans la RBC par rapport au scénario BAU. (Euro, 2019). En plus de l'estimation centrale, nous indiquons l'incertitude entre parenthèses en appliquant les limites inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la relation exposition-effet utilisée (risque relatif RR).

Scénario	VOLY médian: central (95% CI LI – 95% CI LS)	VOLY moyen: central (95% CI LI – 95% CI LS)	VSL: central (95% CI LI – 95% CI LS)
GM	71 (53 - 89)	165 (123 - 206)	242 (181 - 302)
TB	96 (72 - 120)	222 (166 - 277)	325 (244 - 407)
TB+	103 (77 - 128)	237 (178 - 297)	349 (262 - 436)

Tableau 44 : Gain en millions d'euros/an lié à la pollution atmosphérique dans la RBC par rapport au scénario GM. (Euro, 2019). En plus de l'estimation centrale, nous indiquons l'incertitude entre parenthèses en appliquant les limites inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la relation exposition-effet utilisée (risque relatif RR).

Scénario	VOLY médian: central (95% CI LI – 95% CI LS)	VOLY moyen: central (95% CI LI – 95% CI LS)	VSL: central (95% CI LI – 95% CI LS)
TB	25 (18 - 31)	57 (43 - 71)	84 (63 - 105)
TB+	32 (24 - 39)	73 (55 - 91)	107 (81 - 134)

Tableau 45 : Gain en millions d'euros/an pollution atmosphérique dans la RBC par rapport au scénario TB. (Euro, 2019). En plus de l'estimation centrale, nous indiquons l'incertitude entre parenthèses en appliquant les limites inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la relation exposition-effet utilisée (risque relatif RR).

Scénario	VOLY médian: central (95% CI LI – 95% CI LS)	VOLY moyen: central (95% CI LI – 95% CI LS)	VSL: central (95% CI LI – 95% CI LS)
TB+	7 (5 - 9)	16 (12 - 20)	24 (18 - 30)

Le gain moyen en pourcentage s'élève à :

Tableau 46 : Gain moyen (en pourcentage) dans les différents scénarios.

Gain par rapport au	Scenario	pourcentage moyen de gain
(Référence) REF	BAU	33%
	GM	40%
	TB	42%
	TB+	43%
Business as usual (BAU)	GM	11%
	TB	14%
	TB+	15%
Good move (GM)	TB	4%
	TB+	5%
Thermic ban (TB)	TB+	1%

De manière générale, ce calcul montre que :

- Au fil du temps, le scénario BAU permettra de réaliser un gain relativement substantiel. Quand on considère les scénarios BAU, GM, TB et TB+, le gain par rapport au scénario BAU est de 11 % (GM), 14 % (TB) et 15 % (TB+).
- En examinant les différentes approches (VOLY médiane, VOLY moyenne, VSL), les gains les plus importants sont liés à l'approche VSL et les plus faibles à l'approche de la VOLY médiane. Le ratio de gain entre les approches VSL/VOLY médiane est un facteur de 3,3. En ce qui concerne la mortalité due à la pollution atmosphérique, selon de nombreux auteurs, l'approche VOLY est plus appropriée que l'approche VSL (Hammit, 2007) (Desaigues et al., 2011). En effet, la plupart des décès surviennent dans la partie la plus âgée de la population. L'approche VSL s'avère plus appropriée pour les victimes du trafic mais l'OCDE donne sa préférence à l'approche VSL.
- Sur la base de l'approche de la VOLY médiane (conservatrice), le coût total de la pollution atmosphérique dans la RBC dans le scénario de référence est de 1 010 millions d'euros/an. Par rapport à la situation de référence, les coûts diminueront au fil du temps de 335 millions d'euros par an (BAU). Par rapport au scénario BAU, des gains supplémentaires de 71 millions d'euros/an (GM), 96 millions €/an (TB) et 103 millions €/an (TB+) pourront être réalisés.
- Sur la base de l'approche VSL, le coût total de la pollution atmosphérique dans le scénario de référence est égal à 3.367 millions d'euros/an. Par rapport à la situation de référence, les coûts diminueront au fil du temps de 1.135 millions d'euros par an (BAU). Par rapport au scénario BAU, des gains supplémentaires de 242 millions d'euros/an (GM), 325 millions €/an (TB) et 349 millions €/an (TB+) pourront être réalisés.

7.2. CONTEXTUALISATION DES RÉSULTATS

Fin 2017, la Commission européenne a estimé les coûts liés à la pollution atmosphérique et l'impact sur la santé pour la Belgique. Selon la CE, ces derniers s'élevaient à 8 milliards d'euros (Euro 2010). Citation : « *The health-related external costs from air pollution in Belgium have been estimated to be more than EUR 8 billion/year (income adjusted, 2010), which includes the intrinsic value of living a healthy life without premature death as well as the direct costs to the economy such as healthcare costs and lost working days due to sickness caused by air pollution.* » (CE, 2017a) (CE, 2017b). Les chiffres sont basés sur un calcul effectué en 2013 (CE, 2013). Sur la base du rapport, il n'est pas clair si ce chiffre pour la Belgique (8 milliards d'euros) est basé sur l'approche de la VOLY médiane ou de la VSL. En se basant sur le nombre de décès rapportés, cette estimation de 8 milliards est possible sur la base de l'approche VOLY.

Le nombre de décès prématurés pour la Belgique en 2013 était égal à 10.050 pour les PM_{2,5}, 2.320 pour le NO₂ et 210 pour l'O₃. Le nombre total de décès prématurés était donc égal à 12.580. En 2013, le nombre de YOLL pour la Belgique était égal à 103.600 pour les PM_{2,5}, 23.900 pour le NO₂ et 2.300 pour l'O₃. Le nombre total de YOLL était donc égal à 129.800 (AEE, 2016). Ainsi, 129.800/12.580 = 10,3 années sont perdues par décès prématuré. Sur la base des données d'incidence de la mortalité à Bruxelles, le calcul de ce rapport est basé sur 11,6 années perdues en raison d'un décès prématuré, ce qui correspond bien.

Dans le projet Aphekom (2008-2011), les coûts ont été budgétisés pour plusieurs villes européennes, dont la RBC (Bouland, 2010) (Pascal et al., 2013). On a évalué le gain que représenterait une diminution des PM_{2,5} de 5 µg/m³. Dans la RBC, une telle diminution permettrait de dégager un gain de 44 millions d'euros₂₀₀₅. Une baisse de la concentration moyenne annuelle de PM_{2,5} de 10 µg/m³ conformément aux lignes directrices OMS relatives à la qualité de l'air représenterait un gain de 722 millions d'euros par an (approche VSL : valeur VSL 1.655.000 euros₂₀₀₅). À cette date, dans la RBC, la concentration moyenne journalière des PM_{2,5} (moyenne sur 3 ans de mesures) était de 19 µg/m³. Compte tenu de la croissance économique et de l'inflation (variation de l'IPCH 2005->2019 : 30 %), le fait qu'actuellement l'exposition pondérée par la population est égale à 14 µg/m³ de PM_{2,5}, une croissance de la population de 1,1 à 1,2 million d'individus et une VSL de 3 millions de dollars ou de 2,4 millions d'euros₂₀₀₅, sur la base des données d'Aphekom, on arriverait à un gain de $722 / (19 \mu\text{g}/\text{m}^3 - 10 \mu\text{g}/\text{m}^3) \times 14 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times 1,30 \times (2,4 \times 10^6 / 1,655 \times 10^6) \times (1,2/1,1) = 2,3$ milliards d'euros pour la mortalité due aux PM_{2,5}, ce qui correspond au résultat de notre étude. Pour la VSL, nous arrivons maintenant à un coût de pollution atmosphérique de 2,1 milliards d'euros dans le scénario de référence. Il ne s'agit que d'une comparaison approximative et il peut y avoir différentes hypothèses, mais elle indique que l'estimation actuelle est du même ordre de grandeur.

7.3. CONCLUSION

En termes de coûts, on peut conclure ce qui suit. Une distribution est donnée sur la base des résultats de la VOLY médiane et de la VSL. Le coût de la pollution atmosphérique dans la RBC dans le scénario de référence est compris entre 1.010 et 3.367 millions d'euros par an. Au fil du temps, le coût de la pollution atmosphérique diminuera de 335 à 1 135 millions d'euros par an (BAU). Par rapport au scénario BAU, un gain supplémentaire de 71 à 242 millions d'euros/an (scénario GM), de 96 à 325 millions euros/an (scénario TB) et de 103 349 millions d'euros/an (scénario TB+) pourra être réalisé.

CHAPITRE 8. RECOMMANDATIONS STRATEGIQUES

Dans cette étude, nous avons déterminé l'exposition aux polluants atmosphériques de la population de la Région de Bruxelles-Capitale, ainsi que leur impact sur divers effets sur la santé. Les calculs ont été effectués pour 5 scénarios. Le scénario de référence reflète la situation en 2015. Le scénario Business As Usual (BAU) pour 2030 tient compte de la poursuite de la politique actuelle de transition continue vers une mobilité plus durable. Les trois scénarios suivants reflètent différentes mesures de mobilité :

- Scénario de mobilité Good Move (GM) : diminution du trafic motorisé due à la mise en œuvre du plan de mobilité Good Move adopté en mars 2020⁶¹, calculs pour l'année 2030.
- Scénario de mobilité Thermic Ban (TB) : diminution du trafic motorisé (scénario Good Move) combinée à une diminution progressive du nombre de véhicules diesel, essence et GPL, à l'exclusion des poids lourds, calculs pour l'année 2030.
- Scénario de mobilité Thermic Ban Plus (TB+) : scénario Thermic Ban incluant l'électrification des poids lourds, calculs pour l'année 2030.

Par rapport au scénario BAU, ces scénarios de mobilité apportent des gains supplémentaires en matière de santé pour la population de la RBC en raison d'une exposition plus faible aux polluants atmosphériques.

Sur la base des résultats décrits ci-dessus, nous formulons ci-dessous des recommandations stratégiques pour la politique de mobilité de la Région de Bruxelles-Capitale.

8.1. L'IMPORTANCE DE LA SUPPRESSION PROGRESSIVE DES VEHICULES THERMIQUES ET DE LA MISE EN ŒUVRE DE GOOD MOVE

8.1.1. LES AVANTAGES DE LA SUPPRESSION PROGRESSIVE DES VEHICULES THERMIQUES ET DE LA MISE EN ŒUVRE DE GOOD MOVE

Cette étude montre que la suppression des véhicules à moteur à combustion et la mise en œuvre du plan régional Good Move apporteront, selon toute attente, des avantages importants à la Région de Bruxelles-Capitale : une meilleure qualité de l'air, moins de décès prématurés et de maladies, et des économies importantes sur les dépenses liées à ces avantages pour la santé.

Les scénarios GM, TB et TB+ présentent des avantages évidents pour la protection de la santé des Bruxellois. Ils permettent de réduire significativement l'exposition pour qu'elle soit inférieure à la valeur conseillée pour la santé de tous les habitants de Bruxelles dans les scénarios de sortie du thermique pour le NO₂ et les PM₁₀. Pour les PM_{2,5}, l'exposition la plus faible est réalisée dans les deux scénarios de sortie du thermique, mais ici, 3 à 4 % de la population est encore exposée à une valeur supérieure à la limite d'exposition basée sur la santé, à savoir 10 µg/m³. Des études récentes ont montré que les effets sur la santé sont également observés en dessous des valeurs guides et des valeurs limites et qu'il est donc très important de maintenir l'exposition générale la plus faible possible. L'exposition la plus faible est celle liée aux scénarios Thermic Ban.

⁶¹ <https://goodmove.brussels/nl/>

Par conséquent, la mise en œuvre du plan de mobilité régionale Good Move et la suppression progressive des véhicules à moteur à combustion sont essentielles pour atteindre les niveaux d'exposition recommandés pour tous les polluants. Ainsi, les scénarios de sortie du thermique entraîneraient chaque année entre 102 et 110 décès prématurés de moins et une réduction de 25 à 28% du nombre de cas de maladies dues à une exposition chronique au NO₂. Cela permettrait d'économiser 100 à 350 millions d'euros de dépenses de santé annuelles en 2030, par rapport au scénario BAU. Dans cette étude, les bénéfices sont calculés pour une période d'un an. En réalité, les bénéfices totaux attendus sont cumulatifs et donc plus élevés. Par conséquent, plus tôt ces politiques seront mises en œuvre, plus les bénéfices cumulés seront importants.

La mesure dans laquelle le projet Good Move peut être réalisé dépend de la mesure dans laquelle les Bruxellois et les navetteurs optent pour des moyens de transport alternatifs tels que les transports publics, le vélo, la trottinette et la marche. Le succès de ces formes de déplacement physiquement actives est lié à la qualité des infrastructures pour les cyclistes, les marcheurs et les piétons. Les conditions pour y arriver (par exemple, un nombre suffisant de pistes cyclables et de sentiers pédestres sûrs, une capacité suffisante pour une mobilité partielle active) ont déjà été décrites dans Good Move. Le degré de mise en œuvre et d'application des mesures contenues dans le plan GM déterminera l'ampleur des avantages pour la santé.

Les avantages résultant de l'interdiction des véhicules à moteur à combustion dépendront également de leur mise en œuvre et de leur application. Avec le scénario TB+, nous constatons que plus le nombre des véhicules supprimés par les mesures de sortie du diesel sera élevé, plus les avantages pour la santé seront importants. Les choix politiques tels que le type de véhicules concernés, le nombre de dispenses accordées, le calendrier et le régime de contrôle sont des paramètres importants qui influencent l'impact global du régime.

8.1.2. DES GAINS SUPPLEMENTAIRES EN MATIERE DE SANTE

L'étude actuelle a quantifié les effets sur la santé de l'exposition aux polluants atmosphériques pour la population bruxelloise. Cependant, on peut s'attendre à des gains encore plus importants en matière de santé car :

- Les nombreux navetteurs qui travaillent à Bruxelles pendant la journée seront exposés à des concentrations plus faibles et développeront donc moins de problèmes de santé.
- La réduction des émissions dues au trafic sur le territoire bruxellois a un impact positif sur les niveaux de concentration en Flandre et en Wallonie, entraînant une réduction de l'exposition dans ces régions.
- Les mesures de mobilité améliorent la qualité de l'air mais ont en même temps un effet positif sur le bruit du trafic. La réduction de l'exposition au bruit de la circulation apporte des avantages supplémentaires pour la santé (indépendamment de l'effet de l'amélioration de la qualité de l'air).
- La plupart des habitants de Bruxelles (et des Belges) ne sont actuellement pas assez actifs physiquement. En optant pour le plan de mobilité Good Move, un nombre plus élevé d'entre eux opteront pour d'autres modes de déplacement actif. Plusieurs études (Buekers et al., 2015 ; Dons et al., 2018 ; Mueller et al., 2015) montrent que l'effet positif d'une activité physique accrue sur la santé est plusieurs fois supérieur au risque de pollution atmosphérique pour la santé. Cela est particulièrement vrai si les piétons et les cyclistes peuvent choisir des itinéraires où ils sont moins exposés aux gaz d'échappement. Par conséquent, toute mesure politique visant à promouvoir la mobilité active devrait, en plus des chiffres figurant dans le présent rapport, tenir compte des avantages du vélo et de la marche pour la santé. Vu l'importance de son bénéfice pour la santé, même une petite augmentation du nombre de cyclistes et de piétons peut avoir des effets monétaires du même ordre de grandeur ou plus

élevés encore que les chiffres présentés dans ce rapport.

- D'autre part, les coûts des accidents pour la santé peuvent être du même ordre de grandeur que les bénéfices pour la santé d'une activité physique accrue. Si l'utilisation du vélo augmente, tout devra être mis en œuvre pour éviter une augmentation du nombre d'accidents. Si les accidents mortels sont également pris en compte, il est certain que tout investissement dans des infrastructures cyclables sûres sera rentable⁶².
- Si de l'espace devient disponible à Bruxelles en raison de la réduction des volumes de trafic (par exemple, des rues qui peuvent être fermées, des places de parking qui ne sont plus nécessaires), le (ré)aménagement de l'espace public peut prendre en compte la création d'espaces vert-bleu. Il existe de nombreuses preuves scientifiques montrant que la proximité d'un espace vert (urbain) a un effet positif sur la santé physique et mentale des riverains, voir (WHO Regional Office for Europe, 2016). Ces mesures auront également un effet positif sur les éventuels futurs stress thermiques. Pour l'exposition aux espaces verts, il existe des recommandations dans les domaines de la conception, de l'utilisation réelle des espaces verts, de l'accessibilité pour les groupes cibles (Buekers et al., 2020).

8.2. POINTS D'ATTENTION

8.2.1. DONNEES SUR LES EMISSIONS REELLES DU TRAFIC ROUTIER

La méthodologie COPERT 4 utilisée dans la modélisation des émissions prend en compte les résultats récents sur les émissions en conduite réelle. Toutefois, une étude récente (Suarez-Bertoa et al., 2019) montre que dans certaines circonstances, les émissions réelles diffèrent sensiblement des résultats des tests d'émissions en conduite réelle. L'étude n'identifie aucune raison potentielle susceptible d'expliquer cette situation, mais les émissions réelles peuvent différer des conditions d'essai. Les émissions de gaz d'échappement sont prises en compte, ainsi que les émissions non liées aux gaz d'échappement provenant, par exemple, du freinage, de l'usure des pneus, des freins et du revêtement routier, ainsi que de la poussière soufflée par le vent en raison de la circulation de l'air. Des recherches sont menées sur l'ampleur de la contribution des émissions qui ne sont pas liées aux gaz d'échappement ainsi que sur leur composition chimique. En outre, il n'y a pas de consensus sur la différence, au niveau des émissions qui ne sont pas liées aux gaz d'échappement entre les voitures à moteur à combustion et les véhicules électriques. Certaines études⁶³ soutiennent qu'un véhicule électrique à batterie produit plus d'émissions qui ne sont pas liées aux gaz d'échappement qu'un véhicule à moteur à combustion, car un véhicule électrique est généralement plus lourd et entraîne donc une plus grande usure des pneus et du revêtement routier.

L'Institut Scientifique de Service Public (ISSEP), le Vlaams departement Omgeving (Département Flamand Environnement) et Bruxelles Environnement ont récemment eut recours à un système de mesure pour quantifier les émissions des véhicules en circulation sur leurs routes⁶⁴ appelé « remote sensing » (télé-détection). Ce type de mesures est recommandé en ce qu'il aide à mieux connaître ce qu'émettent réellement les véhicules lorsqu'ils circulent.

⁶² Les avantages pour la santé (et les gains économiques connexes) du passage de la mobilité passive à la mobilité active peuvent être calculés à l'aide d'un outil de calcul développé par la Vlaams Agentschap Zorg en Gezondheid (Agence flamande pour les soins et la santé) (<https://www.zorg-en-gezondheid.be/gezondheidscalculator-modal-shift>). Une étude récente du VITO (Castro et al., 2019) a montré que l'utilisation du vélo électrique entraîne également une augmentation significative de l'activité physique de leurs utilisateurs qui passent de la voiture et des transports publics au vélo. La perte nette d'activité physique chez les cyclistes qui passent d'un vélo ordinaire à un vélo électrique a été beaucoup moins importante en raison de l'augmentation de la distance totale à parcourir.

⁶³ https://theicct.org/sites/default/files/publications/ICCT_Pocketbook_2018_Final_20181205.pdf

⁶⁴ <https://www.issep.be/wp-content/uploads/Projet-PEMSWALL.pdf>
<https://environnement.brussels/thematiques/mobilite/projet-remote-sensing>
<https://omgeving.vlaanderen.be/metingen-verkeersemisies-via-remote-sensing>

8.2.2. CONTROLE DE LA FRAUDE AU FILTRE A PARTICULES

Dans les scénarios BAU et Good Move, une proportion importante de voitures roulent toujours au diesel, ce qui est également vrai dans le scénario de sortie du thermique pour les poids lourds. Les modèles d'émission utilisés tiennent compte du fait que la plupart des voitures diesel sont équipées d'un filtre à particules, ce qui réduit considérablement les émissions de suie et de particules fines. Cependant, le remplacement du filtre à particules peut coûter cher et c'est pourquoi les filtres à particules sont parfois retirés des voitures diesel. Des mesures d'opacité sont actuellement effectuées dans les contrôles techniques belges pour vérifier les émissions au niveau du tuyau d'échappement. Toutefois, cette méthode de mesure n'est pas adaptée au contrôle de la fraude sur les filtres à particules. Il existe une meilleure méthode de contrôle (compteur de particules), mais elle n'est pas encore appliquée. Il est important d'introduire cette nouvelle méthode de mesure le plus rapidement possible dans les trois Régions et de ne pas attendre une directive européenne sur le sujet.

8.2.3. TRANSPORT URBAIN DES MARCHANDISES

Un effet indirect possible de la suppression progressive de la motorisation diesel des poids lourds (comme dans le cas du TB+) pourrait être un glissement des poids lourds vers les véhicules utilitaires légers⁶⁵. Parallèlement à la sortie du thermique, il est important que la Région mette en œuvre une stratégie générale visant à réduire le nombre de véhicules-kilomètres parcourus par les véhicules utilitaires légers.

Le scénario « Good Move » prévoit une réduction de 48 % du nombre de véhicules-kilomètres parcourus par les véhicules utilitaires légers par rapport au scénario BAU. Cela ne peut se faire que par une approche différente du transport urbain des marchandises. Le trafic fluvial n'est possible que pour certains types de produits, par exemple les matériaux de construction. Le rapport de l'AEE mentionné ci-dessus (Agence européenne pour l'environnement, 2018) propose de créer des centres de distribution dans la périphérie urbaine, à partir desquels des livraisons conjointes pourraient être effectuées avec des véhicules moins polluants ou des vélos-cargos électriques. Toutefois, le transbordement supplémentaire exige plus de temps et augmente les coûts, ce réduit souvent l'efficacité économique. Le rapport propose plusieurs moyens de relever le défi des coûts et de parvenir à un transport urbain de marchandises durable, tels que la création de micro-hubs et de points de livraison, mais aussi l'utilisation de drones.

8.2.4. ÉMISSIONS PROVENANT D'AUTRES SECTEURS

Pour encore améliorer la qualité de l'air dans la Région de Bruxelles-Capitale, il ne suffit pas de réduire les émissions liées au trafic local. Cette question a été abordée dans la section 6.1.2 et a été étudiée dans le projet (Joaquin, 2015). Des mesures doivent être prises dans d'autres domaines :

- En 2030, les ménages deviendront le secteur d'émission le plus important pour les polluants NOx et les particules. La combustion du bois utilisé pour chauffer les bâtiments représente une source d'émissions particulièrement importante. En outre, de nombreuses maisons à Bruxelles (et généralement en Belgique) sont mal isolées. Un plan d'action destiné à ce secteur semble approprié.

⁶⁵ Notons que les scénarios TB et TB+ de cette étude ne prennent pas en compte cette hypothèse.

- Les sources d'émission en dehors de Bruxelles contribuent de manière importante aux concentrations des particules fines. En plus des particules fines primaires, émises directement, il existe aussi une proportion importante de particules fines secondaires qui résultent des réactions chimiques qui se produisent entre les différents polluants présents dans l'air. L'ammoniac (NH₃) est important à cet égard, car il est émis par l'agriculture, en particulier pendant la période où les agriculteurs fertilisent leurs champs (Jurgen Buekers et al., 2014). Une coopération à l'échelle belge et européenne est nécessaire pour garantir une meilleure qualité de l'air.

8.2.5. NORME CE/BC

Actuellement, les normes européennes pour les particules fines et le NO₂ sont les principales lignes directrices de la politique bruxelloise de la qualité de l'air. Il n'existe pas de norme pour la suie sous forme de carbone élémentaire (CE) ou de black carbon (BC). Bien que cette fraction ne représente qu'une faible proportion des PM_{2,5}, elle est probablement responsable d'une (grande) partie des effets sur la santé. Cependant, aucune relation exposition-effet n'est disponible pour l'exposition à ces polluants, à l'exception de la mortalité prématurée (une étude (Janssen et al., 2011b)). Dans l'étude actuelle, cette étude a été utilisée pour estimer le nombre de décès prématurés. Cependant, comme le chevauchement avec les effets sur la santé des PM_{2,5} et du NO₂ n'est pas connu, les chiffres n'ont pas été inclus dans l'évaluation économique. Il serait donc souhaitable que, dans les forums pertinents, les autorités bruxelloises préconisent l'introduction d'une norme européenne de qualité de l'air pour le carbone noir. Cela peut se faire, par exemple, en concertation avec l'OMS. Une telle norme permettrait à la politique de se concentrer plus efficacement sur une fraction de particules fines pertinente au niveau de la santé. De plus, une telle norme s'inscrit bien dans les compétences et les possibilités des autorités bruxelloises car les niveaux de concentration du BC sont principalement influencés par les sources de combustion locales et sont beaucoup moins affectés par les émissions en dehors de Bruxelles.

8.2.6. RECOMMANDATIONS METHODOLOGIQUES

La Cellule interrégionale pour l'environnement (IRCELINE)⁶⁶ a récemment déterminé le nombre de cas de décès prématurés dus à divers polluants atmosphériques au niveau régional sur une base annuelle. Il est intéressant de suivre l'évolution dans le temps de cet indicateur de santé. Les relations exposition-effet utilisées dans cette étude (et également par IRCELINE) ont été sélectionnées sur la base d'une récente étude de la littérature évaluée par des pairs ainsi que d'études réalisées par des agences de premier plan. Les résultats scientifiques évoluent avec le temps, par exemple l'OMS publiera de nouvelles recommandations sur les effets de la pollution atmosphérique sur la santé en 2021. Il est possible que cela modifie (légèrement) les conclusions de cette étude. Dans les études récentes, l'exposition dynamique à la pollution de l'air est souvent déterminée en tenant compte du comportement de déplacement plutôt qu'en se basant uniquement sur l'exposition à la maison comme dans cette étude. Cependant, il n'existe actuellement aucune relation exposition-effet validée pour déterminer leurs effets sur la santé.

Une deuxième recommandation concerne la disponibilité des données de santé pour les personnes vivant dans la Région de Bruxelles-Capitale. Dans les calculs de la présente étude, pour certains points d'évaluation de santé on a besoin de l'incidence des visites chez les médecins généralistes. Ces données n'ont pas pu être obtenues pour la Région de Bruxelles-Capitale.

⁶⁶ <https://www.irceline.be/nl>

C'est pourquoi nous avons utilisé les données flamandes de la base de données Intego⁶⁷, une base de données qui enregistre les visites chez le médecin généraliste pour une population de patients représentant 1,91% de la population flamande. Pour plus d'informations sur la base de données Intego, voir la section 5.7.1 Ces données ont été combinées avec les chiffres de prévalence de l'Enquête santé 2018 de Sciensano⁶⁸.

La création d'une base de données bruxelloise sur la santé permet de vérifier l'évolution dans le temps de certains effets sur la santé. Ces données peuvent également être reliées à d'autres données, par exemple des données environnementales (qualité de l'air dans cette étude). La surveillance des effets de la pollution atmosphérique, du climat et des espaces verts sur la santé permet de mener des recherches comme celle-ci où les connaissances les plus récentes peuvent être appliquées. De telles informations sont utiles car elles permettent de guider les politiques publiques et évaluer leurs effets.

⁶⁷ www.intego.be

⁶⁸ https://his.wiv-isp.be/nl/SitePages/Volledige_rapporten_2018.aspx

RÉFÉRENCES

- Abbey, D.E., Hwang, B.L., Burchette, R.J., Vancuren, T., Mills, P.K., 1995. Estimated Long-Term Ambient Concentrations of PM₁₀ and Development of Respiratory Symptoms in a Nonsmoking Population. *Arch. Environ. Heal. An Int. J.* 50, 139–152. <https://doi.org/10.1080/00039896.1995.9940891>
- Abbey, D.E., Ostro, B.E., Petersen, F., Burchette, R.J., n.d. 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, 137–59.
- Amann, M., Holland, M., Maas, R., Vandyck, T., Saveyn, B., 2017. Costs, benefits and economic impacts of the EU Clean Air Strategy and their implications on innovation and competitiveness. IIASA report. (<http://gains.iiasa.ac.at>).
- Andersen, Z.J., Kristiansen, L.C., Andersen, K.K., Olsen, T.S., Hvidberg, M., Jensen, S.S., Ketzel, M., Loft, S., Sørensen, M., Tjønneland, A., Overvad, K., Raaschou-Nielsen, O., 2012. Stroke and Long-Term Exposure to Outdoor Air Pollution From Nitrogen Dioxide. *Stroke* 43, 320–325. <https://doi.org/10.1161/STROKEAHA.111.629246>
- Anderson, H.R., Favarato, G., Atkinson, R.W., 2013. Long-term exposure to air pollution and the incidence of asthma: meta-analysis of cohort studies. *Air Qual. Atmos. Heal.* 6, 47–56. <https://doi.org/10.1007/s11869-011-0144-5>
- Arca, J.A., Blanco Ramos, M.Á., de la Infanta, R.G., López, C.P., Pérez, L.G., López, J.L., 2006. Lung Cancer Diagnosis: Hospitalization Costs. *Arch. Bronconeumol.* ((English Ed. 42, 569–574. [https://doi.org/10.1016/s1579-2129\(06\)60589-2](https://doi.org/10.1016/s1579-2129(06)60589-2)
- ARCADIS, 2009. Reële milieugerelateerde gezondheidskosten in Vlaanderen.
- Atkinson, R.W., Carey, I.M., Kent, A.J., van Staa, T.P., Anderson, H.R., Cook, D.G., 2013. Long-term exposure to outdoor air pollution and incidence of cardiovascular diseases. *Epidemiology* 24, 44–53. <https://doi.org/10.1097/EDE.0b013e318276ccb8>
- Ball, G., Campbell, K., Burke, N., Pericleous, L., Tarride, J., 2016. Indirect Costs Associated with Cardiovascular Disease in Canada: A Literature Review. *Value Heal.* 19, A49. <https://doi.org/10.1016/j.jval.2016.03.122>
- Beelen, R., Hoek, G., Vienneau, D., Eeftens, M., Dimakopoulou, K., Pedeli, X., Tsai, M.Y., Künzli, N., Schikowski, T., Marcon, A., Eriksen, K.T., Raaschou-Nielsen, O., Stephanou, E., Patelarou, E., Lanki, T., Yli-Tuomi, T., Declercq, C., Falq, G., Stempfelet, M., Birk, M., Cyrys, J., von Klot, S., Nádor, G., Varró, M.J., Dedele, A., Gražulevičiene, R., Mölter, A., Lindley, S., Madsen, C., Cesaroni, G., Ranzi, A., Badaloni, C., Hoffmann, B., Nonnemacher, M., Krämer, U., Kuhlbusch, T., Cirach, M., de Nazelle, A., Nieuwenhuijsen, M., Bellander, T., Korek, M., Olsson, D., Strömngren, M., Dons, E., Jerrett, M., Fischer, P., Wang, M., Brunekreef, B., de Hoogh, K., 2013. Development of NO₂ and NO_x land use regression models for estimating air pollution exposure in 36 study areas in Europe - The ESCAPE project. *Atmos. Environ.* 72, 10–23. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.02.037>
- Bickel, P., Friedrich, R., n.d. Externe Externalities of Energy Methodology 2005 Update.
- Bickel, P., Schmid, S., Tervonen, J., Hämeikoski, K., 2003. COMPETITIVE AND SUSTAINABLE GROWTH (GROWTH) PROGRAMME UNification of accounts and marginal costs for Transport Efficiency UNITE Deliverable 11 Environmental Marginal Cost Case Studies.
- Bouland, C., 2010. Aphekom - Local city report - Brussels Capital.
- Brandt, J., Silver, J.D., Christensen, J.H., Andersen, M.S., Bønløkke, J.H., Sigsgaard, T., Geels, C., Gross, A., Hansen, A.B., Hansen, K.M., Hedegaard, G.B., Kaas, E., Frohn, L.M., 2013. Contribution from the ten major emission sectors in Europe and Denmark to the health-cost externalities of air pollution using the EVA model system – an integrated modelling approach. *Atmos. Chem. Phys.* 13, 7725–7746. <https://doi.org/10.5194/acp-13-7725-2013>
- Britton, M., 2003. The burden of BPCO in the U.K.: Results from the Confronting BPCO survey. *Respir. Med.* 97. [https://doi.org/10.1016/S0954-6111\(03\)80027-6](https://doi.org/10.1016/S0954-6111(03)80027-6)
- Brook, R.D., Jerrett, M., Brook, J.R., Bard, R.L., Finkelstein, M.M., 2008. The Relationship Between Diabetes Mellitus and Traffic-Related Air Pollution. *J. Occup. Environ. Med.* 50, 32–38. <https://doi.org/10.1097/JOM.0b013e31815dba70>
- Brook, R.D., Rajagopalan, S., Pope, C.A., Brook, J.R., Bhatnagar, A., Diez-Roux, A. V., Holguin, F., Hong, Y., Luepker, R. V., Mittleman, M.A., Peters, A., Siscovick, D., Smith, S.C., Whitsel, L., Kaufman, J.D., 2010. Particulate Matter Air Pollution and Cardiovascular Disease. *Circulation* 121, 2331–2378. <https://doi.org/10.1161/CIR.0b013e3181dbee1>
- Buekers, Jurgen, Deutsch, F., Veldeman, N., Janssen, S., Panis, L.I., 2014. Fine Atmospheric Particles from Agricultural Practices in Flanders: From Emissions to Health Effects and Limit Values. *Outlook Agric.* 43, 39–44. <https://doi.org/10.5367/oa.2014.0153>
- Buekers, J., Dons, E., Elen, B., Int Panis, L., 2015. Health impact model for modal shift from car use to cycling or walking in

- Flanders: Application to two bicycle highways. *J. Transp. Heal.* 2, 549–562. <https://doi.org/10.1016/j.jth.2015.08.003>
- Buekers, J., Int Panis, L., Nawrot, T., Pieters, N., Legiest, B., 2014. De maatschappelijke kostenanalyse van de meest relevante gezondheidseffecten die in verband staan met verkeersgerelateerde luchtvervuiling als onderbouwing voor milieu- en gezondheidsbeleidsacties.
- Buekers, J., Van de Vel, K., De Nocker, L., Bierkens, J., Baken, K., 2020. Optimaliseren en actualiseren van het gebruik van gezondheidsindicatoren binnen de omgevingsbeleidscontext.
- Burnett, R., Chen, H., Szyszkowicz, M., Fann, N., Hubbell, B., Pope, C.A., Apte, J.S., Brauer, M., Cohen, A., Weichenthal, S., Coggins, J., Di, Q., Brunekreef, B., Frostad, J., Lim, S.S., Kan, H., Walker, K.D., Thurston, G.D., Hayes, R.B., Lim, C.C., Turner, M.C., Jerrett, M., Krewski, D., Gapstur, S.M., Diver, W.R., Ostro, B., Goldberg, D., Crouse, D.L., Martin, R. V., Peters, P., Pinault, L., Tjepkema, M., van Donkelaar, A., Villeneuve, P.J., Miller, A.B., Yin, P., Zhou, M., Wang, L., Janssen, N.A.H., Marra, M., Atkinson, R.W., Tsang, H., Quoc Thach, T., Cannon, J.B., Allen, R.T., Hart, J.E., Laden, F., Cesaroni, G., Forastiere, F., Weinmayr, G., Jaensch, A., Nagel, G., Concin, H., Spadaro, J. V., 2018. Global estimates of mortality associated with long-term exposure to outdoor fine particulate matter. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 115, 9592–9597. <https://doi.org/10.1073/pnas.1803222115>
- Burnett, R.T., Shin, H.H., Diver, W.R., Ezzati, M., Olives, C., Lim, S.S., Mehta, S., Singh, G., Hubbell, B., Brauer, M., Smith, K.R., Balmes, J.R., Bruce, N.G., Kan, H., Laden, F., Prüss-Ustün, A., Turner, M.C., Gapstur, S.M., Cohen, A., 2014. An integrated risk function for estimating the global burden of disease attributable to ambient fine particulate matter exposure. *Environ. Health Perspect.* 122, 397–403. <https://doi.org/10.1289/ehp.1307049>
- Cai, Y., Zhang, B., Ke, W., Feng, B., Lin, H., Xiao, J., Zeng, W., Li, X., Tao, J., Yang, Z., Ma, W., Liu, T., 2016. Associations of Short-Term and Long-Term Exposure to Ambient Air Pollutants With Hypertension: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Hypertens. (Dallas, Tex. 1979)* 68, 62–70. <https://doi.org/10.1161/HYPERTENSIONAHA.116.07218>
- Carey, I.M., Anderson, H.R., Atkinson, R.W., Beevers, S., Cook, D.G., Dajnak, D., Gulliver, J., Kelly, F.J., 2016. Traffic pollution and the incidence of cardiorespiratory outcomes in an adult cohort in London. *Occup. Environ. Med.* 73, oemed-2015-103531. <https://doi.org/10.1136/oemed-2015-103531>
- Castro, A., Gaupp-Berghausen, M., Dons, E., Standaert, A., Laeremans, M., Clark, A., Anaya-Boig, E., Cole-Hunter, T., Avila-Palencia, I., Rojas-Rueda, D., Nieuwenhuijsen, M., Gerike, R., Panis, L.I., de Nazelle, A., Brand, C., Raser, E., Kahlmeier, S., Götschi, T., 2019. Physical activity of electric bicycle users compared to conventional bicycle users and non-cyclists: Insights based on health and transport data from an online survey in seven European cities. *Transp. Res. Interdiscip. Perspect.* 1, 100017. <https://doi.org/10.1016/j.trip.2019.100017>
- Cavallo, M.C., Gugiatti, A., Fattore, G., Gerzeli, S., Barbieri, D., Zanini, R., 2015. Cost of care and social consequences of very low birth weight infants without premature-related morbidities in Italy. *Ital. J. Pediatr.* 41, 59. <https://doi.org/10.1186/s13052-015-0165-z>
- Cesaroni, G., Badaloni, C., Gariazzo, C., Stafoggia, M., Sozzi, R., Davoli, M., Forastiere, F., 2013. Long-term exposure to urban air pollution and mortality in a cohort of more than a million adults in Rome. *Environ. Health Perspect.* 121, 324–31. <https://doi.org/10.1289/ehp.1205862>
- Cesaroni, G., Forastiere, F., Stafoggia, M., Andersen, Z.J., Badaloni, C., Beelen, R., Caracciolo, B., de Faire, U., Erbel, R., Eriksen, K.T., Fratiglioni, L., Galassi, C., Hampel, R., Heier, M., Hennig, F., Hilding, A., Hoffmann, B., Houthuijs, D., Jöckel, K.-H., Korek, M., Lanki, T., Leander, K., Magnusson, P.K.E., Migliore, E., Ostenson, C.-G., Overvad, K., Pedersen, N.L., J, J.P., Penell, J., Pershagen, G., Pyko, A., Raaschou-Nielsen, O., Ranzi, A., Ricceri, F., Sacerdote, C., Salomaa, V., Swart, W., Turunen, A.W., Vineis, P., Weinmayr, G., Wolf, K., de Hoogh, K., Hoek, G., Brunekreef, B., Peters, A., 2014. Long term exposure to ambient air pollution and incidence of acute coronary events: prospective cohort study and meta-analysis in 11 European cohorts from the ESCAPE Project. *BMJ* 348, f7412.
- Chanel, O., Perez, L., Künzli, N., Medina, S., Aphekom group, 2016. The hidden economic burden of air pollution-related morbidity: evidence from the Aphekom project. *Eur. J. Heal. Econ.* 17, 1101–1115. <https://doi.org/10.1007/s10198-015-0748-z>
- Committee on the Medical Effects of Air Pollutants, 2015. Quantification of Mortality and Hospital Admissions Associated with Ground-level Ozone, A report by the Committee on the Medical Effects of Air Pollutants.
- Crichton, S., Barratt, B., Spiridou, A., Hoang, U., Liang, S.F., Kovalchuk, Y., Beevers, S.D., Kelly, F.J., Delaney, B., Wolfe, C. DA, 2016. Associations between exhaust and non-exhaust particulate matter and stroke incidence by stroke subtype in South London. *Sci. Total Environ.* 568, 278–284. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.009>
- De Backer, J., Bautmans, B., 2015. CARCINOGENE RISICO'S IN VOLKSGEZONDHEIDSKUNDIGE RISICO-INSCHATTINGEN.
- De Smet, S., 2016. “DE ECONOMISCHE KOST VAN DIABETES MELLITUS TYPE II IN BELGIË.”

- Desaigues, B., Ami, D., Bartczak, A., Braun-Kohlova, M., Chilton, S., Czajkowski, M., Farreras, V., Hunt, A., Hutchinson, M., Jeanrenaud, C., Kaderjak, P., Maca, V., Markiewicz, O., Markowska, A., Metcalf, H., Navrud, S., Nielsen, J.S., Ortiz, R., Pellegrini, S., Rabl, A., Riera, R., Scasny, M., Stoeckel, M.-E., Szanto, R., Urban, J., web-support@bath.ac.uk, 2011. Economic valuation of air pollution mortality: A 9-country contingent valuation survey of value of a life year (VOLY). *Ecol. Indic.*
- Deutsch, F.; Hooyberghs, H.; Van de Vel, K.; Van Holderbeke, M.; De Nocker, L., 2020. Luchtkwaliteitsgerelateerde morbiditeit in Vlaanderen.
- Dewilde, S., Annemans, L., Pincé, H., Thijs, V., 2018. Hospital financing of ischaemic stroke: Determinants of funding and usefulness of DRG subcategories based on severity of illness. *BMC Health Serv. Res.* 18. <https://doi.org/10.1186/s12913-018-3134-6>
- Dons, E., Rojas-Rueda, D., Anaya-Boig, E., Avila-Palencia, I., Brand, C., Cole-Hunter, T., de Nazelle, A., Eriksson, U., Gaupp-Berghausen, M., Gerike, R., Kahlmeier, S., Laeremans, M., Mueller, N., Nawrot, T., Nieuwenhuijsen, M.J., Orjuela, J.P., Racioppi, F., Raser, E., Standaert, A., Int Panis, L., Götschi, T., 2018. Transport mode choice and body mass index: Cross-sectional and longitudinal evidence from a European-wide study. *Environ. Int.* 119, 109–116. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.06.023>
- EC, 2017a. Energy Union Factsheet Belgium.
- EC, 2017b. The EU Environmental Implementation Review Country Report - BELGIUM.
- EC, 2013. Impact assessment.
- EEA, 2016. EEA - Air Quality Europe.
- European Environmental Agency, 2019. European Environmental Agency. (2019). Air quality in Europe — 2019 report — EEA Report No 10/2019 (Issue 10). <https://doi.org/10.2800/822355>Air quality in Europe — 2019 report — EEA Report No 10/2019. <https://doi.org/10.2800/822355>
- European Environmental Agency, 2018. The first and last mile — the key to sustainable urban transport. <https://doi.org/10.2800/200903>
- Eze, I.C., Hemkens, L.G., Bucher, H.C., Hoffmann, B., Schindler, C., Künzli, N., Schikowski, T., Probst-Hensch, N.M., 2015. Association between Ambient Air Pollution and Diabetes Mellitus in Europe and North America: Systematic Review and Meta-Analysis. *Environ. Health Perspect.* 123, 381–389. <https://doi.org/10.1289/ehp.1307823>
- Eze, I.C., Schaffner, E., Fischer, E., Schikowski, T., Adam, M., Imboden, M., Tsai, M., Carballo, D., von Eckardstein, A., Künzli, N., Schindler, C., Probst-Hensch, N., 2014. Long-term air pollution exposure and diabetes in a population-based Swiss cohort. *Environ. Int.* 70, 95–105. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.05.014>
- Fewtrell, L., Kaufmann, R., Series, A.P.-Ü., Prüss-Üstün, A., Campbell-Lendrum, D., Corvalán, C., Woodward, A., 2003. Lead Assessing the environmental burden of disease at national and local levels World Health Organization Protection of the Human Environment Geneva 2003.
- Foraster, M., Künzli, N., Aguilera, I., Rivera, M., Agis, D., Vila, J., Bouso, L., Deltell, A., Marrugat, J., Ramos, R., Sunyer, J., Elosua, R., Basagaña, X., 2014. High Blood Pressure and Long-Term Exposure to Indoor Noise and Air Pollution from Road Traffic. *Environ. Health Perspect.* 122, 1193–1200. <https://doi.org/10.1289/ehp.1307156>
- Foster, T.S., Miller, J.D., Marton, J.P., Caloyer, J.P., Russell, M.W., Menzin, J., 2006. Assessment of the economic burden of BPCO in the U.S.: A review and synthesis of the literature. *BPCO J. Chronic Obstr. Pulm. Dis.* 3, 211–218. <https://doi.org/10.1080/15412550601009396>
- Frank Kelly, P., 2018. Associations of long Associations of long Associations of long -term term average concentrations of average concentrations of average concentrations of average concentrations of nitrogen dioxide with nitrogen dioxide with nitrogen dioxide with mortality mortality.
- Fuks, K.B., Weinmayr, G., Foraster, M., Dratva, J., Hampel, R., Houthuijs, D., Oftedal, B., Oudin, A., Panasevich, S., Penell, J., Sommar, J.N., Sørensen, M., Tiittanen, P., Wolf, K., Xun, W.W., Aguilera, I., Basagaña, X., Beelen, R., Bots, M.L., Brunekreef, B., Bueno-de-Mesquita, H.B., Caracciolo, B., Cirach, M., de Faire, U., de Nazelle, A., Eeftens, M., Elosua, R., Erbel, R., Forsberg, B., Fratiglioni, L., Gaspoz, J.-M., Hilding, A., Jula, A., Korek, M., Krämer, U., Künzli, N., Lanki, T., Leander, K., Magnusson, P.K.E., Marrugat, J., Nieuwenhuijsen, M.J., Östenson, C.-G., Pedersen, N.L., Pershagen, G., Phuleria, H.C., Probst-Hensch, N.M., Raaschou-Nielsen, O., Schaffner, E., Schikowski, T., Schindler, C., Schwarze, P.E., Søgaard, A.J., Sugiri, D., Swart, W.J.R., Tsai, M.-Y., Turunen, A.W., Vineis, P., Peters, A., Hoffmann, B., 2014. Arterial Blood Pressure and Long-Term Exposure to Traffic-Related Air Pollution: An Analysis in the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE). *Environ. Health Perspect.* 122, 896–905. <https://doi.org/10.1289/ehp.1307725>

- Goetzel, R.Z., Long, S.R., Ozminkowski, R.J., Hawkins, K., Wang, S., Lynch, W., 2004. Health, Absence, Disability, and Presenteeism Cost Estimates of Certain Physical and Mental Health Conditions Affecting U.S. Employers. *J. Occup. Environ. Med.* 46, 398–412. <https://doi.org/10.1097/01.jom.0000121151.40413.bd>
- Goldenman, G., Fernandes, M., Holland, M., Tugran, T., Nordin, A., Schoumacher, C., McNeill, A., 2019. The cost of inaction, TemaNord. Nordic Council of Ministers, Copenhagen. <https://doi.org/10.6027/TN2019-516>
- Guarnieri, M., Balmes, J.R., 2014. Outdoor air pollution and asthma. *Lancet (London, England)* 383, 1581–92. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(14\)60617-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(14)60617-6)
- Gustavsson, A., Svensson, M., Jacobi, F., Allgulander, C., Alonso, J., Beghi, E., Dodel, R., Ekman, M., Faravelli, C., Fratiglioni, L., Gannon, B., Jones, D.H., Jenum, P., Jordanova, A., Jönsson, L., Karampampa, K., Knapp, M., Kobelt, G., Kurth, T., Lieb, R., Linde, M., Ljungcrantz, C., Maercker, A., Melin, B., Moscarelli, M., Musayev, A., Norwood, F., Preisig, M., Pugliatti, M., Rehm, J., Salvador-Carulla, L., Schlehofer, B., Simon, R., Steinhausen, H.C., Stovner, L.J., Vallat, J.M., den Bergh, P. Van, van Os, J., Vos, P., Xu, W., Wittchen, H.U., Jönsson, B., Olesen, J., 2011. Cost of disorders of the brain in Europe 2010. *Eur. Neuropsychopharmacol.* 21, 718–779. <https://doi.org/10.1016/j.euroneuro.2011.08.008>
- Hammit, J.K., 2007. Valuing Changes in Mortality Risk: Lives Saved Versus Life Years Saved. *Rev. Environ. Econ. Policy* 1, 228–240. <https://doi.org/10.1093/reep/rem015>
- Hamra, G.B., Guha, N., Cohen, A., Laden, F., Raaschou-Nielsen, O., Samet, J.M., Vineis, P., Forastiere, F., Saldiva, P., Yorifuji, T., Loomis, D., 2014. Outdoor particulate matter exposure and lung cancer: a systematic review and meta-analysis. *Environ. Health Perspect.* 122, 906–11. <https://doi.org/10.1289/ehp.1408092>
- Hänninen, O., Knol, A.B., Jantunen, M., Lim, T., Conrad, A., Rappolder, M., Carrer, P., Fanetti, A.-C., Kim, R., Buekers, J., Torfs, R., Iavarone, I., Classen, T., Hornberg, C., Mekel, O.C.L., 2014. Environmental Burden of Disease in Europe: Assessing Nine Risk Factors in Six Countries. *Environ. Health Perspect.* 122, 439–446. <https://doi.org/10.1289/ehp.1206154>
- Heinrich, J., 2019a. Air pollutants and primary allergy prevention. *Allergo J. Int.* <https://doi.org/10.1007/s40629-018-0078-7>
- Heinrich, J., 2019b. Air pollutants and primary allergy prevention. *Allergo J. Int.* <https://doi.org/10.1007/s40629-018-0078-7>
- Héroux, M.E., Ross, H., Richard, A., Brunekreef, B., Cohen, A., Forastiere, F., Hurley, F., Katsouyanni, K., Krewski, D., Krzyzanowski, M., Xavier, M., Bart, Q., Walton, H., 2015. Quantifying the health impacts of ambient air pollutants: recommendations of a WHO / Europe project. *Int. J. Public Health* 60, 619–627. <https://doi.org/10.1007/s00038-015-0690-y>
- Hodek, J.M., von der Schulenburg, J.M., Mittendorf, T., 2011. Measuring economic consequences of preterm birth - methodological recommendations for the evaluation of personal burden on children and their caregivers. *Health Econ. Rev.* <https://doi.org/10.1186/2191-1991-1-6>
- Hoek, G., Pattenden, S., Willers, S., Antova, T., Fabianova, E., Braun-Fahrländer, C., Forastiere, F., Gehring, U., Luttmann-Gibson, H., Grize, L., Heinrich, J., Houthuijs, D., Janssen, N., Katsnelson, B., Kosheleva, A., Moshhammer, H., Neuberger, M., Privalova, L., Rudnai, P., Speizer, F., Slachtova, H., Tomaskova, H., Zlotkowska, R., Fletcher, T., 2012. PM₁₀ and children's respiratory symptoms and lung function in the PATY study. *Eur. Respir. J.* 40, 538–547. <https://doi.org/10.1183/09031936.00002611>
- Holland, M., 2014a. Implementation of the HRAPIE Recommendations for European Air Pollution CBA work.
- Holland, M., 2014b. Cost-benefit Analysis of Final Policy Scenarios for the EU Clean Air Package Version. Version 2, DG - Environment of the European Commission.
- Hu, C.Y., Fang, Y., Li, F.L., Dong, B., Hua, X.G., Jiang, W., Zhang, H., Lyu, Y., Zhang, X.J., 2019. Association between ambient air pollution and Parkinson's disease: Systematic review and meta-analysis. *Environ. Res.* <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.10.008>
- Huang, F., Pan, B., Wu, J., Chen, E., Chen, L., 2017. Relationship between exposure to PM_{2.5} and lung cancer incidence and mortality: A meta-analysis. *Oncotarget* 8, 43322–43331. <https://doi.org/10.18632/oncotarget.17313>
- Hunt, A., 2010. Working Party on National Environmental Policies A REVIEW OF RECENT POLICY-RELEVANT FINDINGS FROM THE ENVIRONMENTAL HEALTH LITERATURE.
- Hunt, A., Ferguson, J., Hurley, F., Searl, A., 2016. Social Costs of Morbidity Impacts of Air Pollution. <https://doi.org/10.1787/5jm55j7cq0lv-en>
- Hurley, F.; Hunt, A.; Cowie, H.; Holland, M.; Miller, B.; Pye, S.; Watkiss, P., 2005. Service Contract for Carrying out Cost-Benefit Analysis of Air Quality Related Issues, in particular in the Clean Air for Europe (CAFE) Programme Methodology for the Cost-Benefit analysis for CAFE: Volume 2: Health Impact Assessment.

- Jacquemin, B., Siroux, V., Sanchez, M., Carsin, A.-E., Schikowski, T., Adam, M., Bellisario, V., Buschka, A., Bono, R., Brunekreef, B., Cai, Y., Cirach, M., Clavel-Chapelon, F., Declercq, C., de Marco, R., de Nazelle, A., Ducret-Stich, R.E., Ferretti, V.V., Gerbase, M.W., Hardy, R., Heinrich, J., Janson, C., Jarvis, D., Al Kanaani, Z., Keidel, D., Kuh, D., Le Moual, N., Nieuwenhuijsen, M.J., Marcon, A., Modig, L., Pin, I., Rochat, T., Schindler, C., Sugiri, D., Stempfelet, M., Temam, S., Tsai, M.-Y., Varraso, R., Vienneau, D., Vierkötter, A., Hansell, A.L., Krämer, U., Probst-Hensch, N.M., Sunyer, J., Künzli, N., Kauffmann, F., 2015. Ambient air pollution and adult asthma incidence in six European cohorts (ESCAPE). *Environ. Health Perspect.* 123, 613–21. <https://doi.org/10.1289/ehp.1408206>
- Jacquemin, B., Sunyer, J., Forsberg, B., Aguilera, I., Briggs, D., García-Esteban, R., Götschi, T., Heinrich, J., Järnholm, B., Jarvis, D., Vienneau, D., Künzli, N., 2009. Home Outdoor NO₂ and New Onset of Self-Reported Asthma in Adults. *Epidemiology* 20, 119–126. <https://doi.org/10.1097/EDE.0b013e3181886e76>
- Janssen, N.A.H., Hoek, G., Simic-Lawson, M., Fischer, P., van Bree, L., Brink, H. Ten, Keuken, M., Atkinson, R.W., Ross Anderson, H., Brunekreef, B., Cassee, F.R., 2011a. Black carbon as an additional indicator of the adverse health effects of airborne particles compared with pm₁₀ and pm_{2.5}. *Environ. Health Perspect.* 119, 1691–1699. <https://doi.org/10.1289/ehp.1003369>
- Janssen, N.A.H., Hoek, G., Simic-Lawson, M., Fischer, P., van Bree, L., ten Brink, H., Keuken, M., Atkinson, R.W., Anderson, H.R., Brunekreef, B., Cassee, F.R., 2011b. Black Carbon as an Additional Indicator of the Adverse Health Effects of Airborne Particles Compared with PM₁₀ and PM_{2.5}. *Environ. Health Perspect.* 119, 1691–1699. <https://doi.org/10.1289/ehp.1003369>
- Joaquin, 2015. Source apportionment of pollutants over the Joaquin domain using model simulations.
- Johnston, K.M., Gooch, K., Korol, E., Vo, P., Eyawo, O., Bradt, P., Levy, A., 2014. The economic burden of prematurity in Canada. *BMC Pediatr.* 14, 93. <https://doi.org/10.1186/1471-2431-14-93>
- Khreis, H., Kelly, C., Tate, J., Parslow, R., Lucas, K., Nieuwenhuijsen, M., 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>
- Kotseva, K., Gerlier, L., Sidelnikov, E., Kutikova, L., Lamotte, M., Amarenco, P., Annemans, L., 2019. Patient and caregiver productivity loss and indirect costs associated with cardiovascular events in Europe. *Eur. J. Prev. Cardiol.* 26, 1150–1157. <https://doi.org/10.1177/2047487319834770>
- Lamichhane, D.K., Leem, J.-H., Lee, J.-Y., Kim, H.-C., 2015. A meta-analysis of exposure to particulate matter and adverse birth outcomes. *Environ. Health Toxicol.* 30, e2015011. <https://doi.org/10.5620/ehp.e2015011>
- Lefebvre, W., Degrawe, B., Beckx, C., Vanhulsel, M., Kochan, B., Bellemans, T., Janssens, D., Wets, G., Janssen, S., de Vlioger, I., Int Panis, L., Dhondt, S., 2013. Presentation and evaluation of an integrated model chain to respond to traffic- and health-related policy questions. *Environ. Model. Softw.* 40, 160–170. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.09.003>
- Lelieveld, J., Klingmüller, K., Pozzer, A., Pöschl, U., Fnais, M., Daiber, A., Münzel, T., 2019. Cardiovascular disease burden from ambient air pollution in Europe reassessed using novel hazard ratio functions. *Eur. Heart J.* 1–7. <https://doi.org/10.1093/eurheartj/ehz135>
- Li, X., Huang, S., Jiao, A., Yang, X., Yun, J., Wang, Y., Xue, X., Chu, Y., Liu, F., Liu, Y., Ren, M., Chen, X., Li, N., Lu, Y., Mao, Z., Tian, L., Xiang, H., 2017. Association between ambient fine particulate matter and preterm birth or term low birth weight: An updated systematic review and meta-analysis. *Environ. Pollut.* 227, 596–605. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.055>
- Lisspers, K., Larsson, K., Johansson, G., Janson, C., Costa-Scharplatz, M., Gruenberger, J.B., Uhde, M., Jorgensen, L., Gutzwiller, F.S., Stållberg, B., 2018. Economic burden of BPCO in a Swedish cohort: The ARCTIC study. *Int. J. BPCO* 13, 275–285. <https://doi.org/10.2147/BPCO.S149633>
- Maca, V., 2011. Presentation of unit values for health end-points: country-specific and pooled.
- Mangham, L.J., Petrou, S., Doyle, L.W., Draper, E.S., Marlow, N., 2009. The cost of preterm birth throughout childhood in England and Wales. *Pediatrics* 123, e312–e327. <https://doi.org/10.1542/peds.2008-1827>
- McConnell, R., Berhane, K., Gilliland, F., Molitor, J., Thomas, D., Lurmann, F., Avol, E., Gauderman, W.J., Peters, J.M., 2003. Prospective study of air pollution and bronchitic symptoms in children with asthma. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 168, 790–7. <https://doi.org/10.1164/rccm.200304-466OC>
- Mehta, S., Shin, H., Burnett, R., North, T., Cohen, A.J., 2013. Ambient particulate air pollution and acute lower respiratory infections: A systematic review and implications for estimating the global burden of disease. *Air Qual. Atmos. Heal.* 6, 69–83. <https://doi.org/10.1007/s11869-011-0146-3>
- Modig, L., Toren, K., Janson, C., Jarvholm, B., Forsberg, B., 2009. Vehicle exhaust outside the home and onset of asthma among adults. *Eur. Respir. J.* 33, 1261–1267. <https://doi.org/10.1183/09031936.00101108>

- Mueller, N., Rojas-Rueda, D., Cole-Hunter, T., de Nazelle, A., Dons, E., Gerike, R., Götschi, T., Int Panis, L., Kahlmeier, S., Nieuwenhuijsen, M., 2015. Health impact assessment of active transportation: A systematic review. *Prev. Med. (Baltim)*. 76, 103–114. <https://doi.org/10.1016/J.YPMED.2015.04.010>
- Næss, Ø., Nafstad, P., Aamodt, G., Claussen, B., Rosland, P., 2007. Relation between Concentration of Air Pollution and Cause-Specific Mortality: Four-Year Exposures to Nitrogen Dioxide and Particulate Matter Pollutants in 470 Neighborhoods in Oslo, Norway. *Am. J. Epidemiol.* 165, 435–443. <https://doi.org/10.1093/aje/kwk016>
- Odoletkova, I., Goderis, G., Nobels, F., Fieuws, S., Aertgeerts, B., Annemans, L., Ramaekers, D., 2016. Optimizing diabetes control in people with Type 2 diabetes through nurse-led telecoaching. *Diabet. Med.* 33, 777–785. <https://doi.org/10.1111/dme.13092>
- OECD, 2016. The economic consequences of outdoor air pollution.
- OECD, 2012. The value of statistical life: a meta-analysis.
- Pacolet, J., De Coninck, A., Hedebouw, G., Cabus, S., Spruytte, N., 2011. De medische en niet-medische kosten van kankerpatiënten.
- Pascal, M., Corso, M., Chanel, O., Declercq, C., Badaloni, C., Cesaroni, G., Henschel, S., Meister, K., Haluza, D., Martin-Olmedo, P., Medina, S., 2013. Assessing the public health impacts of urban air pollution in 25 European cities: Results of the Aphekom project. *Sci. Total Environ.* 449, 390–400. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.077>
- Pedersen, M., Giorgis-Allemand, L., Bernard, C., Aguilera, I., Andersen, A.-M.N., Ballester, F., Beelen, R.M.J., Chatzi, L., Cirach, M., Danileviciute, A., Dedele, A., Eijdsen, M. van, Estarlich, M., Fernández-Somoano, A., Fernández, M.F., Forastiere, F., Gehring, U., Grazuleviciene, R., Gruzieva, O., Heude, B., Hoek, G., Hoogh, K. de, van den Hooven, E.H., Håberg, S.E., Jaddoe, V.W. V., Klümper, C., Korek, M., Krämer, U., Lerchundi, A., Lepeule, J., Nafstad, P., Nystad, W., Patelarou, E., Porta, D., Postma, D., Raaschou-Nielsen, O., Rudnai, P., Sunyer, J., Stephanou, E., Sørensen, M., Thiering, E., Tuffnell, D., Varró, M.J., Vrijkotte, T.G.M., Wijga, A., Wilhelm, M., Wright, J., Nieuwenhuijsen, M.J., Pershagen, G., Brunekreef, B., Kogevinas, M., Slama, R., 2013. Ambient air pollution and low birthweight: a European cohort study (ESCAPE). *Lancet Respir. Med.* 1, 695–704. [https://doi.org/10.1016/S2213-2600\(13\)70192-9](https://doi.org/10.1016/S2213-2600(13)70192-9)
- Rajagopalan, S., Al-Kindi, S.G., Brook, R.D., 2018. Air Pollution and Cardiovascular Disease: JACC State-of-the-Art Review. *J. Am. Coll. Cardiol.* 72, 2054–2070. <https://doi.org/10.1016/j.jacc.2018.07.099>
- Ray Dorsey, E., Elbaz, A., Nichols, E., Abd-Allah, F., Abdelalim, A., Adsuar, J.C., Ansha, M.G., Brayne, C., Choi, J.Y.J., Collado-Mateo, D., Dahodwala, N., Do, H.P., Edessa, D., Endres, M., Fereshtehnejad, S.M., Foreman, K.J., Gankpe, F.G., Gupta, R., Hankey, G.J., Hay, S.I., Hegazy, M.I., Hibstu, D.T., Kasaeian, A., Khader, Y., Khalil, I., Khang, Y.H., Kim, Y.J., Kokubo, Y., Logroscino, G., Massano, J., Ibrahim, N.M., Mohammed, M.A., Mohammadi, A., Moradi-Lakeh, M., Naghavi, M., Nguyen, B.T., Nirayo, Y.L., Ogbo, F.A., Owolabi, M.O., Pereira, D.M., Postma, M.J., Qorbani, M., Rahman, M.A., Roba, K.T., Safari, H., Safiri, S., Satpathy, M., Sawhney, M., Shafieesabet, A., Shiferaw, M.S., Smith, M., Szoeki, C.E.I., Tabarés-Seisdedos, R., Truong, N.T., Ukwaja, K.N., Venketasubramanian, N., Villafaina, S., Weldegewergs, K.G., Westerman, R., Wijeratne, T., Winkler, A.S., Xuan, B.T., Yonemoto, N., Feigin, V.L., Vos, T., Murray, C.J.L., 2018. Global, regional, and national burden of Parkinson's disease, 1990–2016: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2016. *Lancet Neurol.* 17, 939–953. [https://doi.org/10.1016/S1474-4422\(18\)30295-3](https://doi.org/10.1016/S1474-4422(18)30295-3)
- Ready, R., Navrud, S., Day, B., Dubourg, R., Machado, F., Mourato, S., Spanninks, F., Rodriguez, M.X.V., 2004. Benefit transfer in Europe: How reliable are transfers between countries? *Environ. Resour. Econ.* <https://doi.org/10.1023/B:EARE.0000035441.37039.8a>
- RIVM, 2012. Maatschappelijke kosten voor astma, BPCO en respiratoire allergie.
- Rojas-Rueda, D., Mueller, N., Khreis, H., Hoogh, K. de, Nieuwenhuijsen, M., 2018. OP IX – 5 Traffic-related air pollution and the local burden of childhood asthma in Bradford, UK A18.1-A18. <https://doi.org/10.1136/oemed-2018-iseeabstracts.43>
- Ryen, L., Svensson, M., 2015. The willingness to pay for a quality adjusted life year: A review of the empirical literature. *Heal. Econ. (United Kingdom)* 24, 1289–1301. <https://doi.org/10.1002/hec.3085>
- Sapkota, A., Chelikowsky, A.P., Nachman, K.E., Cohen, A.J., Ritz, B., 2012. Exposure to particulate matter and adverse birth outcomes: A comprehensive review and meta-analysis. *Air Qual. Atmos. Heal.* <https://doi.org/10.1007/s11869-010-0106-3>
- Scheers, H., Jacobs, L., Casas, L., Nemery, B., Nawrot, T.S., 2015. Long-Term Exposure to Particulate Matter Air Pollution Is a Risk Factor for Stroke. *Stroke* 46, 3058–3066. <https://doi.org/10.1161/STROKEAHA.115.009913>
- Schindler, C., Keidel, D., Gerbase, M.W., Zemp, E., Bettschart, R., Brändli, O., Brutsche, M.H., Burdet, L., Karrer, W., Knöpfli, B., Pons, M., Rapp, R., Bayer-Oglesby, L., Künzli, N., Schwartz, J., Liu, L.-J.S., Ackermann-Liebrich, U., Rochat, T., Team, the S., 2009. Improvements in PM₁₀ Exposure and Reduced Rates of Respiratory Symptoms in a Cohort of Swiss Adults (SAPALDIA). *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 179, 579–587. <https://doi.org/10.1164/rccm.200803-388OC>

- Schneider, A., Cyrys, J., Breitner, S., Kraus, U., Peters, A., Diegmann, V., Neunhäuserer, L., 2018. Quantifizierung von umweltbedingten Krankheitslasten aufgrund der Stickstoffdioxid-Exposition in Deutschland Abschlussbericht, Umwelt & Gesundheit 01/2018.
- Slebus, F.G., Jorstad, H.T., Peters, R.J., Kuijjer, P.P.F., Willems, J.H.H., Sluiter, J.K., Frings-Dresen, M.H., 2012. Return to work after an acute coronary syndrome: patients' perspective. *Saf. Health Work* 3, 117–22. <https://doi.org/10.5491/SHAW.2012.3.2.117>
- Stafoggia, M., Cesaroni, G., Peters, A., Andersen, Z.J., Badaloni, C., Beelen, R., Caracciolo, B., Cyrys, J., de Faire, U., de Hoogh, K., Eriksen, K.T., Fratiglioni, L., Galassi, C., Gigante, B., Havulinna, A.S., Hennig, F., Hilding, A., Hoek, G., Hoffmann, B., Houthuijs, D., Korek, M., Lanki, T., Leander, K., Magnusson, P.K., Meisinger, C., Migliore, E., Overvad, K., Ostenson, C.-G., Pedersen, N.L., Pekkanen, J., Penell, J., Pershagen, G., Pundt, N., Pyko, A., Raaschou-Nielsen, O., Ranzi, A., Ricceri, F., Sacerdote, C., Swart, W.J.R., Turunen, A.W., Vineis, P., Weimar, C., Weinmayr, G., Wolf, K., Brunekreef, B., Forastiere, F., 2014. Long-term exposure to ambient air pollution and incidence of cerebrovascular events: results from 11 European cohorts within the ESCAPE project. *Environ. Health Perspect.* 122, 919–25. <https://doi.org/10.1289/ehp.1307301>
- Suarez-Bertoa, R., Valverde, V., Clairotte, M., Pavlovic, J., Giechaskiel, B., Franco, V., Kregar, Z., Astorga, C., 2019. On-road emissions of passenger cars beyond the boundary conditions of the real-driving emissions test. *Environ. Res.* 176. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108572>
- Tommiska, V., Tuominen, R., Fellman, V., 2003. Economic costs of care in extremely low birthweight infants during the first 2 years of life. *Pediatr. Crit. Care Med.* 4, 157–163. <https://doi.org/10.1097/01.PCC.0000059731.74435.02>
- Torfs, 2003. Kwantificering van gezondheidsrisico's aan de hand van DALY's en externe gezondheidskosten.
- Toy, E.L., Gallagher, K.F., Stanley, E.L., Swensen, A.R., Duh, M.S., 2010. The economic impact of exacerbations of chronic obstructive pulmonary disease and exacerbation definition: A review. *BPCO J. Chronic Obstr. Pulm. Dis.* <https://doi.org/10.3109/15412555.2010.481697>
- Trasande, L., Malecha, P., Attina, T.M., 2016. Particulate matter exposure and preterm birth: Estimates of U.S. attributable burden and economic costs. *Environ. Health Perspect.* 124, 1913–1918. <https://doi.org/10.1289/ehp.1510810>
- Ungar, W.J., Coyte, P.C., 2001. Prospective study of the patient-level cost of asthma care in children. *Pediatr. Pulmonol.* 32, 101–108. <https://doi.org/10.1002/ppul.1095>
- US EPA, 2016. Integrated Science Assessment (ISA) for Oxides of Nitrogen - Health Criteria (Final Report), Integrated Science Assessment (ISA) for Oxides of Nitrogen - Health Criteria (Final Report).
- US EPA National Center for Environmental Assessment, R.T.P.N.E.M.A.G., Brown, J., n.d. Integrated Science Assessment (ISA) Of Ozone And Related Photochemical Oxidants (Final Report, Feb 2013).
- US EPA National Center for Environmental Assessment, R.T.P.N.E.M.A.G., Sacks, J., n.d. Integrated Science Assessment (ISA) For Particulate Matter (Final Report, Dec 2009).
- US EPA National Center for Environmental Assessment, R.T.P.N.I.O., n.d. Integrated Science Assessment (ISA) For Oxides Of Nitrogen – Health Criteria (Final Report, 2016).
- WHO, 2013. 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. Copenhagen.
- WHO Regional Office for Europe, 2016. Urban green spaces and health 92.
- WHO Regional Office for Europe, 2013. Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project. *World Health Organ.* 54.
- Winckelmans, E., Cox, B., Martens, E., Fierens, F., Nemery, B., Nawrot, T.S., 2015a. Fetal growth and maternal exposure to particulate air pollution -- More marked effects at lower exposure and modification by gestational duration. *Environ. Res.* 140, 611–618. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.05.015>
- Winckelmans, E., Cox, B., Martens, E., Fierens, F., Nemery, B., Nawrot, T.S., 2015b. Fetal growth and maternal exposure to particulate air pollution -- More marked effects at lower exposure and modification by gestational duration. *Environ. Res.* 140, 611–618. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.05.015>
- World Health Organization, 2013. Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project.
- Wouters, E.F.M., 2003. Economic analysis of the confronting BPCO survey: an overview of results. *Respir. Med.* 97, 53–514.
- Yuan, S., Wang, J., Jiang, Q., He, Z., Huang, Y., Li, Z., Cai, L., Cao, S., 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>
- Zainal, H., Dahlui, M., Soelar, S.A., Su, T.T., 2019. Cost of preterm birth during initial hospitalization: A care provider's perspective. *PLoS One* 14, e0211997. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0211997>

Zhang, J., Yu, K.F., 1998. What's the relative risk? A method of correcting the odds ratio in cohort studies of common outcomes. *J. Am. Med. Assoc.* 280, 1690–1691. <https://doi.org/10.1001/jama.280.19.1690>

Zhang, Z., Wang, J., Lu, W., 2018. Exposure to nitrogen dioxide and chronic obstructive pulmonary disease (BPCO) in adults: a systematic review and meta-analysis. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 25, 15133–15145. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1629-7>

ANNEX A

Tableau 47 : Nombre d'habitants et concentrations moyennes annuelles pondérées pour différents polluants, aperçu pour les communes bruxelloises, scénario de référence.

Scénario de référence	Population	PM _{2,5}	PM ₁₀	NO ₂	BC	SOMO35
Anderlecht	119.064	14,28	22,10	32,09	1,668	1.815
Auderghem / Oudergem	33.984	12,72	18,96	24,57	1,255	2.091
Berchem-Sainte-Agathe/Sint-agatha-Berchem	25.162	13,76	21,43	27,81	1,547	1.894
Bruxelles / Brussel	181.074	14,43	22,32	33,06	1,790	1.623
Etterbeek	48.344	14,10	21,38	29,67	1,505	1.772
Evere	41.667	14,55	22,38	33,21	1,834	1.322
Forest / Vorst	56.254	14,29	21,78	31,69	1,660	1.825
Ganshoren	24.859	14,23	22,06	33,33	1,779	1.649
Ixelles / Elsene	86.671	14,17	21,48	31,42	1,603	1.753
Jette	52.490	13,90	21,58	29,75	1,644	1.751
Koekelberg	21.984	14,32	22,25	33,01	1,771	1.693
Molenbeek-Saint-Jean/Sint-Jans-Molenbeek	97.037	14,31	22,25	32,54	1,745	1.760
Saint-Gilles / Sint-Gillis	50.221	14,75	22,67	35,95	1,867	1.699
Saint-Josse-Ten-Noode/Sint-Joost-Ten-Node	27.366	14,72	22,65	35,27	1,850	1.518
Schaerbeek / Schaarbeek	132.761	14,62	22,48	34,60	1,852	1.390
Uccle / Ukkel	82.929	13,49	20,23	26,27	1,373	2.072
Watermael-Boitsfort/Watermaal-Bosvoorde	25.157	12,42	18,43	21,60	1,155	2.260
Woluwe-Saint-Lambert/Sint-Lambrechts-Woluwe	56.584	14,15	21,50	28,85	1,486	1.726
Woluwe-Saint-Pierre / Sint-Pieters-Woluwe	41.787	13,28	20,04	23,97	1,244	2.047
Brussels Hoofdstedelijk Gewest	1.205.396	14,16	21,72	31,24	1,654	1.732

Tableau 48 : Nombre d'habitants et concentrations moyennes annuelles pondérées pour différents polluants, aperçu pour les communes bruxelloises, scénario BAU.

Scénario BAU	Population	PM _{2,5}	PM ₁₀	NO ₂	BC	SOMO35
Anderlecht	119.064	10,30	16,11	18,30	0,123	1.374
Auderghem / Oudergem	33.984	9,21	13,86	13,21	0,097	1.478
Berchem-Sainte-Agathe/Sint-agatha-Berchem	25.162	10,05	15,84	16,14	0,115	1.425
Bruxelles / Brussel	181.074	10,53	16,45	19,44	0,131	1.219
Etterbeek	48.344	10,19	15,53	16,10	0,110	1.314
Evere	41.667	10,76	16,65	20,89	0,134	999
Forest / Vorst	56.254	10,31	15,88	18,24	0,121	1.347
Ganshoren	24.859	10,35	16,33	18,71	0,142	1.288
Ixelles / Elsene	86.671	10,23	15,62	17,46	0,117	1.293
Jette	52.490	10,18	16,02	17,25	0,123	1.334
Koekelberg	21.984	10,42	16,40	19,06	0,132	1.294
Molenbeek-Saint-Jean/Sint-Jans-Molenbeek	97.037	10,41	16,35	18,91	0,126	1.326
Saint-Gilles / Sint-Gillis	50.221	10,64	16,51	20,77	0,135	1.253
Saint-Josse-Ten-Noode/Sint-Joost-Ten-Node	27.366	10,69	16,59	20,34	0,137	1.138
Schaerbeek / Schaarbeek	132.761	10,68	16,57	20,43	0,138	1.060
Uccle / Ukkel	82.929	9,75	14,76	15,01	0,101	1.492
Watermael-Boitsfort / Watermaal-Bosvoorde	25.157	9,01	13,45	11,70	0,084	1.577
Woluwe-Saint-Lambert/Sint-Lambrechts-Woluwe	56.584	10,33	15,84	16,89	0,112	1.228
Woluwe-Saint-Pierre / Sint-Pieters-Woluwe	41.787	9,68	14,72	13,54	0,092	1.422
Brussels Hoofdstedelijk Gewest	1.205.396	10,29	15,94	18,04	0,122	1.286

Tableau 49 : Nombre d'habitants et concentrations moyennes annuelles pondérées pour différents polluants, aperçu pour les communes bruxelloises, scénario Good Move.

Scénario Good Move	Population	PM _{2,5}	PM ₁₀	NO ₂	BC	SOMO35
Anderlecht	119.064	9,57	14,86	15,07	0,108	1.240
Auderghem / Oudergem	33.984	8,57	12,79	11,01	0,085	1.390
Berchem-Sainte-Agathe/Sint-agatha-Berchem	25.162	9,30	14,57	13,52	0,103	1.296
Bruxelles / Brussel	181.074	9,76	15,13	16,32	0,117	1.116
Etterbeek	48.344	9,50	14,36	13,75	0,098	1.210
Evere	41.667	9,95	15,31	17,86	0,120	938
Forest / Vorst	56.254	9,59	14,65	15,03	0,107	1.208
Ganshoren	24.859	9,53	14,94	15,35	0,124	1.188
Ixelles / Elsene	86.671	9,52	14,42	14,65	0,104	1.186
Jette	52.490	9,40	14,71	14,52	0,110	1.215
Koekelberg	21.984	9,65	15,07	15,86	0,117	1.175
Molenbeek-Saint-Jean/Sint-Jans-Molenbeek	97.037	9,66	15,07	15,83	0,113	1.193
Saint-Gilles / Sint-Gillis	50.221	9,89	15,22	17,13	0,119	1.129
Saint-Josse-Ten-Noode/Sint-Joost-Ten-Node	27.366	9,91	15,26	16,95	0,121	1.057
Schaerbeek / Schaarbeek	132.761	9,88	15,22	17,20	0,122	992
Uccle / Ukkel	82.929	9,08	13,64	12,47	0,090	1.342
Watermael-Boitsfort/Watermaal-Bosvoorde	25.157	8,41	12,46	10,17	0,076	1.447
Woluwe-Saint-Lambert/Sint-Lambrechts-Woluwe	56.584	9,61	14,61	14,27	0,099	1.149
Woluwe-Saint-Pierre/Sint-Pieters-Woluwe	41.787	9,02	13,61	11,63	0,082	1.311
Brussels Hoofdstedelijk Gewest	1.205.396	9,55	14,68	15,11	0,108	1.176

Tableau 50 : Nombre d'habitants et concentrations moyennes annuelles pondérées pour différents polluants, aperçu pour les communes bruxelloises, scénario Thermic Ban.

Scenario Thermic Ban	Population	PM _{2,5}	PM ₁₀	NO ₂	BC	SOMO35
Anderlecht	119.064	9,51	14,80	13,28	0,083	1.350
Auderghem / Oudergem	33.984	8,51	12,73	9,28	0,061	1.506
Berchem-Sainte-Agathe/Sint-agatha-Berchem	25.162	9,26	14,53	12,42	0,087	1.362
Bruxelles / Brussel	181.074	9,69	15,07	14,58	0,090	1.204
Etterbeek	48.344	9,43	14,29	11,69	0,069	1.336
Evere	41.667	9,89	15,24	16,24	0,094	1.006
Forest / Vorst	56.254	9,53	14,59	13,40	0,083	1.303
Ganshoren	24.859	9,45	14,87	13,36	0,093	1.281
Ixelles / Elsene	86.671	9,46	14,36	12,74	0,077	1.302
Jette	52.490	9,35	14,66	13,10	0,089	1.289
Koekelberg	21.984	9,58	15,01	14,11	0,091	1.267
Molenbeek-Saint-Jean/Sint-Jans-Molenbeek	97.037	9,60	15,01	14,24	0,089	1.281
Saint-Gilles / Sint-Gillis	50.221	9,82	15,15	15,18	0,089	1.238
Saint-Josse-Ten-Noode/Sint-Joost-Ten-Node	27.366	9,82	15,18	14,62	0,086	1.172
Schaerbeek / Schaarbeek	132.761	9,81	15,14	15,05	0,089	1.090
Uccle / Ukkel	82.929	9,04	13,60	11,28	0,073	1.420
Watermael-Boitsfort/Watermaal-Bosvoorde	25.157	8,38	12,43	9,15	0,062	1.523
Woluwe-Saint-Lambert/Sint-Lambrechts-Woluwe	56.584	9,54	14,54	12,52	0,073	1.247
Woluwe-Saint-Pierre/Sint-Pieters-Woluwe	41.787	8,98	13,57	10,41	0,065	1.391
Brussels Hoofdstedelijk Gewest	1.205.396	9,49	14,62	13,38	0,083	1.271

Tableau 51 : Nombre d'habitants et concentrations moyennes annuelles pondérées pour différents polluants, aperçu pour les communes bruxelloises, scénario TB+.

Scénario Thermic Ban Plus	Population	PM _{2,5}	PM ₁₀	NO ₂	BC	SOMO35
Anderlecht	119.064	9,50	14,78	12,59	0,076	1.417
Auderghem / Oudergem	33.984	8,50	12,72	8,94	0,058	1.543
Berchem-Sainte-Agathe/Sint-agatha-Berchem	25.162	9,26	14,53	12,08	0,084	1.395
Bruxelles / Brussel	181.074	9,68	15,06	14,02	0,085	1.252
Etterbeek	48.344	9,42	14,28	10,98	0,063	1.406
Evere	41.667	9,88	15,24	15,86	0,090	1.033
Forest / Vorst	56.254	9,52	14,58	12,84	0,078	1.355
Ganshoren	24.859	9,44	14,86	12,67	0,087	1.335
Ixelles / Elsene	86.671	9,44	14,35	12,10	0,071	1.366
Jette	52.490	9,34	14,65	12,59	0,084	1.329
Koekelberg	21.984	9,57	15,00	13,49	0,085	1.321
Molenbeek-Saint-Jean/Sint-Jans-Molenbeek	97.037	9,59	15,00	13,62	0,083	1.334
Saint-Gilles / Sint-Gillis	50.221	9,81	15,14	14,53	0,083	1.301
Saint-Josse-Ten-Noode/Sint-Joost-Ten-Node	27.366	9,81	15,17	13,94	0,079	1.231
Schaerbeek / Schaarbeek	132.761	9,79	15,13	14,43	0,083	1.139
Uccle / Ukkel	82.929	9,03	13,59	10,94	0,070	1.454
Watermael-Boitsfort/Watermaal-Bosvoorde	25.157	8,38	12,43	8,90	0,060	1.553
Woluwe-Saint-Lambert/Sint-Lambrechts-Woluwe	56.584	9,54	14,54	12,16	0,070	1.282
Woluwe-Saint-Pierre/Sint-Pieters-Woluwe	41.787	8,97	13,56	10,15	0,063	1.419
Brussels Hoofdstedelijk Gewest	1.205.396	9,48	14,61	12,84	0,078	1.321

ANNEX B

Tableau 52 : Aperçu du calcul des décès prématurés attributifs (dans la population > 30 ans) dus à l'exposition à long terme à la suie (carbone élémentaire) dans les différents scénarios.

	REF	BAU	GM	TB	TB+
EC	503 (342 - 732)	39 (26 - 59)	35 (23 - 52)	27 (18 - 40)	25 (17 - 38)

ANNEX C

Tableau 53 : Aperçu du coût annuel total de la morbidité (et ventilation par coût de la maladie, coût de l'absentéisme et coût de la perte de prospérité) par critère d'évaluation de santé, pour la situation de référence.

Polluant	Effet de santé	Population	Coût annuel (euro ₂₀₁₉)	Coût de la maladie/an (euro ₂₀₁₉)	Coût de l'absentéisme /an (euro ₂₀₁₉)	Coût de la perte de prospérité /an (euro ₂₀₁₉)
PM ₁₀	Hypertension (incidence)	Adultes (à partir de 30 ans)	1.265.610	142.582	230.738	892.290
NO ₂	Infarctus du myocarde (hospitalisation) (ICD-10: I50)	Adultes (à partir de 40 ans)	2.148.673	1.132.473	8.065	1.008.136
PM _{2,5}	AVC (accident vasculaire cérébral) (hospitalisation)	Adultes (à partir de 20 ans)	9.594.784	2.906.679	3.773.220	2.914.885
PM _{2,5}	Infarctus du myocarde (hospitalisation) (ICD-10: I21, I22)	Adultes (à partir de 20 ans)	2.958.635	1.743.668	1.214.967	
PM _{2,5}	(Autres) maladies cardiovasculaires (hospitalisation)	Tout le monde	1.592.064	1.211.745	187.735	192.584
O ₃	Maladies cardiovasculaires (hospitalisation)	Adultes (à partir de 65 ans)	398.560	303.350	46.998	48.212
NO ₂	Asthme (incidence)	Adultes (à partir de 30 ans)	14.709.665	1.703.345	6.982.854	6.023.466
PM _{2,5}	Asthme (incidence)	Enfants (0-19 ans)	2.849.796	447.591	249.460	2.152.746
PM ₁₀	Bronchite (incidence)	Enfants (5-14 ans)	786.490	262.163	262.163	262.163
PM ₁₀	Bronchite chronique (incidence)	Adultes (à partir de 20 ans)	14.292.891	1.110.777		13.182.114
PM _{2,5}	Infections des voies respiratoires inférieures (hospitalisation)	Enfants (0-4 ans)	1.554.047	1.047.209	128.424	378.413
NO ₂	BPCO (hospitalisation)	Adultes (à partir de 20 ans)	1.148.162	736.319	272.123	139.720
PM _{2,5}	(Autres) maladies respiratoires (hospitalisation)	Tout le monde	2.776.364	2.070.941	348.215	357.208
O ₃	Maladies respiratoires (hospitalisation)	Adultes (à partir de 65 ans)	85.646	63.885	10.742	11.019
NO ₂	(Autres) maladies respiratoires (hospitalisation)	Tout le monde	5.635.960	4.203.968	706.868	725.124
PM ₁₀	Jours avec symptômes d'asthme	Enfants asthmatiques (0-19 ans)	4.477	4.477		
NO ₂	Faible poids de naissance (< 2.500 g) naissance maturée (>= 37 semaines)	Naissances	2.524.128	2.323.895	200.232	
PM _{2,5}	Naissance prématurée (< 37 semaines)	Naissances	7.516.937	7.042.793	474.144	
PM _{2,5}	Diabète sucré de type 2 (incidence)	Adultes (à partir de 30 ans)	13.366.305	3.117.520	4.503.853	5.744.932
NO ₂	Parkinson (incidence)	Adultes (à partir de 30 ans)	329.909	201.517	81.035	47.357
PM _{2,5}	Cancer du poumon (incidence)	Adultes (à partir de 30 ans)	4.316.085	2.612.240	667.089	1.036.757