



IMPACTS SANITAIRES DE LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE LIÉE À LA CIRCULATION AUTOMOBILE AU CANADA



Santé
Canada Health
Canada

Canada

Santé Canada est le ministère fédéral responsable d'aider les Canadiennes et les Canadiens à maintenir et à améliorer leur état de santé. Santé Canada s'est engagé à améliorer la vie de tous les Canadiens et à faire du Canada l'un des pays où les gens sont le plus en santé au monde, comme en témoignent la longévité, les habitudes de vie et l'utilisation efficace du système public de soins de santé.

Also available in English under the title:
Health impacts of traffic-related air pollution in Canada

Pour obtenir plus d'information, veuillez communiquer avec :

Santé Canada
Indice de l'adresse 0900C2
Ottawa (Ontario) K1A 0K9
Tél. : 613-957-2991
Sans frais : 1-866-225-0709
Télééc. : 613-941-5366
ATS : 1-800-465-7735
Courriel : publications-publications@hc-sc.gc.ca

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de la Santé, 2022

Date de publication : mars 2022

La présente publication peut être reproduite sans autorisation pour usage personnel ou interne seulement, dans la mesure où la source est indiquée en entier.

Cat. : H144-91/2022F-PDF
ISBN : 978-0-660-40967-2
Pub. : 210437

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX	V
LISTE DES FIGURES	VIII
LISTE DES ABRÉVIATIONS	1
SOMMAIRE	3
CHAPITRE 1: INTRODUCTION	5
CHAPITRE 2: MÉTHODOLOGIE	8
2.1. Inventaire des émissions.....	8
2.2. Modélisation de la qualité de l'air.....	10
2.2.1. Modèle de transport chimique.....	10
2.2.2. Approche de simulation.....	11
2.2.3. Données de sortie du modèle.....	11
2.3. Évaluation des impacts sanitaires.....	12
2.3.1. Calcul des impacts de la pollution atmosphérique sur la santé de la population.....	12
2.3.2. Calcul de la valeur économique des impacts sanitaires de la pollution atmosphérique.....	14
CHAPITRE 3: RÉSULTATS	16
3.1. Émissions associées au transport routier.....	16
3.2. Contributions modélisées de la PACA à la pollution atmosphérique.....	22
3.2.1. Particules fines.....	23
3.2.2. Dioxyde d'azote.....	26
3.2.3. Ozone – estival.....	29
3.2.4. Ozone – annuel.....	32
3.2.5. Dioxyde de soufre.....	36
3.3. Impacts modélisés de la pollution atmosphérique sur la santé.....	37
CHAPITRE 4: ANALYSE	41
4.1. Inventaire des émissions et qualité de l'air modélisée.....	41
4.2. Estimations du fardeau sanitaire pour la population.....	44
4.2.1. Comparaison avec les évaluations antérieures des impacts sanitaires de la pollution atmosphérique liée aux émissions des véhicules routiers à essence et au diesel au Canada.....	45

4.3. Considérations méthodologiques	51
4.3.1. Inventaire des émissions	51
4.3.2. Modélisation de la qualité de l'air.....	52
4.3.2.1. Échelle géographique et résolution de grille	52
4.3.2.2. Mécanismes chimiques et polluants secondaires non pris en compte.....	53
4.3.2.3. Période associée aux moyennes.....	54
4.3.2.4. Approche de modélisation	54
4.3.2.5. Analyse de la performance du modèle.....	55
4.3.3. Estimations du fardeau sanitaire pour la population.....	57
4.3.3.1. Relations concentration-réponse.....	57
4.3.3.2. Résolution géographique et temporelle des estimations du fardeau sanitaire	59
CHAPITRE 5: CONCLUSION	61
RÉFÉRENCES	64
ANNEXES	69
Appendix A: Renseignements méthodologiques supplémentaires – GEM-MACH et l'OEBQA	69
A.1. Modélisation des émissions.....	69
Émissions biogéniques	69
Émissions anthropiques.....	70
A.2. Modélisation à l'aide du modèle GEM-MACH	71
A.3. OEBQA : effets sanitaires et évaluation des coûts.....	73
A.4. Références.....	74
Appendix B: Émissions atmosphériques – renseignements, tableaux et figures supplémentaires.....	75
Appendix C: Concentrations dans l'air ambiant – renseignements, tableaux et figures supplémentaires.....	83
Appendix D: Analyse de la performance du modèle utilisé pour le scénario de référence	87

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1:	Émissions de polluants atmosphériques au Canada, en tonnes, pour l'année 2015 – catégories et classes de sources, et sous-classes de transport	19
TABLEAU 2:	Pourcentage des émissions provinciales et territoriales provenant du transport routier en 2015	22
TABLEAU 3:	Contributions des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations ambiantes de PM _{2,5} en 2015 – estimations provinciales, territoriales et nationales – moyenne annuelle pondérée en fonction de la population	23
TABLEAU 4:	Contributions des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations ambiantes de PM _{2,5} en 2015 – DR ayant les contributions nettes les plus élevées – moyenne annuelle pondérée en fonction de la superficie	24
TABLEAU 5:	Contributions des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations ambiantes de NO ₂ en 2015 – estimations provinciales, territoriales et nationales – moyenne annuelle pondérée en fonction de la population	27
TABLEAU 6:	Contributions des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations ambiantes de NO ₂ en 2015 – DR ayant les contributions nettes les plus élevées – moyenne annuelle pondérée en fonction de la superficie	27
TABLEAU 7:	Contribution des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations ambiantes estivales d'O ₃ en 2015 – estimations provinciales, territoriales et nationales – moyenne estivale des valeurs maximales quotidiennes pondérée en fonction de la population	30
TABLEAU 8:	Contribution des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations estivales d'O ₃ en 2015 – DR ayant les contributions nettes les plus élevées – moyenne estivale des valeurs maximales quotidiennes pondérée en fonction de la superficie	31
TABLEAU 9:	Contribution des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations ambiantes annuelles d'O ₃ en 2015 – estimations provinciales, territoriales et nationales – moyenne annuelle des valeurs maximales quotidiennes pondérée en fonction de la population	33
TABLEAU 10:	Contribution des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations ambiantes annuelles d'O ₃ en 2015 – DR ayant les contributions nettes les plus élevées – moyenne annuelle des valeurs maximales quotidiennes pondérée en fonction de la superficie	34

TABLEAU 11: Contribution des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations ambiantes annuelles d'O ₃ en 2015 – DR ayant des estimations négatives – moyenne annuelle des valeurs maximales quotidiennes pondérée en fonction de la superficie.....	35
TABLEAU 12: Contributions des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations ambiantes de SO ₂ en 2015 – estimations provinciales, territoriales et nationales – moyenne annuelle pondérée en fonction de la population	36
TABLEAU 13: Estimations nationales des décès prématurés et des effets sanitaires non mortels associés à l'exposition à la PACA de sources canadiennes en 2015, par effet sanitaire – nombres et valeurs	38
TABLEAU 14: Décès prématurés associés à l'exposition à la PACA en 2015, par polluant – estimations provinciales et nationales – nombres et taux par 100 000 habitants.....	39
TABLEAU 15: Décès prématurés associés à l'exposition à la PACA de sources canadiennes en 2015, par polluant – divisions de recensement ayant les estimations les plus élevées – nombres et taux par 100 000 habitants.....	40
TABLEAU 16: Contributions des émissions des véhicules routiers aux concentrations ambiantes de NO ₂ , d'O ₃ et PM _{2,5} en 2015 – moyennes provinciales et territoriales pondérées en fonction de la population et estimations maximales relatives aux DR pondérées en fonction de la superficie.....	42
TABLEAU 17: Contributions des émissions des véhicules routiers à essence, des émissions des véhicules routiers au diesel et de la PACA au Canada aux concentrations ambiantes de PM _{2,5} en 2015 – estimations provinciales et nationales – moyenne annuelle pondérée en fonction de la population	46
TABLEAU 18: Contributions des émissions des véhicules routiers à essence, des émissions des véhicules routiers au diesel et de la PACA au Canada aux concentrations ambiantes de NO ₂ en 2015 – estimations provinciales et nationales – moyenne annuelle pondérée en fonction de la population	47
TABLEAU 19: Contributions des émissions des véhicules routiers à essence, des émissions des véhicules routiers au diesel et de la PACA à la moyenne estivale des concentrations ambiantes maximales d'O ₃ sur une heure en 2015 – estimations provinciales et nationales – moyenne annuelle pondérée en fonction de la population	48
TABLEAU 20: Décès prématurés associés aux émissions des véhicules routiers à essence, aux émissions des véhicules routiers au diesel et aux émissions de tous les véhicules routiers canadiens selon diverses RCR pour la mortalité due à l'exposition chronique aux PM _{2,5} – estimations nationales pour l'année civile 2015	49

TABLEAU 21: Statistiques d'évaluation de la performance annuelle comparant les estimations du scénario de référence de 2015 dans le modèle GEM-MACH et les observations de 2017.....	56
TABLEAU A1: RCR associées au NO ₂ , à l'O ₃ et aux PM _{2,5} dans l'OEBQA – périodes de calcul de la moyenne et effets sanitaires connexes	73
TABLEAU A2: Valeur économique des effets sanitaires utilisés dans l'OEBQA.....	74
TABLEAU B1: Émissions des véhicules routiers canadiens en 2015, en tonnes – données détaillées sur les particules et les COV.....	76
TABLEAU B2: Émissions des véhicules routiers pour les parcs de véhicules lourds et légers en 2015, en tonnes – valeurs provinciales, territoriales et nationales.....	78
TABLEAU D1: Statistiques d'évaluation de la performance estivale comparant les estimations du scénario de référence de 2015 dans le modèle GEM-MACH et les observations de 2017 du RNSPA.....	89

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1:	Émissions des véhicules routiers lourds (VLO) et des véhicules routiers légers (VLE) au Canada, d'après l'inventaire de 2015.....	18
FIGURE 2:	Émissions des véhicules lourds (VLO) dans l'inventaire des émissions canadiennes de 2015. Diagramme de gauche : NH ₃ , PM ₁₀ , PM _{2,5} et SO ₂ . Diagramme de droite : CO, NO _x et COV.....	20
FIGURE 3:	Émissions des véhicules légers (VLE) dans l'inventaire des émissions canadiennes de 2015. Diagramme de gauche : NH ₃ , PM ₁₀ , PM _{2,5} et SO ₂ . Diagramme de droite : CO, NO _x et COV. Les émissions de CO ont été divisées par dix pour être à la même échelle que les valeurs des NO _x et des COV.....	20
FIGURE 4:	Contribution nette (µg/m ³) des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations moyennes annuelles de PM _{2,5} en 2015.....	25
FIGURE 5:	Contribution nette (ppbv) des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations moyennes annuelles de NO ₂ en 2015.....	28
FIGURE 6:	Contribution nette (ppbv) des émissions des véhicules routiers canadiens à la moyenne estivale des concentrations quotidiennes maximales d'O ₃ en 2015.....	32
FIGURE 7:	Contribution nette (ppbv) des émissions des véhicules routiers canadiens à la moyenne annuelle des concentrations quotidiennes maximales d'O ₃ en 2015.....	35
FIGURE A1:	Domaines de grille du modèle GEM (en vert) et du modèle GEM-MACH (en bleu) utilisés pour la modélisation de la qualité de l'air (résolution de 10 km).....	71
FIGURE B1:	Émissions des véhicules routiers canadiens par sous-classe de véhicules en 2015, en tonnes.....	77
FIGURE B2:	Émissions de PM _{2,5} (tonnes) au Canada en 2015 – toutes les sources.....	80
FIGURE B3:	Émissions de PM _{2,5} (tonnes) au Canada en 2015 – véhicules routiers.....	80
FIGURE B4:	Émissions de NO _x (tonnes) au Canada en 2015 – toutes les sources.....	81
FIGURE B5:	Émissions de NO _x (tonnes) au Canada en 2015 – véhicules routiers.....	81
FIGURE B6:	Émissions de COV (tonnes) au Canada en 2015 – toutes les sources.....	82
FIGURE B7:	Émissions de COV (tonnes) au Canada en 2015 – véhicules routiers.....	82
FIGURE C1:	Concentrations moyennes annuelles de PM _{2,5} (µg/m ³) en 2015 – scénario de référence.....	83
FIGURE C2:	Contribution relative (%) aux concentrations moyennes annuelles de PM _{2,5} en 2015 – PACA.....	84

FIGURE C3:	Concentrations moyennes annuelles de NO ₂ (ppbv) en 2015 – scénario de référence.....	84
FIGURE C4:	Contribution relative (%) aux concentrations moyennes annuelles de NO ₂ en 2015 – PACA.....	85
FIGURE C5:	Moyenne estivale des concentrations maximales quotidiennes d'O ₃ sur une heure (ppbv) en 2015 – scénario de référence.....	85
FIGURE C6:	Contribution relative (%) à la moyenne estivale des concentrations maximales quotidiennes d'O ₃ sur une heure en 2015 – PACA.....	86
FIGURE C7:	Moyenne annuelle des concentrations maximales quotidiennes d'O ₃ sur une heure (ppbv) en 2015 – scénario de référence.....	86
FIGURE C8:	Contribution relative (%) à la moyenne annuelle des concentrations maximales quotidiennes d'O ₃ sur une heure en 2015 – PACA.....	87
FIGURE D1:	Concentrations moyennes quotidiennes de NO ₂ modélisées (BASE 2015) et observées (2017 Observations) pour les stations situées dans les régions métropolitaines du Canada.....	90
FIGURE D2:	Concentrations moyennes quotidiennes d'O ₃ modélisées (BASE 2015) et observées (2017 Observations) pour les stations situées dans les régions métropolitaines du Canada.....	91
FIGURE D3:	Concentrations moyennes quotidiennes de PM _{2,5} modélisées (BASE 2015) et observées (2017 Observations) pour les stations situées dans les régions métropolitaines du Canada.....	91

LISTE DES ABRÉVIATIONS

\$ CA	Dollar canadien
µg/m³	Microgramme par mètre cube
ADOM	Acid Deposition and Oxidant Model
AOP	Aérosol organique primaire
AOS	Aérosol organique secondaire
AURAMS	A Unified Regional Air Quality Modelling System
BEIS	Biogenic Emission Inventory System
BELD3	Biogenic Emissions Landuse Database
CE	Carbone élémentaire
CHP	Calcul de haute performance
CLE	Camion léger
CLED	Camion léger au diesel
CLEE	Camion léger à essence
CO	Monoxyde de carbone
COV	Composé organique volatil
DR	Division de recensement
ECCC	Environnement et Changement climatique Canada
EJM	Erreur de justesse moyenne
EQM	Erreur quadratique moyenne
GEM	Modèle global environnemental multi-échelle (modèle de prévision météorologique)
GEM-MACH	Modèle global environnemental multi-échelle – modélisation de la qualité de l’air et de la chimie
HEI	Health Effects Institute
IC	Intervalle de confiance
IEPA	Inventaire des émissions de polluants atmosphériques
IHME	Institute for Health Metrics and Evaluation
INEM	Inventario Nacional de Emisiones
INRP	Inventaire national des rejets de polluants
MC	Motocyclette
MOVES	Motor Vehicle Emission Simulator
MPOC	Maladie pulmonaire obstructive chronique
MTC	Modèle de transport chimique

NASA	National Aeronautics and Space Administration
NEI	National Emissions Inventory
NH₃	Ammoniac
NH₄	Ammonium
NO₂	Dioxyde d'azote
NO₃	Nitrate
O₃	Ozone
OEBQA	Outil d'évaluation des bénéfices liés à la qualité de l'air
OMS	Organisation mondiale de la Santé
PACA	Pollution atmosphérique liée à la circulation automobile
PM	Particules
PM_{2,5}	Particules fines
ppbv	Partie par milliard en volume
ppm	Partie par million
PUF	Particules ultrafines
RCR	Relation concentration-réponse
RGTH	Région du Grand Toronto et de Hamilton
RNSPA	Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique
RR	Risque relatif
SEDAC	Socioeconomic Data and Application Center
SIG	Système d'information géographique
SMOKE	Sparse Matrix Operator Kernel Emissions
SO₂	Dioxyde de soufre
SO₄	Sulfate
UPGF	Usure des pneus et des garnitures de frein
US EPA	Environmental Protection Agency des États-Unis
VDP	Volonté de payer
VLE	Véhicule léger
VLED	Véhicule léger au diesel
VLEE	Véhicule léger à essence
VLO	Véhicule lourd
VLOD	Véhicule lourd au diesel
VLOE	Véhicule lourd à essence
VLO8	Véhicule lourd de classe 8
VMQA	Vérification des modèles de qualité de l'air

SOMMAIRE

Un grand nombre de données scientifiques accumulées au cours des 25 dernières années montrent que l'exposition à la pollution de l'air ambiant (extérieur) entraîne une vaste gamme d'effets nocifs sur la santé. Ces effets varient en gravité, allant de symptômes respiratoires à l'apparition de maladies et à la survenue de décès prématurés. Par exemple, l'exposition aux particules en suspension dans l'air, une composante du smog, augmente le risque de décès prématuré par maladie cardiaque, par accident vasculaire cérébral et par cancer du poumon.

Les véhicules routiers contribuent à la pollution atmosphérique par la combustion de carburant, par les émissions de gaz d'évaporation et par les émissions dues à l'usure des pneus et des freins. Les Canadiens sont régulièrement exposés à la pollution atmosphérique liée à la circulation automobile (PACA), plus particulièrement dans les zones de circulation dense, comme à proximité des autoroutes et des centres urbains. La PACA consiste en un mélange complexe et variable de polluants particulaires et gazeux qui contribuent au smog, y compris les particules fines ($PM_{2,5}$) et l'ozone (O_3).

Le présent rapport a pour objectif de fournir des estimations modélisées des impacts sur la santé de la population et des coûts socioéconomiques associés à l'exposition à la PACA au Canada pour l'année 2015, plus précisément de la contribution des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations ambiantes de $PM_{2,5}$, de NO_2 et d' O_3 au Canada. L'année 2015 a été choisie pour la modélisation en raison de la disponibilité et de la qualité des données. Les résultats sont présentés et analysés à l'échelle du pays, des provinces, des territoires et des divisions de recensement (DR). Le rapport vise à informer les autorités canadiennes des impacts de l'activité des véhicules routiers sur la qualité de l'air et sur la santé.

Selon le rapport, la PACA serait associée à plus de 1 200 décès prématurés au Canada en 2015. De ce nombre, on estime que l'exposition aux $PM_{2,5}$, au dioxyde d'azote (NO_2) et à l' O_3 a contribué à 800, à 340 et à 85 décès prématurés, respectivement. Les effets sanitaires non mortels comprenaient 2,7 millions de jours avec symptômes respiratoires aigus, 1,1 million de jours d'activité restreinte et 210 000 jours avec symptômes d'asthme par année. La valeur monétaire annuelle totale du fardeau sanitaire a été estimée à 9,5 milliards de dollars (\$ CA 2015), dont 9 milliards sont associés aux décès prématurés. L'analyse a également révélé que les véhicules légers (p. ex. les véhicules de transport de passagers) ont contribué à environ 37 % des décès prématurés, tandis que les véhicules lourds (p. ex. les camions commerciaux et les autobus) ont contribué à environ 63 % des décès prématurés. En ce qui concerne la répartition géographique du fardeau de la pollution atmosphérique, les résultats indiquent que les impacts néfastes sur la santé sont plus importants dans les provinces et les DR les plus peuplées : le nombre estimé de décès prématurés était de 500 en Ontario, de 410 au Québec, de 170 en Colombie-Britannique et de 82 en Alberta. À l'échelle des DR, 170 décès prématurés ont été estimés à Toronto, 150 à Montréal et 110 à Vancouver. Les résultats de l'analyse sont disponibles pour toutes les DR et peuvent être obtenus sur demande auprès de [Santé Canada](#).

La modélisation de la qualité de l'air aux fins de la présente analyse a été effectuée à une résolution de grille de 10 km, soit une résolution raisonnablement élevée pour une évaluation nationale. Cependant, des cellules de grille de 10 km ne sont pas assez précises pour rendre compte de la variabilité et de l'ampleur locales de l'exposition à la PACA, comme dans le cas des populations vivant à proximité de routes très fréquentées. Cette limite entraîne probablement une sous-estimation de l'exposition de la population à la PACA et de ses impacts sanitaires. Par conséquent, les valeurs indiquées ici constituent possiblement des estimations de la fourchette inférieure.

La présente analyse nous aide à comprendre le fardeau sanitaire de l'exposition à la PACA au Canada. Elle complète également des activités récentes et en cours de Santé Canada sur la PACA, dont des évaluations des risques pour la santé et une évaluation de l'exposition à la PACA au pays. Ensemble, ces travaux d'analyse visent à fournir une évaluation nationale exhaustive de la PACA au Canada.

CHAPITRE 1:

INTRODUCTION

Un grand nombre de données scientifiques, accumulées au cours des 25 dernières années, montrent que l'exposition à la pollution de l'air ambiant (extérieur) entraîne une vaste gamme d'effets nocifs sur la santé. Ces effets varient en gravité, allant de symptômes respiratoires à l'apparition de maladies et à la survenue de décès prématurés. Par exemple, l'exposition aux particules en suspension dans l'air, une composante du smog, augmente le risque de décès prématuré par maladie cardiaque, par accident vasculaire cérébral et par cancer du poumon. Au Canada et à l'étranger, les évaluations des impacts sur la santé indiquent que la pollution atmosphérique est l'un des principaux facteurs de risque de décès prématuré et d'effets sanitaires non mortels (Organisation mondiale de la Santé [OMS], 2016). L'exposition à la pollution atmosphérique est actuellement considérée comme le cinquième risque de mortalité dans le monde et, en 2017, elle était à l'origine de 4,9 millions de décès prématurés, soit 8,7 % de tous les décès dans le monde (Institute for Health Metrics and Evaluation [IHME] et Health Effects Institute [HEI], 2019). Selon Burnett et coll. (2018), l'exposition aux particules fines ($PM_{2,5}$) serait responsable à elle seule de 8,9 millions de décès en 2015.

Santé Canada a estimé que 15 300 décès prématurés au Canada étaient associés à l'exposition à la pollution de l'air ambiant en 2016 (Santé Canada, 2021). Aux fins de son analyse, Santé Canada a défini la pollution atmosphérique comme étant l'augmentation des concentrations ambiantes de $PM_{2,5}$, de dioxyde d'azote (NO_2) et d'ozone (O_3), par rapport aux concentrations naturelles, qui peuvent être attribuées aux sources d'émissions anthropiques nord-américaines (p. ex. combustion de carburant, industrie, etc.) et aux émissions provenant d'événements naturels tels que les feux de forêt. Des effets non mortels ont également été estimés, y compris 2,7 millions de jours avec symptômes d'asthme par année et 35 millions de jours avec symptômes respiratoires aigus, et le coût économique total de tous les impacts sur la santé attribuables à la pollution atmosphérique en dollars canadiens de 2016 (\$ CA 2016) est de 120 milliards de dollars (Santé Canada, 2021).

La contribution des véhicules routiers à la pollution de l'air ambiant est appelée « pollution atmosphérique liée à la circulation automobile » (PACA). La plupart des Canadiens sont exposés quotidiennement à la PACA, en particulier dans les zones de circulation dense, comme à proximité des autoroutes et des centres urbains (Brauer et coll., 2012, 2013; Matz et coll., 2018). La PACA consiste en un mélange de polluants particulaires et gazeux associés à des processus de combustion (c.-à-d. les gaz d'échappement des véhicules) et à des processus autres que la combustion (p. ex. l'évaporation du carburant et l'usure par abrasion). La PACA peut influencer sur les concentrations ambiantes de plusieurs polluants atmosphériques, notamment les $PM_{2,5}$ et l' O_3 , qui sont responsables du smog. En raison de sa composition complexe et variable, le mélange de polluants atmosphériques liés à la circulation automobile ne peut pas être mesuré directement. Il est généralement estimé à l'aide d'un nombre limité de valeurs de substitution mesurables, comme le NO_2 ou les particules ultrafines (PUF), ce qui comprend certaines incertitudes.

Le présent rapport a pour objectif de fournir des estimations des impacts sur la santé de la population et des coûts associés à l'exposition à la PACA au Canada. Les résultats visent à informer les Canadiens et les intervenants provinciaux, territoriaux et régionaux des impacts de l'activité des véhicules routiers sur la qualité de l'air et sur la santé. L'analyse porte principalement sur la contribution des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations ambiantes de $PM_{2,5}$, de NO_2 , d' O_3 et de dioxyde de soufre (SO_2) pour l'année 2015, et sur les impacts sanitaires associés aux $PM_{2,5}$, au NO_2 et à l' O_3 , dont la morbidité et les décès prématurés, au Canada. La circulation automobile est définie comme étant le transport routier, et elle correspond à la catégorie des *véhicules routiers* dans l'Inventaire des émissions de polluants atmosphériques (IEPA) du Canada. Cette catégorie comprend les véhicules et les camions légers, les motocyclettes, les autobus et les véhicules moyens et lourds. Les véhicules utilisés pour des applications hors route, comme les équipements agricoles et miniers, sont exclus de la catégorie des véhicules routiers. Santé Canada a collaboré avec Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) pour estimer la pollution de l'air ambiant attribuable à la PACA au Canada, que l'on interprète ici comme l'exposition à la PACA. Aux fins de l'estimation de l'exposition, le modèle GEM-MACH (modèle global environnemental multi-échelle – modélisation de la qualité de l'air et de la chimie) a été utilisé. Pour la présente analyse, la modélisation de la qualité de l'air a été effectuée à une résolution de grille de 10 km. On a ensuite calculé la moyenne des résultats de la modélisation de la qualité de l'air pour les divisions de recensement (DR) canadiennes, dont la taille varie. L'approche de modélisation et la résolution régionale ont été choisies pour cette évaluation d'envergure nationale. Elles ne rendent pas compte de la variabilité et de l'ampleur locales de l'exposition à la PACA, comme dans le cas des populations vivant à proximité de routes très fréquentées.

Santé Canada a utilisé les résultats de la modélisation de la qualité de l'air pour estimer les impacts de la PACA sur la santé de la population et la valeur monétaire du fardeau sanitaire connexe au Canada à l'aide de l'Outil d'évaluation des bénéfices liés à la qualité de l'air (OEBQA) de Santé Canada. La présente analyse basée sur la modélisation a tenu compte de l'exposition aux concentrations ambiantes de $PM_{2,5}$, d' O_3 et de NO_2 . Les impacts sur la qualité de l'air et la santé associés à d'autres polluants atmosphériques toxiques de la PACA, notamment le SO_2 , le monoxyde de carbone (CO), les composés organiques (p. ex. les composés organiques volatils [COV] comme le formaldéhyde et le benzène, et les composés aromatiques polycycliques), les PUF ou les composés associés spécifiquement aux $PM_{2,5}$ (p. ex. les métaux et les composés aromatiques polycycliques), n'ont pas été inclus. L'évaluation des effets sur la santé fournit des résultats à l'échelle du pays, des provinces, des territoires et des DR. Ainsi, les estimations des impacts sanitaires correspondent à une exposition moyenne à la pollution atmosphérique régionale plutôt qu'à une exposition locale ou dans des microenvironnements à forte pollution, comme dans les milieux à proximité des routes.

La présente analyse est un complément et une mise à jour d'analyses précédentes des impacts sur la santé de la pollution atmosphérique liée aux moteurs diesel et aux moteurs à essence publiées par Santé Canada (2016a, 2017). Elle utilise des données et des outils de modélisation actualisés pour étudier les impacts sur la santé de toutes les sources routières et de tous les types de carburant. En outre, l'analyse complète des activités d'évaluation des risques que mène Santé Canada afin d'orienter et de soutenir les programmes et les politiques visant à atténuer l'exposition à la pollution atmosphérique et ses impacts sur la santé au Canada. Ces activités comprennent l'élaboration d'un rapport qui évalue le rôle de l'exposition à la PACA dans l'asthme, les allergies et la fonction pulmonaire à l'aide d'une méthode du poids de la preuve (Santé Canada, 2020). Santé Canada évalue également l'exposition à la PACA au Canada en se fondant sur une revue de la littérature et

une analyse de la proximité de la population par rapport aux routes. Ensemble, les évaluations de Santé Canada sur les risques pour la santé, le fardeau sanitaire pour la population et les expositions associées à la PACA au Canada ont pour objet de fournir une évaluation nationale exhaustive.

Le présent rapport résume l'approche méthodologique et les résultats de chaque étape du cadre de modélisation des impacts sur la santé, ce qui comprend l'inventaire des émissions de polluants atmosphériques, les simulations de modélisation de la qualité de l'air (c.-à-d. les concentrations dans l'air ambiant), l'évaluation des impacts sanitaires et l'estimation des coûts socioéconomiques (évaluation de la valeur économique). Les résultats sont présentés et analysés à l'échelle du pays, des provinces, des territoires et des DR.

CHAPITRE 2:

MÉTHODOLOGIE

Les estimations de la pollution atmosphérique et du fardeau sanitaire connexe sont fondées sur un cadre de modélisation conçu pour l'analyse de sources d'émissions, y compris les véhicules routiers. Aux fins de la présente analyse, le cadre de modélisation utilise trois étapes et outils principaux qui sont présentés dans les sections 2.1 à 2.3 :

1. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques;
2. Modélisation du transport chimique pour différents scénarios de pollution atmosphérique;
3. Évaluation des impacts sur la santé et de leur valeur économique.

L'approche générale consistait à dresser un inventaire des émissions pour l'année 2015 (étape 1), lequel comprenait des données détaillées sur la circulation automobile et sur d'autres sources de pollution atmosphérique. À l'étape 2, les concentrations de polluants dans l'air ambiant ont été estimées à l'aide d'un modèle de transport chimique (MTC). Les concentrations de PACA ont été déterminées par comparaison des estimations de la qualité de l'air provenant du modèle de transport chimique pour un scénario d'émissions de référence et pour un scénario où les émissions des véhicules routiers ont été retirées complètement. La différence entre les deux scénarios correspond à l'estimation de la contribution de la PACA aux concentrations de polluants de l'air ambiant. À l'étape 3, les concentrations de PACA ont été entrées dans l'OEBQA afin d'estimer le fardeau sanitaire pour la population qui est attribuable à la PACA au Canada, ce qui comprend la mortalité et la morbidité ainsi que les coûts socioéconomiques. Des renseignements supplémentaires sur la méthodologie du cadre de modélisation sont présentés à l'annexe A.

2.1. INVENTAIRE DES ÉMISSIONS

ECCC a dressé un inventaire détaillé des émissions pour l'année 2015, fondé sur l'IEPA de 2017, qui a servi à alimenter le modèle de transport chimique¹. C'était la version la plus récente et précise de l'inventaire disponible lorsque les analyses de modélisation ont débuté. Pour les États-Unis, on a utilisé l'inventaire des projections d'émissions de 2017, qui est basé sur le National Emissions Inventory (NEI) de 2011 de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (US EPA)². L'inventaire de 2008 utilisé pour le Mexique (Inventario Nacional de Emisiones, INEM)³ provient également du NEI de 2011 de l'US EPA. Les estimations des émissions ont été faites par espèce chimique, et elles ont été définies dans l'espace et dans le temps. ECCC a utilisé différentes approches et données pour dresser l'inventaire des émissions, dont des données sur les rejets de polluants industriels, des données sur l'utilisation des combustibles, des données sur les activités de sources précises et des facteurs d'émission (ECCC, 2015, 2016). Les émissions primaires ont été estimées pour les sources

¹ L'inventaire des émissions représente les émissions de polluants atmosphériques en 2015, et il est fondé sur la version de l'IEPA publiée en 2017.

² www.epa.gov/air-emissions-inventories/2011-national-emissions-inventory-nei-data

³ www.gob.mx/semarnat/documentos/documentos-del-inventario-nacional-de-emisiones

des catégories anthropiques et biogéniques (à l'exception des émissions dues aux feux de forêt). Des renseignements supplémentaires sur la méthodologie de modélisation des émissions sont présentés à l'annexe A.

Les émissions des véhicules routiers ont été estimées à l'aide du simulateur MOVES (Motor Vehicle Emission Simulator), version 2014b, créé par l'US EPA. Le modèle a été modifié en fonction des conditions canadiennes, comme le parc de véhicules et la répartition selon l'âge, ainsi que les normes d'émissions des véhicules. Le modèle MOVES fournit des taux d'émission pour une série de polluants, dont le CO, l'ammoniac (NH_3), les oxydes d'azote (NO_x), les particules (PM), le SO_2 et les COV, qui sont ensuite combinés aux données sur l'activité des véhicules. Les émissions de sources routières modélisées par le modèle MOVES et prises en compte dans la présente analyse comprennent les émissions de gaz d'échappement, les émissions de gaz d'évaporation et les émissions dues à l'usure des pneus et des garnitures de freins (UPGF) des véhicules routiers à essence et au diesel, ainsi que des véhicules routiers alimentés par d'autres carburants (p. ex. le gaz naturel comprimé). Les émissions de gaz d'évaporation provenant de sites fixes, par exemple les stations de ravitaillement en carburant ou les installations de stockage de carburant, n'ont pas été incluses comme composante de la PACA; elles sont plutôt associées aux émissions de polluants atmosphériques provenant de sources commerciales, institutionnelles ou industrielles. Les émissions de poussière provenant des routes pavées et non pavées n'ont pas été incluses non plus en tant que composante de la PACA; elles sont plutôt associées à des sources ouvertes⁴ dans l'IEPA et ne sont pas attribuées à des segments précis du parc automobile. Les émissions du secteur du transport routier ont été compilées sous forme de valeurs mensuelles pour différents types de véhicules et regroupées par province, sauf pour la Colombie-Britannique et l'Ontario. Des renseignements infraprovinciaux sur les véhicules étaient disponibles pour ces deux provinces (p. ex. programmes d'inspection et d'entretien), ce qui a permis de créer des sous-régions (deux pour la Colombie-Britannique et quatre pour l'Ontario). Cinq classes de routes différentes ont également été utilisées pour améliorer la répartition spatiale des émissions des véhicules routiers : accès rural restreint et non restreint, accès urbain restreint et non restreint, et hors réseau. Pour les émissions du secteur du transport routier, les normes d'émissions des moteurs et les règlements sur les carburants en vigueur en 2015 au Canada ont été pris en compte⁵.

La base de données de l'inventaire de 2015 a été traitée par ECCC pour générer un ensemble de données pouvant être utilisé dans le modèle SMOKE (Sparse Matrix Operator Kernel Emissions) (Sassi et coll., 2016). Des valeurs de substitution spatiales de la version 3.7 du modèle SMOKE (en format ASCII), générées à partir de fichiers de forme SIG (système d'information géographique), ont été utilisées pour positionner les émissions sur une grille nationale. Des fichiers de forme auxiliaires et mis à jour ont également été inclus pour positionner les émissions partout au Canada. Les émissions réparties dans l'espace ont permis d'alimenter le modèle de transport chimique.

⁴ Les sources ouvertes comprennent les émissions provenant des activités agricoles (labourage, érosion éolienne, application d'engrais et animaux), des activités de construction, de la poussière des routes pavées et non pavées, des résidus miniers et du traitement ou de la gestion des déchets (sites d'enfouissement, brûlage à l'air libre, traitement des eaux et des eaux usées, énergie provenant des déchets).

⁵ Les essences à faible teneur en soufre (25 ppm) et en benzène (moins de 1 %) et sans éthanol ont été sélectionnées pour la modélisation des émissions de sources mobiles. La teneur en soufre du diesel à très faible teneur en soufre a été fixée à 10 ppm, et aucune teneur en biodiesel n'a été incluse.

2.2. MODÉLISATION DE LA QUALITÉ DE L'AIR

2.2.1. Modèle de transport chimique

Le modèle de transport chimique utilisé dans le cadre de la présente évaluation est le modèle GEM-MACH d'ECCE, version 2.3.1. GEM-MACH, un modèle eulérien orienté vers les sources, est un outil de prévision qui intègre des données météorologiques et des algorithmes pour simuler la diffusion, le transport et la transformation chimique des gaz et des particules dans l'atmosphère (Makar et coll., 2018; Moran et coll., 2010; Whaley et coll., 2018, 2020). ECCE a recours au modèle GEM-MACH pour simuler les concentrations horaires de polluants atmosphériques, notamment l'O₃, les PM_{2,5}, le NO₂ et le SO₂, sur un domaine nord-américain. Les simulations visent à établir des prévisions opérationnelles de la qualité de l'air et à appuyer la réglementation et la prise de décisions en matière de gestion de la qualité de l'air au Canada.

L'approche générale de modélisation de la qualité de l'air comprenait des simulations effectuées sur un domaine continental avec un maillage horizontal de 10 km sur 10 km et 80 niveaux verticaux hybrides allant de la surface (1,5 m) à 0,1 hectopascal (environ 30 km). Les simulations GEM-MACH ont été effectuées pour une année complète, en calculant 24 heures de prévisions pour chaque jour. Le pas de temps du modèle était de 300 secondes, de sorte que les conditions météorologiques et atmosphériques étaient calculées toutes les 5 minutes. Des données de sortie horaires (c.-à-d. les concentrations de polluants) ont été simulées. Les simulations ont été faites à l'aide des données météorologiques de 2017 qui correspondent aux prévisions produites de manière opérationnelle et quotidienne par ECCE en 2017. Cela comprend l'assimilation des données d'observation.

Le modèle GEM-MACH a été exécuté sur le système de calcul de haute performance (CHP) d'ECCE. La simulation a été divisée en quatre segments de trois mois, chacun avec une période d'ajustement de 21 jours. Les segments correspondent aux périodes de janvier à mars, d'avril à juin, de juillet à septembre et d'octobre à décembre. Tous les segments ont été calculés en parallèle de façon à réduire le temps d'exécution. Un séquenceur de tâches a été utilisé pour gérer et soumettre au système de CHP les différentes étapes nécessaires à la réalisation d'une simulation ininterrompue.

Le post-traitement des résultats du modèle GEM-MACH consiste à calculer différentes statistiques en utilisant une suite d'outils automatisés, comme des scripts Kornshell et Tcl, ainsi que des programmes en C/C++ et en Fortran. Les statistiques comprennent, par exemple, des moyennes, des moyennes mobiles, des valeurs maximales et des différences entre les scénarios pour différentes périodes (mois, années et saisons). Les statistiques sont calculées pour la grille du modèle, et elles peuvent être interpolées pour différentes zones géographiques, comme les DR utilisées dans l'OEQA. Les résultats finaux peuvent être obtenus dans différents formats (p. ex. ASCII, format binaire, SIG et format graphique), selon les objectifs de recherche.

À partir des résultats maillés de la modélisation, des estimations de la pollution de l'air ambiant ont été générées à l'échelle des DR pour le NO₂, l'O₃, les PM_{2,5} et le SO₂ aux fins de couplage avec l'OEQA. Les résultats représentent les conditions régionales de pollution atmosphérique et ne tiennent pas compte des effets locaux et des microenvironnements non résolus par le maillage horizontal, comme les routes et les canyons urbains, où les niveaux de pollution atmosphérique peuvent être plus élevés. Des renseignements supplémentaires sur la méthodologie du modèle GEM-MACH sont présentés à l'annexe A. Des considérations méthodologiques sont analysées à la section 4.3.

2.2.2. Approche de simulation

Afin d'isoler la contribution de la PACA aux concentrations ambiantes de polluants au Canada, on a utilisé une approche de force brute dans laquelle deux scénarios de qualité de l'air ont été modélisés à l'aide du modèle GEM-MACH : 1) un scénario de référence avec l'inventaire complet des émissions canadiennes de 2015; 2) un scénario de PACA dans lequel les émissions des véhicules routiers ont été retirées de l'inventaire. Le scénario de PACA exige l'élimination de toutes les émissions de polluants atmosphériques au Canada provenant des motocyclettes, des véhicules légers et des véhicules lourds pour l'année civile 2015. La différence de qualité de l'air entre le scénario comprenant l'inventaire complet des émissions et le scénario dans lequel les émissions des véhicules routiers canadiens ont été retirées est supposée représenter la contribution des véhicules routiers au Canada aux concentrations ambiantes de polluants. Cette différence est également utilisée pour estimer l'exposition de la population à la PACA.

2.2.3. Données de sortie du modèle

Les concentrations au sol ont été estimées pour chaque cellule de la grille du modèle et pour chaque DR canadienne afin d'obtenir les mesures de concentrations des polluants suivantes :

- Moyenne annuelle fondée sur :
 - les données horaires pour le NO_2 , les $\text{PM}_{2,5}$ et le SO_2 ;
 - le maximum quotidien des données horaires pour l' O_3 .
- Moyenne estivale (c.-à-d. de mai à septembre) fondée sur le maximum quotidien des données horaires pour l' O_3

Les concentrations de NO_2 , d' O_3 et de SO_2 sont exprimées en parties par milliard en volume (ppbv), tandis que les concentrations de $\text{PM}_{2,5}$ sont données en microgrammes par mètre cube ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Pour la présente analyse, les estimations des concentrations au sol n'étaient pas disponibles pour tous les polluants atmosphériques dans l'inventaire des émissions, notamment pour le CO et les PM_{10} .

Les estimations de concentrations sont présentées pour chaque province et territoire, ainsi que pour certaines DR (section 3.2). Aux fins de la présente analyse, les DR proviennent de la Classification géographique type de 2011, qui divise le Canada en 293 DR⁶. Les concentrations de polluants atmosphériques d'une DR sont des estimations pondérées en fonction de la superficie provenant de la grille originale du modèle GEM-MACH. On a déterminé les concentrations pondérées en fonction de la superficie de chaque DR en additionnant le produit de la concentration d'une cellule de grille et la superficie de la cellule de grille occupée par la DR, pour toutes les cellules de grille chevauchant la DR, puis en divisant la somme obtenue par la superficie de la DR. Par exemple, si trois cellules de grille chevauchent une DR, on appliquerait la formule suivante pour déterminer la concentration de la DR (C_d) :

$$C_d = (S_{d1} \times C_{g1} + S_{d2} \times C_{g2} + S_{d3} \times C_{g3}) \div S_d$$

où S_{dx} est la superficie de chevauchement entre les cellules de la grille du modèle et la DR, C_{gx} est la concentration de la cellule de grille gx et S_d est la superficie de la DR.

⁶ www.statcan.gc.ca/fra/sujets/norme/cgt/2011/cgt-intro#a5-1

Les concentrations nationales, provinciales et territoriales présentées correspondent à des estimations pondérées en fonction de la population. La méthode de pondération en fonction de la population permet d'estimer la concentration moyenne d'exposition pour une personne dans une unité géographique. Lorsque l'on calcule la moyenne pour des unités géographiques plus grandes, les DR densément peuplées ont plus d'influence ou de poids que les DR peu peuplées. Par rapport à une mesure pondérée en fonction de la superficie, la pondération en fonction de la population donne une meilleure représentation de la concentration moyenne de polluants à laquelle les Canadiens sont exposés. Il s'agit d'un élément particulièrement important au Canada, étant donné que les populations sont généralement concentrées dans les zones urbaines du sud du pays, plutôt que dans les vastes zones rurales du nord, qui sont peu peuplées.

Afin de déterminer les concentrations pondérées en fonction de la population pour toutes les provinces et tous les territoires, on a additionné le produit de la concentration dans une DR et la population de la DR, pour toutes les DR de la province, puis en divisant la somme obtenue par la population de la province. Par exemple, si une province compte trois DR, on appliquerait la formule suivante pour déterminer la concentration pondérée en fonction de la population (C_{pp}) :

$$C_{pp} = (DR_{d1} \times DR_{pop1} + DR_{d2} \times DR_{pop2} + DR_{d3} \times DR_{pop3}) \div PT_{pop}$$

où DR_{dx} est la concentration dans DR_x , DR_{popx} est la population de DR_x et PT_{pop} est la population de la province. La même méthode a été utilisée pour estimer la moyenne nationale pondérée en fonction de la population.

2.3. ÉVALUATION DES IMPACTS SANITAIRES

2.3.1. Calcul des impacts de la pollution atmosphérique sur la santé de la population

Les effets sur la santé attribuables à la pollution atmosphérique du secteur routier ont été estimés à l'aide de la version 3.0 de l'OEBQA de Santé Canada (Judek et coll., 2019)⁷. L'OEBQA estime le nombre de décès prématurés et d'autres effets néfastes sur la santé au Canada associés à une variation donnée des concentrations ambiantes de NO_2 , d' O_3 et de $PM_{2,5}$. Dans l'OEBQA, les données sur les effets des trois polluants atmosphériques sur la santé sont présentées sous la forme de relations concentration-réponse (RCR), qui montrent l'association entre l'exposition à un polluant atmosphérique et une réponse sanitaire. Une RCR représente le risque sanitaire excédentaire pour un effet de santé donné (p. ex. symptômes d'asthme, bronchite chronique et mortalité liée à une exposition aiguë) associé à une augmentation unitaire de la concentration ambiante d'un polluant. Par exemple, une hausse de l'exposition chronique aux $PM_{2,5}$ de $10 \mu g/m^3$ entraîne une augmentation correspondante de 10 % du risque de décès prématuré dû à des causes non accidentelles. Dans l'OEBQA, les RCR sont des estimations statistiques tirées d'une seule étude ou d'une méta-analyse d'études multiples⁸.

⁷ Guoliang Xi et Dave Stieb, communications personnelles, Santé Canada, 2019

⁸ La version de l'OEBQA utilisée dans le cadre de la présente analyse fait appel à des RCR linéaires. Toutefois, des RCR linéaires et non linéaires ont été décrites dans la littérature scientifique en santé et peuvent être utilisées dans l'OEBQA.

Les effets sanitaires liés à une exposition aiguë ou chronique, les RCR qui leur sont associées et les groupes de population concernés (p. ex. groupes d'âge précis) sont prédéfinis dans l'OEBQA et représentent des valeurs avalisées par Santé Canada provenant de la littérature scientifique en santé examinée par des pairs. L'OEBQA comprend également une RCR pour la mortalité associée à une exposition à court terme au SO₂. Cependant, cette RCR a été exclue de la présente analyse afin de tenir compte de l'évaluation des risques liés au SO₂ menée par Santé Canada, selon laquelle les données sont seulement évocatrices d'un lien de causalité entre l'exposition à court terme au SO₂ et la mortalité toutes causes confondues et pour causes cardiopulmonaires aux concentrations ambiantes (Santé Canada, 2016b). Santé Canada ne prend en compte que les liens de causalité et les liens de causalité probables dans les analyses quantitatives. Dans le contexte de la présente analyse, l'exposition à court terme est liée à des effets qui surviennent quelques jours après une augmentation de la pollution de l'air ambiant (effets aigus sur la santé), tandis que l'exposition à long terme fait référence à l'exposition moyenne dans les années précédant l'apparition d'une maladie ou la survenue du décès (effets chroniques sur la santé). Les RCR relatives à l'exposition aiguë découlent d'études sur l'effet des polluants atmosphériques au cours des jours précédant les effets sur la santé, tandis que les RCR relatives à l'exposition chronique proviennent d'études sur la moyenne des polluants atmosphériques durant les années précédant les effets sur la santé. Le tableau A1 de l'annexe A présente les polluants visés par la présente analyse et leurs effets sur la santé. Des études antérieures (Crouse et coll., 2012; Judek et coll., 2019; Shin et coll., 2013; Stieb et coll., 2015) contiennent de l'information générale sur les estimations des RCR utilisées dans la présente analyse (c.-à-d. les références aux publications scientifiques qui constituent le fondement des estimations du risque) et sur l'analyse qui a permis de produire les estimations dans l'OEBQA. Il était présumé que les effets sur la santé n'avaient aucun seuil d'effet (c.-à-d. que les effets peuvent être observés à n'importe quel niveau d'exposition).

Les RCR peuvent être saisies à titre de fonction de distribution dans l'OEBQA, tenant compte de l'incertitude inhérente des estimations de RCR. La méthode de simulation de Monte-Carlo a été utilisée en employant 10 000 itérations afin de propager cette incertitude dans les RCR. Le modèle fournit une estimation centrale des effets les plus probables sur la santé qui est égale à la médiane de la distribution des données de sortie, ainsi que des estimations inférieure et supérieure correspondant aux 2,5e et 97,5e percentiles de la distribution des données de sortie (interprétés comme les intervalles de confiance à 95 %).

Les taux d'incidence de référence de chaque effet sanitaire dans la population canadienne (p. ex. le risque de décès par maladie cardiovasculaire) sont nécessaires pour une estimation quantitative des impacts sur la santé d'une population cible. Les taux d'incidence de référence pour la population générale et les taux d'incidence de référence selon l'âge pour une population cible sont inclus dans l'OEBQA. Par exemple, l'effet *Jours d'activité restreinte* s'applique à 100 % des adultes (20 ans et plus) et à 85,7 % des enfants âgés de 5 à 19 ans (non asthmatiques). Pour chacun des effets liés à la mortalité et à la morbidité dans l'OEBQA, les taux d'incidence de référence sont représentés par un fichier de données contenant les estimations des cas annuels par million d'individus d'une population donnée, pour chacun des groupes d'âge, des régions géographiques, des années de scénario et des projections de la population. Les taux d'incidence de référence sont estimés par Santé Canada à partir de la détection, de l'observation et de la déclaration par des moyens officiels (p. ex. certificats de décès et dossiers d'hospitalisation), à l'aide de données fournies par Statistique Canada et par l'Institut canadien d'information sur la santé, ou à l'aide de données tirées d'études

épidémiologiques. Les taux d'incidence sont généralement liés à de nombreux facteurs, y compris l'âge, le sexe, la race, l'éducation, le revenu, des facteurs environnementaux et les habitudes de vie. L'exposition à la pollution a généralement une influence minimale sur les taux d'incidence de référence. D'autres renseignements et références sur le processus de calcul des taux de référence ont déjà été publiés (Judek et coll., 2019; Stieb et coll., 2015).

2.3.2. Calcul de la valeur économique des impacts sanitaires de la pollution atmosphérique

L'estimation de la valeur économique attribuée une valeur financière aux impacts sur la santé de la pollution atmosphérique, ce qui permet d'exprimer les effets en unités monétaires. Ce faisant, les conséquences sociales, économiques et de bien-être public possibles des effets sur la santé sont prises en compte, y compris les coûts médicaux, la réduction de la productivité au travail, la douleur, la souffrance et les autres effets d'une hausse des risques pour la santé. L'interprétation des impacts sur un plan économique permet une comparaison des bénéfices ou des dommages globaux liés à des effets sanitaires selon une mesure commune et peut servir à éclairer les stratégies de gestion de la qualité de l'air. La somme des coûts donne un indice des bénéfices ou des dommages sociétaux relatifs qui découlent d'une réduction ou d'une hausse des risques pour la santé.

Dans l'OEBQA, on attribue à chaque effet sanitaire une valeur monétaire habituellement issue de données d'enquêtes et de données comptables, économiques ou actuarielles. Les valeurs attribuées aux effets sanitaires comportent des incertitudes inhérentes, qui se reflètent par une distribution des valeurs possibles pour des paramètres correspondants (c.-à-d. que les valeurs estimées sont entrées sous forme de distribution dans l'OEBQA). Le tableau A2 de l'annexe A présente les valeurs estimées qui sont utilisées dans le modèle, ainsi que les études d'où elles sont tirées. Les valeurs des effets sanitaires sont exprimées en dollars canadiens et peuvent être indexées dans le temps à partir des années de référence des études sous-jacentes en fonction de l'indice des prix à la consommation, lequel est défini par Statistique Canada (Judek et coll., 2019; Statistique Canada, annuelle). Dans la présente analyse, les données sont présentées en dollars canadiens de 2015 (\$ CA 2015).

La valeur monétaire de la mortalité est considérablement plus élevée que celle de tout autre effets sanitaires. Aux fins de l'analyse des politiques et selon un examen des études canadiennes réalisé par Chestnut et De Civita (2009), l'estimation centrale recommandée d'un décès prématuré évité est de 6,5 millions de dollars (\$ CA 2007). Cette valeur s'appuie sur des analyses indiquant qu'en moyenne, un Canadien serait prêt à payer environ 65 dollars pour réduire le risque de décès prématuré par 1 sur 100 000. La volonté de payer (VDP) totale de 100 000 Canadiens (65 dollars chacun) est égale à la valeur d'un décès évité. Pour exprimer l'incertitude de cette estimation, on recommande une valeur basse de 3,5 millions de dollars et une valeur élevée de 9,5 millions de dollars. Ces valeurs représentent un intervalle raisonnable pour une analyse primaire, mais elles ne doivent pas être interprétées comme des limites inférieures et supérieures (Chestnut et De Civita, 2009). Les valeurs ci-dessus ne sont pas équivalentes à la valeur économique de la vie d'une personne, mais représentent plutôt la somme de la volonté des individus de payer pour de petites variations du risque⁹. Après indexation en fonction de l'indice des prix à la consommation, la valeur d'un décès prématuré évité en 2015 est de 7,4 millions de dollars canadiens.

⁹ Les études empiriques sur la volonté de payer (VDP) pour réduire le risque de mortalité fournissent des estimations des montants moyens que les personnes sont prêtes à payer pour de petites réductions de la mortalité prématurée. Le contexte de l'évaluation ou les circonstances individuelles influent sur les valeurs de la VDP, c'est-à-dire qu'elles peuvent varier pour une même amplitude de réduction du risque selon le contexte et pour différentes personnes. La VDP tient compte de toutes les raisons pour lesquelles les personnes accordent une valeur financière à la réduction de leur propre risque de décès. Ainsi, la VDP peut dépasser la valeur de l'incidence financière individuelle liée à une variation du risque.

CHAPITRE 3: RÉSULTATS

3.1. ÉMISSIONS ASSOCIÉES AU TRANSPORT ROUTIER

Le tableau 1 présente l'inventaire des émissions canadiennes pour l'année 2015¹⁰. Les principales catégories de sources sont incluses, ainsi qu'une liste détaillée des classes de transport (c.-à-d. aérien, maritime, hors route, routier et ferroviaire), des sous-classes pour le transport routier (p. ex. véhicules lourds de classe 8 [VLO8], camions légers et véhicules légers) et des sources ouvertes, qui comprennent les activités agricoles et de construction ainsi que les émissions provenant des routes pavées et non pavées. Cet inventaire a été utilisé pour le scénario de référence lors des simulations du modèle de transport chimique (étape 2). Le même inventaire a été utilisé pour le scénario de PACA, mais on a exclu les émissions associées au transport routier.

Dans l'ensemble, les données de l'inventaire des émissions montrent que :

- Le secteur des transports émet de grandes quantités de polluants atmosphériques, notamment du CO et des NO_x.
- Les véhicules routiers sont la classe de transport qui contribue le plus aux émissions de CO, suivis des véhicules hors route.
- Les véhicules routiers sont la classe de transport qui contribue le plus aux émissions de NO_x, suivis des bateaux.
- Les sources ouvertes sont celles qui contribuent le plus aux émissions de NH₃ et de particules.
- Les installations industrielles et non industrielles (p. ex. les installations de production d'électricité) rejettent la plupart des émissions de SO₂, tandis que les installations industrielles contribuent également de manière notable aux émissions de COV.

Dans le secteur des transports, les véhicules routiers rejettent plus de NH₃, de NO_x et de PM₁₀ que les véhicules des autres classes. Le grand nombre de véhicules en circulation sur les routes canadiennes explique les émissions plus élevées de certains polluants (p. ex. les NO_x). Par exemple, en 2015, près de 24 millions de véhicules automobiles routiers étaient immatriculés au Canada, comparativement à 2,1 millions de moteurs et de véhicules hors route¹¹. Les moteurs et les véhicules hors route sont ceux qui contribuent le plus aux émissions de PM_{2,5} et de COV. Les normes d'émissions des moteurs hors route moins strictes et les caractéristiques du parc de moteurs hors route (p. ex. moteurs d'années modèles plus anciennes, moteurs sans dispositif de traitement des émissions) sont des facteurs importants responsables des émissions élevées de PM_{2,5} et de COV de cette classe. Du côté du SO₂, c'est le transport maritime qui produit le plus d'émissions parmi les classes de transport. Les émissions marines élevées de SO₂ sont liées à la teneur en soufre beaucoup

¹⁰ Inventaire des émissions de 2015 dressé par ECCC; référence interne BASE 2015 ref17 (novembre 2019).

¹¹ Statistique Canada, annuelle. Immatriculations de véhicules, par type de véhicule. Tableau 23-10-0067-01. www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=2310006701

plus élevée du carburant diesel marin. En 2015, la teneur maximale en soufre autorisée pour le carburant diesel marin était de 1 000 parties par million (ppm), contre 15 ppm pour le transport routier, hors route et ferroviaire¹².

Dans la classe du transport routier, les véhicules légers et les camions légers sont les principaux émetteurs de CO, de NH₃, de SO₂ et de COV (tableau 1). C'est une conséquence du grand nombre de véhicules légers et de camions légers, ainsi que de la vaste utilisation de moteurs à allumage commandé pour alimenter les véhicules légers au Canada. Le plus petit segment du parc de véhicules lourds (VLO) (VLO2B et 3) et les plus gros véhicules lourds de classe 8 (VLO8) sont les plus importants contributeurs aux émissions de NO_x, de PM_{2,5} et de PM₁₀. La vaste utilisation de moteurs à allumage par compression dans les véhicules lourds est en partie responsable des émissions plus élevées de NO_x et de particules par rapport aux véhicules légers. La figure 1 montre les émissions par polluant pour les véhicules légers et les véhicules lourds à l'échelle nationale. Elle montre également la différence d'ampleur des émissions selon les polluants. Le tableau 2 présente la contribution relative (en pourcentage) du transport routier à l'inventaire des émissions canadiennes de 2015.

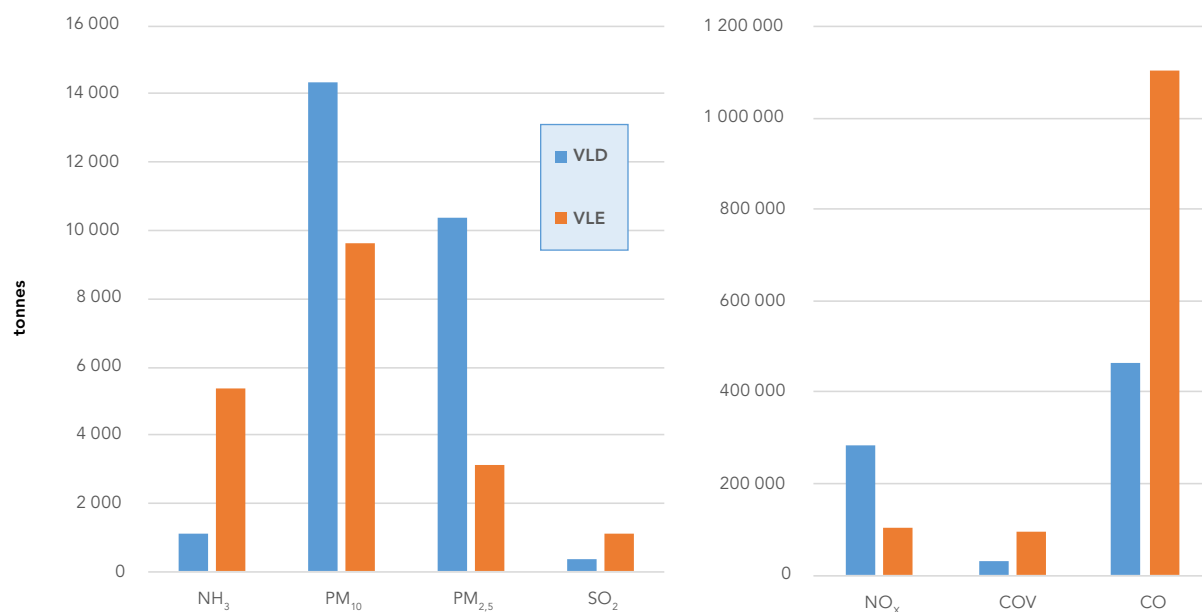
Pour les segments légers, les émissions des camions légers dépassent celles des véhicules légers, à l'exception du NH₃ (tableau 1). Les données d'immatriculation des véhicules canadiens montrent que les véhicules de moins de 4 500 kg (véhicules légers et camions légers) constituent la majeure partie du parc routier, avec 22 millions d'immatriculations sur 24 millions en 2015¹³. Les données sur les ventes de véhicules au Canada montrent qu'il se vend plus de camions légers (camions, camionnettes, fourgonnettes, minifourgonnettes, véhicules utilitaires sport, etc.) que de véhicules légers (véhicules de transport de passagers) depuis au moins 2010¹⁴. Les camions légers les plus lourds ont généralement une consommation de carburant plus élevée que les véhicules légers et sont susceptibles d'émettre davantage de particules par friction en raison de l'usure des freins et des pneus (Wahid, 2018).

¹² Règlement sur le soufre dans le carburant diesel (DORS/2002-254). <https://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2002-254/index.html>

¹³ Statistique Canada, annuelle. Immatriculations de véhicules, par type de véhicule. Tableau 23-10-0067-01. www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=2310006701

¹⁴ Statistique Canada, annuelle. Ventes de véhicules automobiles neufs, selon le genre de véhicule. Tableau 20-10-0002-01. www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=2010000201

FIGURE 1: Émissions des véhicules routiers lourds (VLO) et des véhicules routiers légers (VLE) au Canada, d'après l'inventaire de 2015



Les émissions de particules se composent de trois éléments : les émissions de gaz d'échappement, les émissions des freins et les émissions des pneus. Les émissions de gaz d'échappement font référence aux émissions liées à la combustion qui sont libérées par le tuyau d'échappement du véhicule. Les émissions des freins et des pneus dépendent de mécanismes de friction, par le contact entre des parties du véhicule et la surface de la route. Elles sont également appelées « émissions dues à l'usure des pneus et des garnitures de frein » (UPGF). De manière similaire, les émissions de COV se composent d'émissions de gaz d'échappement et d'émissions de gaz d'évaporation. Ces dernières découlent des COV présents dans le carburant qui s'évaporent du système de carburant et du moteur pendant le fonctionnement du véhicule ou lorsqu'il est stationné ou entreposé. Les émissions dues à l'UPGF et les émissions de gaz d'évaporation constituent les émissions autres que celles par combustion ou provenant des gaz d'échappement. L'annexe B fournit des renseignements supplémentaires sur les émissions de particules et de COV autres que celles provenant des gaz d'échappement attribuables au transport routier.

TABLEAU 1: Émissions de polluants atmosphériques au Canada, en tonnes, pour l'année 2015¹⁵ – catégories et classes de sources, et sous-classes de transport

Catégorie et classe de la source	CO	NH ₃	NO _x	PM ₁₀	PM _{2,5}	SO ₂	COV
Incinération	4 001	138	1 687	42	31	2 321	823
Sources industrielles	1 186 309	15 077	611 071	151 068	61 743	759 833	639 746
Sources diverses	9 737	712	76	18 183	16 746	88	372 284
Sources non industrielles	1 261 307	2 744	231 665	175 017	171 213	257 673	232 765
Sources ouvertes^a	147 491	459 299	11 320	6 901 143	1 335 783	10 709	114 510
Agriculture	897	454 936	4 043	1 333 937	318 299	8 964	97 717
Activités de construction	301	31	1 686	2 524 152	504 911	351	20
Poussière : routes pavées	0	0	0	576 114	139 186	0	0
Poussière : routes non pavées	0	0	0	2 445 421	359 730	0	0
Transport	2 967 720	7 133	958 868	51 376	39 747	12 903	307 956
Aérien	33 560	4	5 776	356	277	518	2 668
Maritime	22 353	296	237 480	5 005	4 604	10 233	10 007
Hors route	1 322 972	295	201 354	19 038	18 467	240	163 260
Routier^b	1 570 637	6 482	388 824	23 966	13 447	1 460	125 767
VLO2B et 3	343 018	512	118 786	4 116	3 303	223	14 666
VLO4 et 5	44 255	65	18 748	688	525	24	2 173
VLO6 et 7	38 721	97	22 009	1 499	1 081	19	3 861
VLO8	40 191	413	125 283	8 019	5 461	80	8 543
CLE	618 266	2 606	60 981	5 452	1 651	617	49 269
VLE	474 416	2 753	42 425	4 166	1 437	493	44 470
MC	11 770	34	594	25	19	4	1 735
Ferroviaire	18 198	53	125 434	3 012	2 921	452	6 253
TOTAL – toutes les sources	5 576 565	485 102	1 814 687	7 297 369	1 625 262	1 043 527	1 854 305

CLE : camion léger; MC : motocyclette; VLE : véhicule léger; VLO : véhicule lourd.

^a Les classes de la catégorie « sources ouvertes » ne sont pas toutes indiquées. La catégorie « sources ouvertes » comprend également la poussière provenant de l'extraction du charbon, des résidus miniers, du brûlage dirigé et des déchets.

^b Poids nominal brut du véhicule pour les véhicules lourds : 3 856 kg ≤ classes 2B et 3 < 6 350 kg; 6 350 kg ≤ classes 4 et 5 < 8 845 kg; 8 845 kg ≤ classes 6 et 7 < 14 969 kg; 14 969 kg ≤ classe 8.

¹⁵ Inventaire des émissions de 2015 dressé par ECCC; référence interne BASE 2015 ref17 (novembre 2019).

FIGURE 2: Émissions des véhicules lourds (VLO) dans l’inventaire des émissions canadiennes de 2015. Diagramme de gauche : NH₃, PM₁₀, PM_{2,5} et SO₂. Diagramme de droite : CO, NO_x et COV.

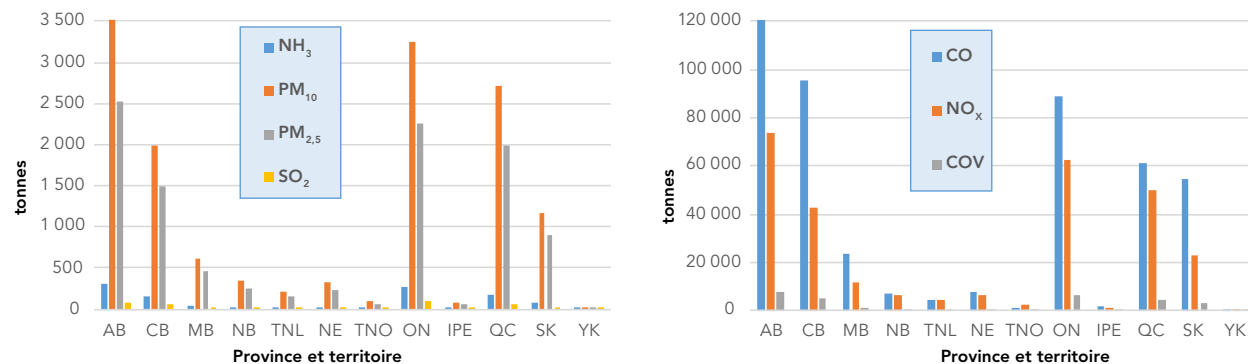
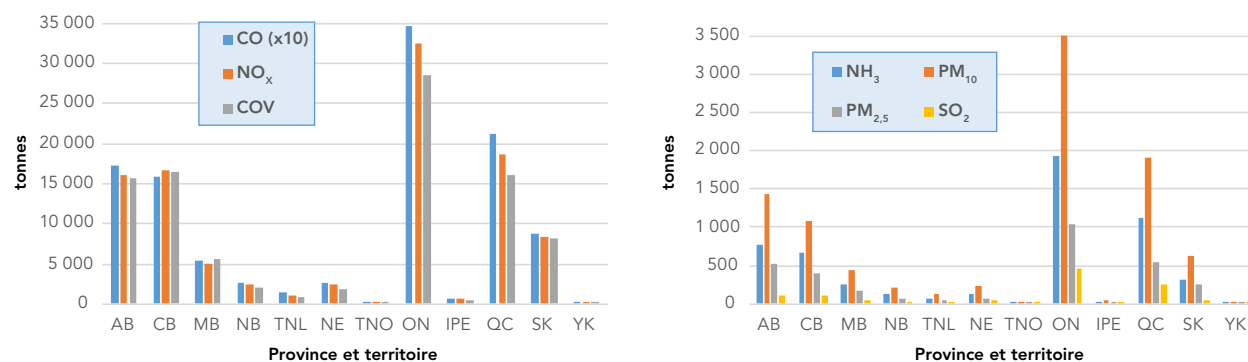


FIGURE 3: Émissions des véhicules légers (VLE) dans l’inventaire des émissions canadiennes de 2015. Diagramme de gauche : NH₃, PM₁₀, PM_{2,5} et SO₂. Diagramme de droite : CO, NO_x et COV. Les émissions de CO ont été divisées par dix pour être à la même échelle que les valeurs des NO_x et des COV.



Les figures 2 à 4 présentent les émissions des véhicules routiers par province et territoire pour les segments lourds et légers du parc automobile, tandis que les estimations nationales sont présentées à la figure B1 (annexe B). Les données sont également présentées dans le tableau B2 de l’annexe B. Bien qu’il y ait de légères variations entre les régions, l’inventaire montre que les véhicules lourds émettent plus de NO_x et de particules, tandis que les véhicules légers émettent de plus grandes quantités de NH₃, de SO₂ et de COV. En ce qui concerne les résultats provinciaux, les émissions sont plus élevées en Ontario et en Alberta, puis au Québec et en Colombie-Britannique. L’ampleur des émissions est généralement proportionnelle à la taille de la population, sauf pour l’Alberta. Les émissions des véhicules lourds en Alberta sont comparables à celles de l’Ontario, bien que la population de l’Ontario soit environ trois fois celle de l’Alberta. Les données d’immatriculation des véhicules de 2015 indiquent un nombre plus élevé de véhicules lourds immatriculés en Alberta (112 109) que dans les autres provinces, sauf en Ontario (122 462)¹⁶.

¹⁶ Véhicules pesant 15 000 kilogrammes ou plus. Statistique Canada, annuelle. Immatriculations de véhicules, par type de véhicule. Tableau 23-10-0067-01. www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=2310006701

Le tableau 2 présente la contribution relative (en pourcentage) du transport routier à l'inventaire des émissions canadiennes de 2015. Globalement, 28 % des émissions de CO et 21 % des émissions de NO_x au Canada proviennent du transport routier. Une contribution modeste de 7 % aux COV est également estimée, tandis que moins de 2 % des émissions de PM₁₀, de PM_{2,5}, de NH₃ et de SO₂ proviennent du transport routier. Les variations entre les provinces et les territoires sont influencées par les secteurs économiques dominants (ou absents) de chaque région. Par exemple, les émissions de NO_x de l'industrie pétrolière en amont sont plus importantes en Alberta, réduisant la contribution de la PACA à 13 %. Les secteurs du transport maritime et hors route, de l'industrie des minerais et des minéraux, et de l'industrie pétrolière en amont contribuent également davantage aux émissions de NO_x que le transport routier à Terre-Neuve, où le secteur du transport contribue à seulement 8 % des émissions de NO_x. En Nouvelle-Écosse, la contribution relativement faible du transport routier aux émissions de NO_x est due aux émissions plus élevées du secteur de la production d'électricité à partir du charbon. Les contributions relatives plus élevées aux émissions de NH₃ provenant du transport routier observées dans les Territoires du Nord-Ouest et au Yukon sont principalement dues à l'absence d'activités agricoles intensives dans ces régions, qui sont responsables de la plupart des émissions de NH₃ ailleurs au Canada. Par conséquent, l'interprétation des contributions relatives aux émissions régionales de polluants atmosphériques dépend du contexte et nécessite une connaissance des principaux secteurs d'activité de chaque province ou territoire.

Des cartes ont été produites pour permettre de visualiser la répartition des émissions de polluants atmosphériques au Canada (figures B2 à B7 de l'annexe B). En général, les concentrations d'émissions de polluants atmosphériques coïncident avec la répartition de la population au Canada, les valeurs les plus élevées se trouvant dans les centres urbains et dans les zones environnantes. En outre, les régions où l'activité industrielle est importante, notamment la production de pétrole et de gaz et les activités minières, ainsi que les activités agricoles, sont associées à des émissions de polluants atmosphériques plus élevées. Les cartes relatives aux émissions de PM_{2,5}, de NO_x et de COV provenant de tous les secteurs sources et du transport routier sont présentées et analysées en détail à l'annexe B.

TABLEAU 2: Pourcentage des émissions provinciales et territoriales provenant du transport routier en 2015

Province ou territoire	CO	NH ₃	NO _x	PM ₁₀	PM _{2,5}	SO ₂	COV
Terre-Neuve-et-Labrador	9,7	10	8,5	0,5	1,0	0,1	2,8
Nouvelle-Écosse	25	4,4	12	0,6	1,0	0,1	6,6
Île-du-Prince-Édouard	26	1,3	40	0,7	1,3	3,5	8,2
Nouveau-Brunswick	27	4,2	27	0,6	1,2	0,2	8,3
Québec	18	1,9	32	0,6	1,2	0,3	7,2
Ontario	31	2,6	34	0,6	1,2	0,2	9,6
Manitoba	40	0,5	36	0,3	0,8	0	10
Saskatchewan	46	0,4	22	0,1	0,4	0,1	4,9
Alberta	28	0,8	13	0,2	0,5	0,1	3,8
Colombie-Britannique	40	4,5	23	1,0	2,3	0,3	13
Nunavut ^a	0	0	0	0	0	0	0
Territoires du Nord-Ouest	23	47	14	0,9	2,9	0,2	8,7
Yukon	37	52	47	0,5	1,7	0,9	7,9
Canada	28	1,3	21	0,3	0,8	0,1	6,8

Les estimations sont arrondies, limitées à une décimale et données avec un maximum de deux chiffres significatifs.

^a Aucune valeur disponible pour le Nunavut. Valeur nulle estimée.

3.2. CONTRIBUTIONS MODÉLISÉES DE LA PACA À LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE

Les concentrations ambiantes moyennes estimées à l'aide du modèle de qualité de l'air GEM-MACH sont présentées ci-après pour chaque polluant, par province et par territoire. Des résultats pour des DR prises individuellement sont également indiqués. Les termes « concentration de référence », « concentration nette » et « concentration relative » sont utilisés pour l'interprétation des résultats. Les concentrations de référence sont les résultats modélisés obtenus à partir de la simulation de référence qui comprenait l'ensemble de l'inventaire des émissions. Il est important de noter que ces concentrations de référence sont des résultats directs des simulations du modèle GEM-MACH. Elles n'ont pas été corrigées en fonction des données de surveillance de l'air ambiant. Les concentrations de référence doivent être interprétées dans le contexte de cette analyse. Une analyse de la performance a été effectuée pour les combinaisons précises de l'IEPA, les valeurs de substitution spatiales et la version du modèle GEM-MACH utilisées dans la présente analyse, et les résultats figurent dans la section 4.3.2.5 et dans l'annexe D. Des évaluations de la performance du modèle GEM-MACH ont déjà été présentées dans des publications révisées par les pairs (Makar et coll., 2014a, 2014b; Whaley et coll., 2018). Les cartes de pollution atmosphérique pour le scénario de référence sont présentées à l'annexe C et représentent les concentrations ambiantes estimées pour 2015. Les contributions nettes et relatives sont les augmentations modélisées des concentrations de polluants de l'air ambiant associées aux émissions des véhicules routiers canadiens, en masse absolue ($\mu\text{g}/\text{m}^3$ ou ppbv) et en termes relatifs (%), respectivement.

3.2.1. Particules fines

Le tableau 3 montre les concentrations de référence nationales et provinciales de $PM_{2,5}$ (modélisées), ainsi que les contributions de la PACA seule (par ordre décroissant de contribution nette absolue). La concentration de référence moyenne de $PM_{2,5}$ pondérée en fonction de la population canadienne est estimée à $5,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Au niveau provincial, des concentrations de référence plus élevées sont estimées au Québec ($7,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$), en Ontario ($6,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et en Colombie-Britannique ($4,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$). La figure C1 de l'annexe C montre que les cellules de grille associées aux plus fortes concentrations de $PM_{2,5}$ pondérées en fonction de la superficie (c.-à-d. $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ou plus) correspondent à des centres urbains, dont Vancouver, Edmonton, Toronto et Montréal. Comme indiqué précédemment pour la répartition géographique des émissions, des concentrations plus élevées sont modélisées dans les zones densément peuplées et celles où l'activité industrielle est intense. Des concentrations de $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ou moins sont prévues dans les régions éloignées et rurales du Canada.

Selon les estimations de la moyenne annuelle pondérée en fonction de la population, la concentration ambiante de $PM_{2,5}$ attribuable aux émissions des véhicules routiers canadiens est de $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ou 7,0 % à l'échelle nationale. La contribution relative de la PACA aux concentrations ambiantes de $PM_{2,5}$ est la plus élevée au Manitoba (10 %), suivi de la Colombie-Britannique (9,6 %), de l'Alberta (8,0 %) et de l'Ontario (7,1 %).

TABLEAU 3: Contributions des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations ambiantes de $PM_{2,5}$ en 2015 – estimations provinciales, territoriales et nationales – moyenne annuelle pondérée en fonction de la population

Région	Population ^a	Concentration de référence ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Contribution des véhicules routiers	
			Nette ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Relative (%)
Ontario	13 792 052	6,4	0,5	7,1
Québec	8 263 600	7,8	0,5	5,9
Colombie-Britannique	4 683 139	4,2	0,4	9,6
Manitoba	1 293 378	2,6	0,3	10
Alberta	4 196 457	2,7	0,2	8,0
Saskatchewan	1 133 637	1,4	0,1	6,2
Île-du-Prince-Édouard	146 447	1,3	< 0,1	3,6
Nouveau-Brunswick	753 871	1,2	< 0,1	2,7
Nouvelle-Écosse	943 002	1,1	< 0,1	2,3
Terre-Neuve-et-Labrador	527 756	0,5	< 0,1	1,2
Territoires du Nord-Ouest	44 088	0,2	< 0,1	2,0
Nunavut	36 919	0,1	0	0
Yukon	37 428	0,2	0	0
Canada	35 851 774	5,3	0,4	7,0

Valeurs nettes arrondies à une décimale. Les valeurs relatives sont limitées à deux chiffres significatifs. Certains totaux peuvent ne pas correspondre en raison de l'arrondissement. Par exemple, lorsque l'on utilise deux décimales, la concentration de référence pour l'Ontario est de $6,38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et la contribution nette des véhicules routiers est de $0,45 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ce qui donne une contribution relative de 7,1 %. En revanche, les valeurs arrondies à une décimale, comme le montre le tableau, donnent un résultat de 7,8 %.

^a Estimations de la population de 2015. Source : Statistique Canada.

Les concentrations pondérées en fonction de la superficie pour les DR (tableau 4) montrent que les contributions nettes les plus élevées aux $PM_{2,5}$ provenant des émissions des véhicules routiers canadiens ($0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) sont modélisées à Toronto et à Laval, suivies de Montréal ($0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$), tandis que les contributions relatives les plus élevées sont modélisées dans le Grand Vancouver (9,9 %), à Toronto (8,4 %) et à York (8,4 %). Une combinaison d'émissions primaires de $PM_{2,5}$ et de formation d'aérosols secondaires contribue probablement à des contributions plus élevées dans ces DR. La valeur relative plus élevée à Vancouver rend compte de la forte densité de population dans la région de Vancouver, où réside 50 % de la population de la Colombie-Britannique, ce qui entraîne un niveau élevé de circulation de véhicules personnels et commerciaux. Elle dépend également des faibles concentrations de référence estimées pour la DR du Grand Vancouver. D'autres facteurs qui peuvent influencer la contribution de la PACA aux concentrations ambiantes dans toutes les DR comprennent les caractéristiques géographiques (p. ex. les vallées, les chaînes de montagnes, les terres ouvertes) et les conditions météorologiques (p. ex. les inversions thermiques) qui peuvent favoriser une pollution atmosphérique élevée dans une région. À l'exception de la DR Les Moulins au Québec, la plupart des DR présentées dans le tableau 4 correspondent à des zones urbaines relativement denses qui comprennent des routes très fréquentées. La DR Les Moulins est située au nord-nord-est et est généralement sous le vent du Grand Montréal. Elle est traversée par deux autoroutes principales et plusieurs routes très fréquentées, ce qui peut expliquer en partie les contributions estimées plus élevées dans cette DR. Les résultats de cette analyse sont disponibles pour toutes les DR et peuvent être obtenus sur demande auprès de [Santé Canada](#).

TABLEAU 4: Contributions des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations ambiantes de $PM_{2,5}$ en 2015 – DR ayant les contributions nettes les plus élevées – moyenne annuelle pondérée en fonction de la superficie

Région	Population ^a	Concentration de référence ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Contribution des véhicules routiers	
			Nette ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Relative (%)
ON – Toronto (DR3520)	2 826 498	10,7	0,9	8,4
QC – Laval (DR2465)	425 225	11,9	0,9	7,2
QC – Montréal (DR2466)	1 999 795	11,9	0,8	6,5
CB – Grand Vancouver (DR5915)	2 504 363	6,5	0,6	9,9
QC – Longueuil (DR2458)	421 342	10,8	0,6	5,8
ON – Peel (DR3521)	1 438 770	7,2	0,6	7,8
QC – Les Moulins (DR2464)	159 098	11,0	0,5	4,9
QC – Québec (DR2423)	580 639	7,9	0,5	6,7
ON – York (DR3519)	1 140 024	6,3	0,5	8,4
ON – Halton (DR3524)	559 213	7,2	0,5	7,3
Canada	35 851 774	5,3	0,4	7,0

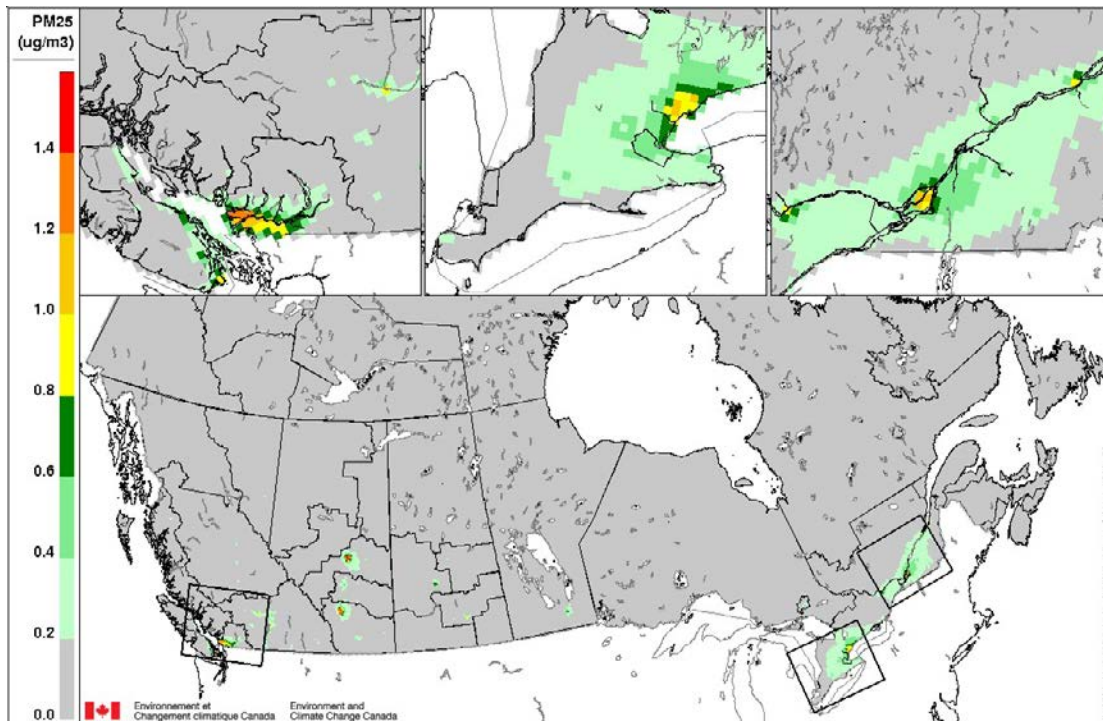
CB : Colombie-Britannique; ON : Ontario; QC : Québec.

Les valeurs nettes sont arrondies à une décimale. Les valeurs relatives sont limitées à deux chiffres significatifs. Certains totaux peuvent ne pas correspondre en raison de l'arrondissement.

^a Estimations de la population de 2015. Source : Statistique Canada.

La figure 4 montre les contributions nettes des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations ambiantes de $PM_{2,5}$ au Canada en 2015. Les contributions relatives sont présentées à la figure C2 de l'annexe C. Les cartes utilisent les résultats des cellules de la grille du modèle GEM-MACH, qui ont une résolution de 10 km par 10 km. Elles n'incluent aucune pondération en fonction de la population ou de la superficie et peuvent donc différer légèrement des résultats pour les DR présentés ci-dessus. L'échelle de la figure 4 varie de 0 à environ $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Des contributions plus élevées sont observées dans la partie sud-ouest de la Colombie-Britannique, aux alentours d'Edmonton et de Calgary, et le long du corridor Windsor-Québec, qui correspondent à des zones densément peuplées. Dans les centres urbains les plus peuplés et leurs alentours (Vancouver, Calgary, Edmonton, Regina, Winnipeg, Toronto et Montréal), la contribution des émissions des véhicules routiers canadiens est de $0,4$ à $1,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Des valeurs plus élevées sont estimées à Calgary et à Edmonton. Selon les cartes pour les véhicules légers et les véhicules lourds (non montrées), ces deux classes de véhicules contribuent de façon à peu près égale aux concentrations ambiantes de $PM_{2,5}$ dans les centres urbains, se combinant pour plus d'impacts dans ces cellules de grille. Cependant, la contribution des véhicules lourds s'étend au-delà des noyaux urbains, couvrant les régions métropolitaines et adjacentes plus largement que les contributions des véhicules légers.

FIGURE 4: Contribution nette ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations moyennes annuelles de $PM_{2,5}$ en 2015



Remarque : Les encarts représentent le sud de la Colombie-Britannique, de l'Ontario et du Québec.

3.2.2. Dioxyde d'azote

Le tableau 5 montre les concentrations de référence nationales et provinciales de NO₂ (modélisées), ainsi que les contributions de la PACA seule (par ordre décroissant de contribution nette absolue). La concentration moyenne de référence de NO₂ pondérée en fonction de la population au Canada modélisée est de 5,1 ppbv¹⁷. Des concentrations de référence plus élevées que la moyenne nationale sont estimées en Ontario (6,2 ppbv), au Québec (5,6 ppbv) et en Alberta (5,1 ppbv). La figure C3 de l'annexe C montre que les cellules de grille présentant les plus fortes concentrations de NO₂ (c.-à-d. de 10 à 20 ppbv) comprennent les grands centres urbains de Vancouver, d'Edmonton, de Calgary, de Toronto et de Montréal. Les concentrations élevées (environ 2 à 10 ppbv) sont généralement associées aux zones peuplées et à celles où l'activité industrielle pétrolière et gazière est intense. Des concentrations de 2 ppbv ou moins sont estimées pour les régions éloignées et rurales du Canada.

Le tableau 5 indique également que, pour l'ensemble du Canada, 2,0 ppbv ou 38 % de la concentration annuelle de NO₂ pondérée en fonction de la population est attribuable aux émissions des véhicules routiers canadiens. La contribution nette la plus élevée est signalée au Québec (2,5 ppbv), suivi de la Colombie-Britannique (2,2 ppbv) et de l'Ontario (2,2 ppbv). La contribution relative des émissions des véhicules routiers canadiens au NO₂ ambiant dépasse la contribution relative nationale de 38 % dans trois provinces : le Manitoba (51 %), la Colombie-Britannique (47 %) et le Québec (45 %). Ces données montrent la prépondérance des émissions des véhicules routiers comme source de NO₂ dans ces régions. Des contributions relatives plus faibles peuvent être dues à la présence d'importantes sources de NO_x autres que les véhicules routiers dans une province, notamment les activités de l'industrie pétrolière en amont, la production d'électricité et les véhicules hors route (p. ex. l'exploitation minière et les sables bitumineux dans le cas de l'Alberta). En outre, les contributions relatives dépendent des concentrations de référence provinciales.

¹⁷ L'inventaire des émissions comprend des données sur les NO_x, qui représentent la somme des émissions de monoxyde d'azote (NO) et de dioxyde d'azote (NO₂). En général, il existe des préoccupations environnementales et sanitaires liées à l'exposition au NO₂ dans l'air ambiant, mais pas à l'exposition au NO. Les émissions de NO sont incluses dans la modélisation, parce qu'il s'agit d'un précurseur du NO₂ dans l'air ambiant. Les résultats de la modélisation de la qualité de l'air ne sont disponibles que pour le NO₂.

TABLEAU 5: Contributions des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations ambiantes de NO₂ en 2015 – estimations provinciales, territoriales et nationales – moyenne annuelle pondérée en fonction de la population

Région	Population ^a	Concentration de référence (ppbv)	Contribution des véhicules routiers	
			Nette (ppbv)	Relative (%)
Québec	8 263 600	5,6	2,5	45
Colombie-Britannique	4 683 139	4,8	2,2	47
Ontario	13 792 052	6,2	2,2	35
Manitoba	1 293 378	3,7	1,9	51
Alberta	4 196 457	5,1	1,3	25
Saskatchewan	1 133 637	1,2	0,3	24
Île-du-Prince-Édouard	146 447	0,5	0,2	36
Nouvelle-Écosse	943 002	0,5	0,2	30
Nouveau-Brunswick	753 871	0,5	0,1	27
Terre-Neuve-et-Labrador	527 756	0,3	0,1	23
Territoires du Nord-Ouest	44 088	0,1	< 0,1	7,3
Yukon	37 428	< 0,1	< 0,1	25
Nunavut	36 919	< 0,1	0	0
Canada	35 851 774	5,1	2,0	38

Les valeurs nettes sont arrondies à une décimale. Les valeurs relatives sont limitées à deux chiffres significatifs. Certains totaux peuvent ne pas correspondre en raison de l'arrondissement.

^a Estimations de la population de 2015. Source : Statistique Canada.

TABLEAU 6: Contributions des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations ambiantes de NO₂ en 2015 – DR ayant les contributions nettes les plus élevées – moyenne annuelle pondérée en fonction de la superficie

Région	Population ^a	Concentration de référence (ppbv)	Contribution des véhicules routiers	
			Nette (ppbv)	Relative (%)
QC – Laval (DR2465)	425 225	10,5	5,6	53
ON – Toronto (DR3520)	2 826 498	14,0	4,9	35
QC – Montréal (DR2466)	1 999 795	11,1	4,7	42
QC – Longueuil (DR2458)	421 342	7,6	3,9	51
CB – Grand Vancouver (DR5915)	2 504 363	7,8	3,7	47
QC – Québec (DR2423)	580 639	6,9	3,4	50
MB – Division n° 11 (DR4611)	721 819	5,9	3,2	55
QC – Les Moulins (DR2464)	159 098	6,1	3,0	50
ON – Peel (DR3521)	1 438 770	7,5	2,9	39
ON – Halton (DR3524)	559 213	6,7	2,9	43
Canada	35 851 774	5,1	2,0	38

CB : Colombie-Britannique; MB : Manitoba; ON : Ontario; QC : Québec.

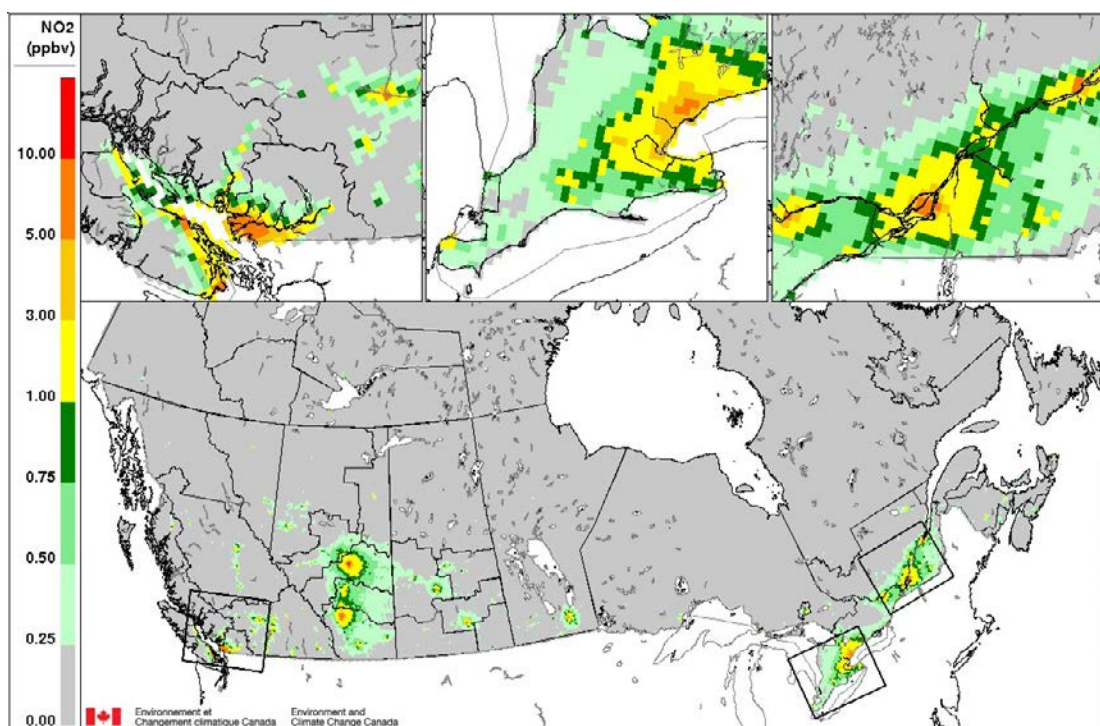
Les valeurs nettes sont arrondies à une décimale. Les valeurs relatives sont limitées à deux chiffres significatifs. Certains totaux peuvent ne pas correspondre en raison de l'arrondissement.

^a Estimations de la population de 2015. Source : Statistique Canada.

Les résultats des DR (tableau 6) indiquent que la contribution nette la plus élevée au NO₂ ambiant provenant des émissions des véhicules routiers canadiens est observée à Laval (5,6 ppbv) et que la contribution relative la plus élevée est observée dans la division n° 11¹⁸, au Manitoba (55 %). Des valeurs relatives élevées sont associées aux zones urbaines et aux régions suburbaines, ce qui témoigne d'une influence des émissions locales et des sources régionales par la dispersion des émissions de NO_x liées à la circulation automobile dans les grands centres urbains, comme Montréal, Toronto et Vancouver.

La figure 5 montre la contribution des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations ambiantes de NO₂ au niveau des cellules de grille. L'échelle de la figure 5 va jusqu'à 10 ppbv. En plus des cellules de grille correspondant aux DR figurant dans le tableau 6, des contributions relativement élevées aux concentrations de NO₂ sont modélisées à Edmonton et à Calgary. La répartition générale des contributions de la PACA aux concentrations ambiantes de NO₂ est comparable à celle pour les PM_{2,5}. Les contributions relatives aux concentrations ambiantes de NO₂ sont présentées à la figure C4 (annexe C). Les contributions relatives modélisées dans les régions éloignées (jusqu'à 15 %), où les émissions locales de NO_x des véhicules routiers sont minimes, peuvent être associées à des concentrations ambiantes très faibles (figure C3), à l'absence de sources locales importantes et au transport atmosphérique. La contribution absolue modélisée des véhicules routiers est généralement inférieure à 0,25 ppbv dans ces régions.

FIGURE 5: Contribution nette (ppbv) des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations moyennes annuelles de NO₂ en 2015



Remarque : Les encarts représentent le sud de la Colombie-Britannique, de l'Ontario et du Québec.

¹⁸ La division de recensement n° 11 comprend la ville de Winnipeg.

3.2.3. Ozone – estival

Les concentrations d'O₃ ont été estimées pour la période estivale (du 1^{er} mai au 30 septembre), lorsque la production d'O₃ est généralement plus élevée en raison des températures plus chaudes, de l'augmentation des émissions de COV biogéniques et de l'allongement de la durée du jour. Le tableau 7 montre les concentrations de référence estivales nationales et provinciales d'O₃ (modélisées), ainsi que les contributions de la PACA seule (par ordre décroissant de contribution nette absolue). La concentration estivale moyenne de référence d'O₃ au Canada (modélisée) est de 40,0 ppbv. Elle représente le maximum quotidien moyen des données horaires pour l'O₃ pendant la période estivale. Des concentrations de référence plus élevées ont été modélisées en Ontario (43,8 ppbv), en Alberta (41,4 ppbv) et en Colombie-Britannique (39,5 ppbv). La figure C5 de l'annexe C montre généralement des concentrations estivales d'O₃ plus élevées (37 ppbv ou plus) dans les régions plus densément peuplées et développées du Canada, comparativement à des concentrations de 30 ppbv ou moins dans les régions éloignées et rurales. Des concentrations estivales d'O₃ particulièrement élevées (supérieures à 40 ppbv) ont été estimées entre Sarnia et Hamilton et le long de la rive nord du lac Érié, ainsi que dans les zones directement sous le vent des grands centres urbains, notamment Vancouver, Calgary et Montréal. Les zones où l'on trouve des sources d'émissions élevées de NO_x, comme des routes très fréquentées et des centres urbains, présentent souvent des concentrations d'O₃ inférieures à celles des zones situées plus en aval (p. ex. les zones suburbaines) en raison de l'effet d'élimination (titrage) du NO. Cet effet est lié aux réactions photochimiques auxquelles participent les NO_x, l'O₃ et les COV dans l'air ambiant pouvant faire augmenter ou diminuer les concentrations d'O₃. Les conditions environnementales (p. ex. les grands plans d'eau, les vallées) et météorologiques peuvent également influencer les concentrations ambiantes d'O₃.

Les contributions modélisées des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations ambiantes estivales d'O₃ à l'échelle nationale et provinciale sont de moins de 4 %. En moyenne, au Canada, les émissions des véhicules routiers sont responsables de 0,9 ppbv ou 2,3 % des concentrations ambiantes estivales d'O₃. Les contributions provinciales nettes et relatives les plus élevées des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations ambiantes estivales d'O₃ sont signalées en Alberta (1,6 ppbv, 3,7 %), au Québec (1,4 ppbv, 3,8 %) et en Saskatchewan (1,0 ppbv, 2,8 %).

TABEAU 7: Contribution des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations ambiantes estivales d'O₃ en 2015 – estimations provinciales, territoriales et nationales – moyenne estivale des valeurs maximales quotidiennes pondérée en fonction de la population

Région	Population ^a	Concentration de référence (ppbv)	Contribution des véhicules routiers	
			Nette (ppbv)	Relative (%)
Alberta	4 196 457	41,4	1,6	3,7
Québec	8 263 600	36,5	1,4	3,8
Saskatchewan	1 133 637	36,2	1,0	2,8
Île-du-Prince-Édouard	146 447	34,2	0,8	2,4
Nouveau-Brunswick	753 871	33,5	0,8	2,3
Manitoba	1 293 378	32,7	0,8	2,3
Ontario	13 792 052	43,8	0,7	1,5
Nouvelle-Écosse	943 002	36,2	0,7	1,8
Colombie-Britannique	4 683 139	39,5	0,6	1,5
Terre-Neuve-et-Labrador	527 756	34,8	0,3	0,8
Territoires du Nord-Ouest	44 088	29,2	0,2	0,5
Yukon	37 428	28,5	0,1	0,2
Nunavut	36 919	30,5	< 0,1	0,1
Canada	35 851 774	40,0	0,9	2,3

Les valeurs nettes et relatives sont arrondies à une décimale. Certains totaux peuvent ne pas correspondre en raison de l'arrondissement.

^a Estimations de la population de 2015. Source : Statistique Canada.

Comme le montre le tableau 8, les contributions nettes et relatives les plus élevées des émissions des véhicules routiers aux concentrations estivales d'O₃ ont été estimées dans les DR de Central Okanagan (5,2 ppbv, 14 %) et de Fraser Valley (3,3 ppbv, 8,7 %), en Colombie-Britannique, suivies principalement des DR suburbaines sous le vent de Montréal, au Québec. Ces DR ne correspondent pas à des zones de noyaux urbains, ni à celles liées aux contributions les plus élevées de NO₂ (voir le tableau 6), mais elles correspondent tout de même à des zones où les concentrations de NO₂ sont élevées (voir la figure 5). Ces résultats sont probablement liés à l'influence des émissions de NO_x transportées des centres urbains vers des zones présentant des concentrations de COV relativement élevées et des sources locales d'émissions de NO_x limitées (c.-à-d. des conditions limitées en NO_x).

La contribution des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations estivales d'O₃ était négative dans les DR de Toronto (-1,3 ppbv ou -2,8 %) et du Grand Vancouver (-0,6 ppbv ou -1,3 %). Les véhicules routiers n'émettent pas d'O₃ directement. Ils émettent des polluants qui participent à des réactions faisant augmenter ou diminuer les concentrations ambiantes d'O₃. Une modification de l'équilibre entre les précurseurs de l'O₃, notamment les NO_x, peut entraîner un changement de la concentration ambiante d'O₃ dans les deux sens. Dans certaines conditions, des émissions élevées de NO_x liées à la circulation automobile locale peuvent réagir avec les molécules d'O₃ et provoquer une diminution des concentrations ambiantes d'O₃ dans les zones urbaines (c.-à-d. des conditions limitées en COV et d'inhibition par les NO_x). Le bénéfice apparent lié à la qualité de l'air à Toronto et dans le Grand Vancouver est associé au retrait des émissions des véhicules routiers (une source importante d'émissions de NO_x) dans ces zones urbaines. Des contributions plus élevées aux concentrations estivales d'O₃ provenant des émissions des véhicules routiers canadiens ont été modélisées dans les zones adjacentes à ces DR et qui peuvent être influencées par les émissions urbaines, comme Fraser

Valley, Central Okanagan et Cowichan Valley près du Grand Vancouver (tableau 8). Des diminutions des concentrations ambiantes d'O₃ dans les zones urbaines associées à des émissions élevées de NO_x et des augmentations dans les zones suburbaines ou rurales sous le vent des zones urbaines ont été largement observées et examinées dans des analyses antérieures (Environnement Canada et Santé Canada, 2011; Jhun et coll., 2015).

TABLEAU 8: Contribution des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations estivales d'O₃ en 2015 – DR ayant les contributions nettes les plus élevées – moyenne estivale des valeurs maximales quotidiennes pondérée en fonction de la superficie

Région	Population ^a	Concentration de référence (ppbv)	Contribution des véhicules routiers	
			Nette (ppbv)	Relative (%)
CB – Central Okanagan (DR5935)	197 287	37,6	5,2	14
CB – Fraser Valley (DR5909)	301 097	38,1	3,3	8,7
QC – Nicolet-Yamaska (DR2450)	22 889	38,8	3,1	7,9
QC – Francheville (DR2437)	153 691	37,5	2,9	7,6
QC – Pierre-de-Saurel (DR2453)	51 088	40,2	2,8	7,1
QC – Drummond (DR2449)	102 797	38,4	2,8	7,4
QC – Les Maskoutains (DR2454)	86 201	39,6	2,8	7,1
QC – Bécancour (DR2438)	20 346	37,0	2,8	7,5
CB – Cowichan Valley (DR5919)	82 605	35,8	2,6	7,1
QC – Acton (DR2448)	15 443	37,6	2,6	6,8
Canada	35 851 774	40,1	0,9	2,3

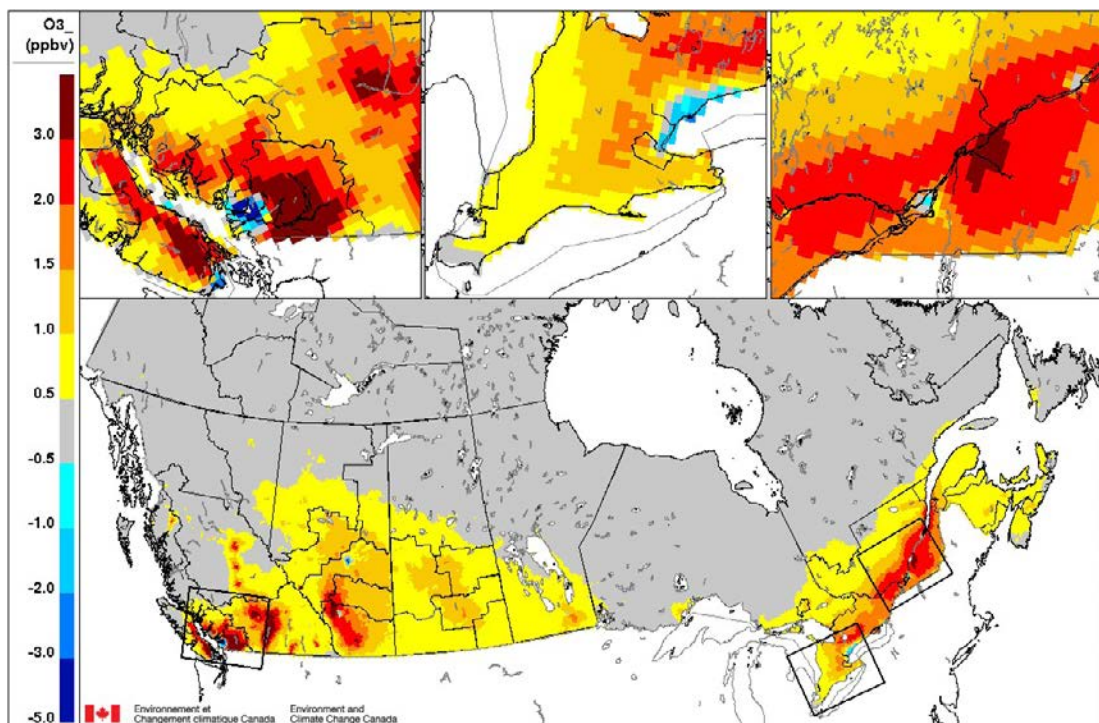
CB : Colombie-Britannique; QC : Québec.

Les valeurs nettes sont arrondies à une décimale. Les valeurs relatives sont limitées à deux chiffres significatifs. Certains totaux peuvent ne pas correspondre en raison de l'arrondissement.

^a Estimations de la population de 2015. Source : Statistique Canada.

La figure 6 montre la contribution des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations ambiantes estivales d'O₃ (moyenne des concentrations quotidiennes maximales sur une heure). Des contributions de 2 et 3 ppbv sont modélisées dans les provinces de l'ouest et le long des parties méridionales de l'Ontario et du Québec. Les encarts montrent des réductions des concentrations estivales d'O₃ dans les cellules de grille correspondant aux zones densément peuplées, ce qui comprend la région métropolitaine de Vancouver, la région du Grand Toronto et de Hamilton (RGTH) et le centre-ville de Montréal. La carte de contribution relative (figure C6, annexe C) fournit des renseignements comparables sur les effets de la PACA sur les concentrations estivales d'O₃. Les contributions relatives pour toutes les cellules de grille varient de diminutions de 10 % à 20 % à des augmentations de 6 %.

FIGURE 6: Contribution nette (ppbv) des émissions des véhicules routiers canadiens à la moyenne estivale des concentrations quotidiennes maximales d'O₃ en 2015



Remarque : Les encarts représentent le sud de la Colombie-Britannique, de l'Ontario et du Québec

3.2.4. Ozone – annuel

Le tableau 9 montre les concentrations de référence annuelles nationales et provinciales d'O₃ (modélisées) ainsi que les contributions de la PACA seule (par ordre décroissant de contribution nette absolue). La concentration annuelle moyenne de référence d'O₃ au Canada¹⁹ (modélisée) est de 36,4 ppbv. Elle représente le maximum quotidien moyen des données horaires pour l'O₃ pendant toute l'année. Les concentrations provinciales de référence sont plus élevées en Ontario (38,6 ppbv), en Alberta (37,3 ppbv), en Nouvelle-Écosse (36,5 ppbv) et à Terre-Neuve-et-Labrador (36,4 ppbv). La figure C7 de l'annexe C indique que les plus fortes concentrations annuelles d'O₃ (40 ppbv ou plus) au niveau des cellules de grille ont été modélisées dans les zones autour des centres urbains et le long de la région entre Sarnia et Hamilton, ainsi que sur la rive nord du lac Érié. Dans les régions éloignées et rurales du Canada, les concentrations annuelles d'O₃ sont de 30 ppbv ou moins. En général, les répartitions géographiques des concentrations annuelles et estivales d'O₃ sont comparables (voir les figures C5 et C7). Toutefois, les concentrations annuelles d'O₃ sont généralement plus faibles que les concentrations estivales, de sorte que les cellules de grille à forte concentration annuelle d'O₃ sont moins nombreuses et moins dispersées géographiquement.

¹⁹ Moyenne annuelle des concentrations maximales quotidiennes d'O₃ sur une heure

Les estimations de la moyenne annuelle nationale pondérée en fonction de la population indiquent que les émissions des véhicules routiers canadiens réduisent les concentrations annuelles d'O₃ de 0,1 ppbv ou 0,3 %. Comme indiqué précédemment, les sources d'émissions élevées de NO_x, par exemple la circulation routière, peuvent réduire les concentrations d'O₃ en raison de l'effet d'élimination du NO. La diminution des concentrations d'O₃ est une conséquence des réactions photochimiques complexes auxquelles participent les NO_x, l'O₃ et les COV dans l'air ambiant et de l'influence des conditions météorologiques. La faible diminution modélisée des concentrations annuelles d'O₃ ne veut pas dire que les émissions des véhicules routiers sont bénéfiques pour la qualité de l'air. La modélisation a aussi montré que les émissions dues à la circulation automobile diminuent les concentrations annuelles d'O₃ de 0,3 ppbv en Colombie-Britannique, de 0,2 ppbv en Ontario, de 0,2 ppbv au Manitoba et de 0,1 ppbv au Québec (moins de 1 % de la concentration de référence dans chaque province). En revanche, les contributions nettes et relatives les plus élevées des émissions des véhicules routiers aux concentrations annuelles d'O₃ sont modélisées au Nouveau-Brunswick (0,4 ppbv, 1,1 %), à l'Île-du-Prince-Édouard (0,4 ppbv, 1,1 %) et en Saskatchewan (0,4 ppbv, 1,1 %).

TABEAU 9: Contribution des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations ambiantes annuelles d'O₃ en 2015 – estimations provinciales, territoriales et nationales – moyenne annuelle des valeurs maximales quotidiennes pondérée en fonction de la population

Région	Population ^a	Concentration de référence (ppbv)	Contribution des véhicules routiers	
			Nette (ppbv)	Relative (%)
Île-du-Prince-Édouard	146 447	35,4	0,4	1,1
Saskatchewan	1 133 637	34,5	0,4	1,1
Nouveau-Brunswick	753 871	34,4	0,4	1,1
Nouvelle-Écosse	943 002	36,5	0,3	0,9
Alberta	4 196 457	37,3	0,3	0,8
Terre-Neuve-et-Labrador	527 756	36,4	0,1	0,4
Territoires du Nord-Ouest	44 088	30,3	0,1	0,2
Yukon	37 428	32,0	< 0,1	0,1
Nunavut	36 919	31,6	< 0,1	0,1
Québec	8 263 600	33,9	-0,1	-0,4
Manitoba	1 293 378	31,3	-0,2	-0,6
Ontario	13 792 052	38,6	-0,2	-0,6
Colombie-Britannique	4 683 139	35,4	-0,3	-0,9
Canada	35 851 774	36,4	-0,1	-0,3

Les valeurs nettes et relatives sont arrondies à une décimale. Certains totaux peuvent ne pas correspondre en raison de l'arrondissement.

^a Estimations de la population de 2015. Source : Statistique Canada.

Le tableau 10 montre que les contributions aux concentrations annuelles d'O₃ sont limitées à 2,2 ppbv ou moins au niveau des DR, la valeur maximale étant dans la DR de Central Okanagan, en Colombie-Britannique. Comme indiqué ci-dessus pour les concentrations estivales d'O₃, les contributions les plus élevées aux concentrations annuelles d'O₃ correspondent aux DR qui sont probablement influencées par les émissions liées au transport routier rejetées en amont, généralement dans les grands centres urbains. La plupart des DR du tableau 10 peuvent être

décrites comme des régions suburbaines ou même rurales, et elles sont situées sous le vent de Vancouver, de Montréal et de la région de la capitale nationale. Le tableau 11 montre que des valeurs négatives ont été obtenues par modélisation dans 11 DR représentant 39 % de la population canadienne. Six de ces DR ont une population supérieure à un million d'habitants et correspondent à des zones urbaines (c.-à-d. qu'elles ont une forte densité de circulation automobile et des émissions de NO_x plus élevées entraînant l'élimination de l'O₃). La réduction de la concentration ambiante annuelle d'O₃ atteint 1,8 ppbv (4,9 %) à Toronto. Les considérations relatives à l'interprétation des valeurs négatives sont exposées dans la section 4.1.

TABLEAU 10: Contribution des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations ambiantes annuelles d'O₃ en 2015 – DR ayant les contributions nettes les plus élevées – moyenne annuelle des valeurs maximales quotidiennes pondérée en fonction de la superficie

Région	Population ^a	Concentration de référence (ppbv)	Contribution des véhicules routiers	
			Nette (ppbv)	Relative (%)
CB – Central Okanagan (DR5935)	197 287	34,9	2,2	6,3
CB – Fraser Valley (DR5909)	301 097	36,0	1,4	4,0
CB – North Okanagan (DR5937)	84 798	32,3	1,2	3,8
QC – Nicolet-Yamaska (DR2450)	22 889	35,6	1,1	3,0
QC – Bécancour (DR2438)	20 346	34,9	1,0	3,0
QC – Drummond (DR2449)	102 797	36,1	1,0	2,8
QC – Acton (DR2448)	15 443	36,4	1,0	2,7
CB – Cowichan Valley (DR5919)	82 605	35,4	1,0	2,8
QC – Arthabaska (DR2439)	71 354	35,8	1,0	2,7
QC – Papineau (DR2480)	22 828	35,1	1,0	2,8
QC – L'Érable (DR2432)	23 486	35,3	1,0	2,8
Canada	35 851 774	36,4	-0,10	0,3

CB : Colombie-Britannique; QC : Québec.

Les valeurs nettes et relatives sont arrondies à une décimale. Certains totaux peuvent ne pas correspondre en raison de l'arrondissement.

^a Estimations de la population de 2015. Source : Statistique Canada.

La figure 7 montre la contribution modélisée des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations annuelles d'O₃ au Canada en 2015. Les estimations des cellules de grille concordent avec les valeurs présentées dans les tableaux précédents : des diminutions sont signalées dans les cellules de grille correspondant aux centres urbains, tandis que des augmentations sont signalées dans les cellules de grille entourant les zones moins densément peuplées. Des zones de transition où les concentrations modélisées ne changent pas forment un anneau visible autour des grands centres urbains, notamment Vancouver, la RGTH et Montréal (voir les encarts de la figure 11). La figure C8 de l'annexe C présente les contributions relatives et fournit des renseignements comparables, réitérant que les contributions négatives aux concentrations annuelles d'O₃ touchent moins de cellules de grille, mais sont d'une plus grande ampleur (jusqu'à 10 à 20 %) que les contributions positives (jusqu'à environ 6 %).

TABLEAU 11: Contribution des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations ambiantes annuelles d'O₃ en 2015 – DR ayant des estimations négatives – moyenne annuelle des valeurs maximales quotidiennes pondérée en fonction de la superficie

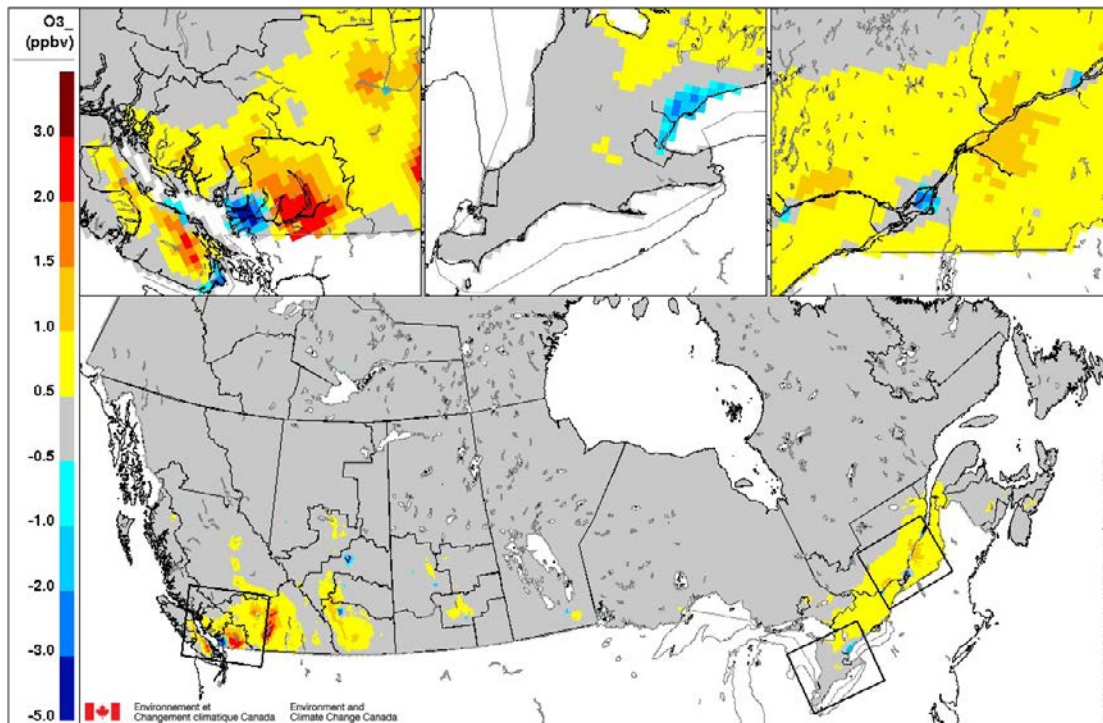
Région	Population ^a	Concentration de référence (ppbv)	Contribution des véhicules routiers	
			Nette (ppbv)	Relative (%)
ON – Toronto (DR3520)	2 826 498	37,9	-1,8	-4,9
QC – Laval (DR2465)	425 225	33,0	-1,5	-4,4
CB – Grand Vancouver (DR5915)	2 504 363	36,3	-1,3	-3,6
QC – Montréal (DR2466)	1 999 795	33,0	-1,3	-3,9
QC – Longueuil (DR2458)	421 342	34,9	-0,6	-1,8
MB – Division n° 11 (DR4611)	721 819	30,9	-0,6	-1,9
QC – Québec (DR2423)	580 639	32,3	-0,4	-1,3
ON – Peel (DR3521)	1 438 770	38,9	-0,4	-1,0
ON – Halton (DR3524)	559 213	39,7	-0,3	-0,8
AB – Division n° 11 (DR4811)	1 404 432	36,3	-0,1	-0,2
ON – York (DR3519)	1 140 024	39,0	< 0,1	-0,1
Canada	35 851 774	36,4	-0,1	0,3

AB : Alberta; CB : Colombie-Britannique; MB : Manitoba; ON : Ontario; QC : Québec.

Les valeurs nettes et relatives sont arrondies à une décimale. Certains totaux peuvent ne pas correspondre en raison de l'arrondissement.

^a Estimations de la population de 2015. Source : Statistique Canada.

FIGURE 7: Contribution nette (ppbv) des émissions des véhicules routiers canadiens à la moyenne annuelle des concentrations quotidiennes maximales d'O₃ en 2015



Remarque : Les encarts représentent le sud de la Colombie-Britannique, de l'Ontario et du Québec.

3.2.5. Dioxyde de soufre

Le tableau 12 montre les concentrations de référence nationales et provinciales de SO₂ (modélisées), ainsi que les contributions annuelles moyennes pondérées en fonction de la population de la PACA seule (par ordre décroissant de contribution nette absolue). La concentration moyenne de référence de SO₂ au Canada (modélisée) est de 0,7 ppbv, et les valeurs de référence provinciales les plus élevées ont été estimées en Ontario (0,9 ppbv), au Québec (0,9 ppbv) et en Alberta (0,8 ppbv).

Moins de 0,1 ppbv ou 1,5 % de la concentration ambiante de SO₂ était attribuable à la PACA, en moyenne, dans tout le Canada en 2015. À l'échelle provinciale, les contributions nettes des émissions des véhicules routiers canadiens étaient également inférieures à 0,1 ppbv. La contribution relative la plus élevée, 3,4 %, a été modélisée pour la Colombie-Britannique. La teneur en soufre des carburants utilisés dans les véhicules routiers au Canada est très faible. Le diesel à très faible teneur en soufre est utilisé dans tous les véhicules routiers au diesel (depuis 2006), et sa teneur maximale en soufre est de 15 ppm²⁰. En 2015, l'essence utilisée respectait une moyenne de 30 ppm²¹. En revanche, la teneur en soufre du carburant diesel des navires avait une teneur maximale autorisée de 1 000 ppm en 2015.

TABLEAU 12: Contributions des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations ambiantes de SO₂ en 2015 – estimations provinciales, territoriales et nationales – moyenne annuelle pondérée en fonction de la population

Région	Population ^a	Concentration de référence (ppbv)	Contribution des véhicules routiers	
			Nette (ppbv)	Relative (%)
Colombie-Britannique	4 683 139	0,3	< 0,1	3,4
Ontario	13 792 052	0,9	< 0,1	1,6
Québec	8 263 600	0,9	< 0,1	1,4
Manitoba	1 293 378	0,3	< 0,1	2,6
Alberta	4 196 457	0,8	< 0,1	0,4
Nouveau-Brunswick	753 871	0,2	< 0,1	0,2
Saskatchewan	1 133 637	0,3	< 0,1	0,1
Nouvelle-Écosse	943 002	0,2	0	0
Île-du-Prince-Édouard	146 447	0,2	0	0
Terre-Neuve-et-Labrador	527 756	0,1	0	0
Territoires du Nord-Ouest	44 088	< 0,1	0	0
Nunavut	36 919	< 0,1	0	0
Yukon	37 428	0	0	0
Canada	35 851 774	0,7	< 0,1	1,5

Les valeurs nettes et relatives sont arrondies à une décimale. Certains totaux peuvent ne pas correspondre en raison de l'arrondissement.

^a Estimations de la population de 2015. Source : Statistique Canada.

²⁰ Règlement sur le soufre dans le carburant diesel (DORS/2002-254). <https://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2002-254/index.html>

²¹ La limite de la teneur en soufre dans l'essence a été réduite à 10 ppm le 1^{er} janvier 2017; Règlement sur le soufre dans l'essence (DORS/99-236). <https://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-99-236/page-1.html#h-1017450>

Au niveau des DR (résultats non présentés), les contributions nettes modélisées sont inférieures à 0,1 ppbv, tandis que des contributions relatives de 3,2 % et de 2,1 % ont été modélisées pour Toronto et Montréal, respectivement. Les concentrations de référence modélisées pour le SO₂ sont faibles au Canada, et les faibles augmentations de concentrations attribuables aux émissions des véhicules routiers canadiens semblent indiquer que ceux-ci n'ont pas contribué de façon importante à la pollution de l'air ambiant par le SO₂ en 2015.

3.3. IMPACTS MODÉLISÉS DE LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE SUR LA SANTÉ

Le tableau 13 présente les estimations nationales, en nombre et en valeur monétaire, de tous les effets liés à la mortalité et à la morbidité modélisés à l'aide de l'OEBQA. La PACA a contribué à 1 200 décès prématurés au Canada en 2015, pour une valeur économique estimée à 9 milliards de dollars (\$ CA 2015). Chaque décès prématuré est évalué à 7,4 millions de dollars (\$ CA 2015), ce qui est considérablement plus élevé que l'évaluation des effets non mortels (voir le tableau A2 de l'annexe A). L'exposition chronique aux PM_{2,5} liées à la circulation automobile a contribué à 800 décès prématurés ou 66 % du total. L'exposition au NO₂ et à l'O₃ a contribué à environ 420 décès prématurés, dont 330 sont associés à une exposition à court terme et 92 à une exposition à long terme²². Les RCR pour les effets non mortels inclus dans la version actuelle de l'OEBQA sont fondées sur l'exposition aux PM_{2,5} et à l'O₃ estival. Les nombres annuels associés à certains effets non mortels sont beaucoup plus élevés que ceux associés aux décès prématurés, notamment 2 700 000 jours avec symptômes respiratoires aigus, 1 100 000 jours d'activité restreinte et 210 000 jours avec symptômes d'asthme. Les estimations des effets non mortels plus graves comprennent 610 visites à l'urgence et 170 hospitalisations par an. Les coûts économiques des effets non mortels s'élèvent à 470 millions de dollars par an (\$ CA 2015). Globalement, les effets sur la mortalité et la morbidité s'élèvent à 9,5 milliards de dollars en 2015.

Le tableau 14 présente les estimations modélisées des décès prématurés associés à l'exposition à la PACA de sources canadiennes, par province et par polluant. Les résultats ne sont pas présentés pour les territoires parce que les contributions estimées étaient nulles. Dans l'ensemble, des effets sur la santé plus importants ont été estimés pour les provinces les plus peuplées, notamment l'Ontario (500 décès prématurés) et le Québec (410), suivis de la Colombie-Britannique (170) et de l'Alberta (82). Sur les 1 200 décès prématurés totaux estimés pour le Canada, 800 sont associés à l'exposition aux PM_{2,5}, 340 à l'exposition au NO₂ et 85 à l'exposition à l'O₃ (92 décès pour l'O₃ estival et -7 pour l'O₃ annuel). L'estimation de la mortalité liée à une exposition aiguë dans le tableau 13 (330 décès prématurés) représente le total pour le NO₂ (340 décès prématurés) et pour l'O₃ annuel (-7 décès prématurés) (voir le tableau 14). L'interprétation des estimations négatives des décès prématurés associés à l'exposition à l'O₃ se trouve dans la section 4.3.

²² Les estimations de l'OEBQA sont données avec un maximum de deux chiffres significatifs. Certains totaux peuvent ne pas correspondre en raison de l'arrondissement.

TABLEAU 13: Estimations nationales des décès prématurés et des effets sanitaires non mortels associés à l'exposition à la PACA de sources canadiennes en 2015, par effet sanitaire – nombres et valeurs

Effet sanitaire	Polluant	Count	Valeur (1 000 \$ CA 2015)
		Médiane [IC à 95 %]	Médiane [IC à 95 %]
Décès prématurés			
Mortalité liée à une exposition aiguë	NO ₂ et O ₃	330 [110; 540]	2 400 000 [620 000; 5 100 000]
Mortalité de cause respiratoire liée à une exposition chronique	O ₃ estival ^b	92 [32; 150]	680 000 [180 000; 1 400 000]
Mortalité liée à une exposition chronique	PM _{2,5}	800 [430; 1 200]	5 900 000 [2 200 000; 11 000 000]
Total des décès^a	Tous les polluants	1 200 [790; 1 700]	9 000 000 [4 500 000; 15 000 000]
Non-fatal outcomes			
Jours avec symptômes respiratoires aigus	O ₃ estival et PM _{2,5}	2 700 000 [670 000; 4 900 000]	27 000 [0; 95 000]
Cas de bronchite chronique chez les adultes	PM _{2,5}	800 [6; 1 600]	340 000 [1 700; 910 000]
Jours avec symptômes d'asthme	O ₃ estival et PM _{2,5}	210 000 [68 000; 360 000]	15 000 [2 800; 39 000]
Visites à l'urgence pour des problèmes cardiaques	PM _{2,5}	83 [44; 120]	510 [250; 810]
Hospitalisations pour des problèmes cardiaques	PM _{2,5}	63 [33; 93]	c
Épisodes de bronchite aiguë chez les enfants	PM _{2,5}	3 600 [0; 8 000]	1 600 [0; 4 500]
Jours d'activité restreinte mineure	O ₃ estival	150 000 [0; 620 000]	4 600 [0; 23 000]
Visites à l'urgence pour des problèmes respiratoires	O ₃ estival et PM _{2,5}	530 [250; 800]	1 500 [690; 2 400]
Hospitalisations pour des problèmes respiratoires	O ₃ estival et PM _{2,5}	110 [51; 160]	c
Jours d'activité restreinte	PM _{2,5}	1 100 000 [660 000; 1 600 000]	75 000 [18 000; 150 000]
Total des effets non mortels^a	Tous les polluants	-	470 000 [23 000; 1 200 000]
Tous les effets sanitaires	Tous les polluants	-	9 500 000 [5 000 000; 15 000 000]

Les valeurs représentent les estimations médianes des nombres et des valeurs économiques. Les estimations sont arrondies au nombre entier le plus près et sont données avec un maximum de deux chiffres significatifs. Les intervalles de confiance (IC) à 95 % représentent les 2,5^e et 97,5^e percentiles des valeurs provinciales et territoriales.

^a Les sommes ou les différences peuvent ne pas correspondre en raison de l'arrondissement.

^b De mai à septembre seulement.

^c Dans l'OEBQA, aucune valeur économique n'est liée aux hospitalisations. Il est présumé que les hospitalisations liées à la pollution de l'air sont précédées d'une visite à l'urgence du même type (cardiaque ou respiratoire), qui comporte un coût.

Les deux dernières colonnes du tableau 14 montrent le nombre de décès prématurés pour tous les polluants combinés ainsi que le taux de décès prématurés par 100 000 habitants. Le taux par 100 000 habitants fournit une valeur normalisée en fonction de la population permettant de faire des comparaisons appropriées des estimations des impacts sanitaires entre des régions géographiques ayant des populations de tailles différentes. Les résultats normalisés en fonction de la population montrent que le risque moyen de décès prématuré associé à la PACA était équivalent à 3 décès par 100 000 habitants dans tout le Canada en 2015. Les estimations provinciales variaient de 0 décès par 100 000 habitants à Terre-Neuve-et-Labrador à 5 décès par 100 000 habitants au Québec.

TABLEAU 14: Décès prématurés associés à l'exposition à la PACA en 2015, par polluant – estimations provinciales et nationales – nombres et taux par 100 000 habitants

Région	NO ₂ ^b	O ₃ annuel ^b	O ₃ estival ^c	PM _{2,5} ^d	Total ^{a,b,c,d}	
					Nombre	Taux par 100 000
Alberta	20	5	13	43	82	2
Colombie-Britannique	49	-3	10	110	170	4
Manitoba	14	-2	3	24	38	3
Nouveau-Brunswick	1	2	2	2	6	1
TNL	0	1	0	0	2	0
Nouvelle-Écosse	1	2	2	2	7	1
Ontario	130	-10	25	350	500	4
ÎPÉ	0	0	0	1	2	1
Québec	120	-6	34	260	410	5
Saskatchewan	2	3	3	7	14	1
Canada^a [IC à 95 %]	340 [120; 550]	-7 [-9; -5]	92 [32; 150]	800 [430; 1 200]	1 200 [790; 1 700]	3

ÎPÉ : Île-du-Prince-Édouard; TNL : Terre-Neuve-et-Labrador.

Les valeurs représentent la médiane, sont arrondies au nombre entier le plus près et sont données avec un maximum de deux chiffres significatifs. Les intervalles de confiance (IC) à 95 % représentent les 2,5^e et 97,5^e percentiles des valeurs provinciales et territoriales.

^a Certains totaux peuvent ne pas correspondre en raison de l'arrondissement.

^b Mortalité toutes causes confondues liée à une exposition aiguë.

^c Mortalité de cause respiratoire liée à une exposition chronique.

^d Mortalité toutes causes confondues liée à une exposition chronique.

Le tableau 15 présente les DR ayant le plus de décès prématurés modélisés. Comme prévu, la liste des DR comprend les zones urbaines les plus densément peuplées du Canada, dont la région métropolitaine de Vancouver, la RGTH et Montréal, ainsi que Québec, Winnipeg, Calgary, Edmonton et Ottawa. Une contribution plus importante des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations ambiantes caractérise ces DR (voir la section 3.2). La DR de Toronto se distingue par un total de 170 décès prématurés, avec une réduction de 26 décès prématurés associés aux concentrations annuelles d'O₃ et une réduction de 8 décès prématurés associés aux concentrations estivales d'O₃. Les DR de Montréal et du Grand Vancouver suivent avec 150 et 110 décès prématurés, respectivement, ces deux DR comprenant une réduction de 16 décès prématurés liés aux concentrations annuelles d'O₃. Le taux de décès prématurés par 100 000 habitants varie de 2 dans la division n° 11 (Edmonton), en Alberta, à 9 à Laval, au Québec. À titre de comparaison, le taux national est de 3 décès par 100 000 habitants en 2015.

Il convient de noter que la DR du Grand Vancouver a contribué à 68 % des décès prématurés estimés attribuables à la PACA de sources canadiennes en Colombie-Britannique (110 des 170 décès prématurés). À titre de comparaison, les DR de Toronto et de Montréal ont chacune contribué à 36 % des impacts sanitaires dans leur province. La répartition géographique des effets non mortels dans les DR canadiennes est généralement comparable à celle des décès prématurés.

TABLEAU 15: Décès prématurés associés à l'exposition à la PACA de sources canadiennes en 2015, par polluant – divisions de recensement ayant les estimations les plus élevées – nombres et taux par 100 000 habitants

Division de recensement	NO ₂ ^b	O ₃ annuel ^b	O ₃ estival ^c	PM _{2,5} ^d	Total ^{a,b,c,d}	
					Nombre	Taux par 100 000
ON – Toronto (DR3520)	62	-26	-8	140	170	6
QC – Montréal (DR2466)	53	-16	3	110	150	7
CB – Grand Vancouver (DR5915)	41	-16	-3	88	110	4
ON – Peel (DR3521)	13	-2	1	31	43	3
QC – Québec (DR2423)	13	-2	2	25	38	7
ON – York (DR3519)	11	0	2	26	38	3
QC – Laval (DR2465)	14	-4	1	26	37	9
AB – Division n° 6 (DR4806)	9	3	6	17	36	2
MB – Division n° 11 (DR4611)	13	-3	1	20	32	4
AB – Division n° 11 (DR4811)	9	-1	3	18	29	2
ON – Ottawa (DR3506)	6	3	4	16	28	3
ON – Hamilton (DR3525)	8	0	2	19	28	5
QC – Longueuil (DR2458)	9	-2	1	19	28	7
ON – Durham (DR3518)	6	0	2	17	25	4
ON – Halton (DR3524)	7	-1	1	15	21	4

AB : Alberta; CB : Colombie-Britannique; MB : Manitoba; ON : Ontario; QC : Québec.

Les valeurs représentent la médiane, sont arrondies au nombre entier le plus près et sont données avec un maximum de deux chiffres significatifs.

^a Certains totaux peuvent ne pas correspondre en raison de l'arrondissement.

^b Mortalité toutes causes confondues liée à une exposition aiguë.

^c Mortalité de cause respiratoire liée à une exposition chronique.

^d Mortalité toutes causes confondues liée à une exposition chronique.

CHAPITRE 4:

ANALYSE

4.1. INVENTAIRE DES ÉMISSIONS ET QUALITÉ DE L'AIR MODÉLISÉE

L'inventaire des émissions de 2015 indique que les sources routières ont contribué de manière notable aux émissions nationales de CO (28 %), de NO_x (21 %) et de COV (7 %) (tableau 2), mais représentaient 1 % ou moins des émissions de PM_{2,5} et de SO₂. Ces estimations correspondent aux émissions primaires et ne tiennent pas compte de la formation secondaire de polluants, comme les aérosols secondaires (c.-à-d. les PM_{2,5} secondaires) et l'O₃. Les polluants secondaires sont pris en compte dans la modélisation de la qualité de l'air.

Le tableau 16 résume les contributions des émissions des véhicules routiers aux concentrations dans l'air ambiant de NO₂, d'O₃ et de PM_{2,5}. Les résultats pour le SO₂ ne sont pas inclus, parce que les valeurs sont faibles (voir le tableau 12). Il existe des variations entre les provinces et les territoires pour les différents polluants atmosphériques, mais, en général, les estimations des émissions des véhicules routiers étaient plus élevées dans les provinces plus peuplées, soit la Colombie-Britannique, l'Ontario et le Québec, ainsi que le Manitoba.

Contrairement à l'inventaire des émissions, les résultats de la modélisation de la qualité de l'air ambiant indiquent que le transport routier a contribué de façon importante aux concentrations ambiantes de PM_{2,5} pondérées en fonction de la population, atteignant 7,0 % en moyenne au Canada (tableau 3). L'écart entre les contributions aux émissions primaires de PM_{2,5} (0,8 %; voir le tableau 2) et les concentrations ambiantes de PM_{2,5} (7,0 %) est lié aux réactions secondaires de précurseurs comme les NO_x, les COV et le NH₃. De plus, les estimations des concentrations moyennes nationales et provinciales sont des valeurs pondérées en fonction de la population qui tiennent compte de la répartition de la population dans les provinces au niveau des DR; elles représentent les concentrations moyennes d'exposition dans une population donnée. Les données de l'inventaire des émissions, en comparaison, ne représentent que les totaux provinciaux et ne tiennent pas compte de la pondération selon la population ni de la répartition des émissions dans chaque DR. Étant donné que la plus grande partie des émissions des véhicules routiers est rejetée près des populations, les contributions pondérées en fonction de la population devraient être plus élevées que les moyennes nationales ou provinciales non pondérées. C'est également pour cette raison que la contribution des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations de NO₂ pondérées en fonction de la population à l'échelle nationale (38 %; voir le tableau 5) est plus élevée que leur contribution aux émissions de NO_x (21 %; voir le tableau 2).

La répartition des estimations de l'exposition de la population à l'O₃ diffère des autres polluants. L'analyse a montré que le transport routier a contribué à 2,3 % des concentrations estivales d'O₃ pondérées en fonction de la population (voir le tableau 7), mais qu'il a contribué à une diminution globale de 0,3 % des concentrations annuelles d'O₃ (voir le tableau 9). Les véhicules ne rejettent pas directement d'O₃ (aucune émission primaire d'O₃), mais ils rejettent des polluants atmosphériques qui

peuvent contribuer à la formation et à la destruction d'O₃ dans l'atmosphère. Le changement final de la concentration d'O₃ (augmentation ou diminution) dépend des émissions, de la qualité de l'air ambiant et des conditions environnementales, et est influencé par des réactions photochimiques atmosphériques non linéaires. En outre, les mesures de l'O₃ pour différentes périodes de calcul de la moyenne (c.-à-d. l'été et l'année) se comportent différemment en raison de la nature saisonnière des émissions de COV biogéniques et de la production photochimique d'O₃. Les deux mesures de l'O₃ ont été sélectionnées sur la base de données épidémiologiques indiquant des associations entre des effets aigus sur la santé et l'exposition à l'O₃ tout au long de l'année, ainsi qu'entre des effets chroniques sur la santé et l'exposition à l'O₃ pendant les mois d'été (Judek et coll., 2019).

Les émissions des véhicules routiers canadiens n'ont contribué qu'à 1,5 % des concentrations ambiantes de SO₂ pondérées en fonction de la population (voir le tableau 12), ce qui concorde généralement avec les données sur les émissions (contribution de 0,1 %; voir le tableau 2). On s'attendait à de faibles émissions de SO₂ en raison de l'utilisation de carburants routiers à faible teneur en soufre au Canada.

TABLEAU 16: Contributions des émissions des véhicules routiers aux concentrations ambiantes de NO₂, d'O₃ et PM_{2,5} en 2015 – moyennes provinciales et territoriales pondérées en fonction de la population et estimations maximales relatives aux DR pondérées en fonction de la superficie

Province ou territoire	Population	NO ₂ (ppbv)		O ₃ estival (ppbv)		O ₃ annuel (ppbv)		PM _{2,5} (µg/m ³)	
		Moy _{PTpp}	Max _{DRps}	Moy _{PTpp}	Max _{DRps}	Moy _{PTpp}	Max _{DRps}	Moy _{PTpp}	Max _{DRps}
Terre-Neuve-et-Labrador	527 756	0,1	0,1 ^e	0,3	0,5 ⁿ	0,1	0,2 ⁿ	< 0,1	< 0,1 ^{e,n,u,v}
Nouvelle-Écosse	943 002	0,2	0,2 ^f	0,7	0,9 ^o	0,3	0,5 ^o	< 0,1	< 0,1 ^{f,o,w}
Île-du-Prince-Édouard	146 447	0,2	0,2 ^h	0,8	0,8 ^h	0,4	0,4 ^t	0,1	0,1 ^h
Nouveau-Brunswick	753 871	0,1	0,2 ^d	0,8	1,0 ^m	0,4	0,5 ^m	< 0,1	0,05 ^d
Québec	8 263 600	2,5	5,6 ⁱ	1,4	3,1 ^q	-0,1	-1,5 ^v /1,1 ^q	0,5	0,9 ⁱ
Ontario	13 792 052	2,2	4,9 ^g	0,7	-0,3 ^g /2,5 ^p	-0,2	-1,8 ^g /0,9 ^p	0,5	0,9 ^g
Manitoba	1 293 378	1,9	3,2 ^c	0,8	1,3 ^l	-0,2	-0,6 ^r /0,5 ^l	0,3	0,4 ^c
Saskatchewan	1 133 637	< 0,1	0,4 ^j	1,0	1,2 ^j	0,4	0,4 ^j	0,1	0,1 ^j
Alberta	4 196 457	1,3	1,7 ^a	1,6	2,4 ^a	0,3	-0,1 ^r /0,6 ^s	0,2	0,3 ^a
Colombie-Britannique	4 683 139	2,2	3,7 ^b	0,6	-0,3 ^g /5,2 ^k	-0,3	-1,3 ^b /2,2 ^k	0,4	0,6 ^b
Nunavut	36 919	0	0	< 0,1	0,1	< 0,1	< 0,1	0	0
Territoires du Nord-Ouest	44 088	< 0,1	< 0,1 ^x	0,2	0,2 ^y	< 0,1	0,1 ^y	0	< 0,1 ^z
Yukon	37 428	< 0,1	N/A	0,1	N/A	< 0,1	N/A	0	N/A
Canada	35 851 774	2,0	5,6ⁱ	0,9	5,2^k	-0,1	-1,8^g/2,2^k	0,4	0,9^g

Max_{DRps} : estimation maximale relative aux DR pondérée en fonction de la superficie; µg/m³ : microgramme par mètre cube; ppbv : partie par milliard en volume; Moy_{PTpp} : moyenne provinciale ou territoriale pondérée en fonction de la population; S.O. : sans objet, valeurs disponibles seulement pour une DR.

Les valeurs sont arrondies à la deuxième décimale pour le NO₂, l'O₃, les PM_{2,5} et le SO₂, sauf pour les valeurs nulles. Pour les valeurs maximales, la DR associée à l'estimation positive (ou négative, le cas échéant) la plus élevée est indiquée.

^a Division n° 6 (DR4806);

^b Queens (DR1102);

^v Division n° 9 (DR1009);

^b Grand Vancouver (DR5915);

ⁱ Laval (DR2465);

^p Prescott and Russell (DR3502);

^w Kings (DR1207), Colchester (DR1210) et Cape Breton (DR 1217);

^c Division n° 11 (DR4611);

^j Division n° 6 (DR4706);

^q Nicolet-Yamaska (DR2450);

^x plusieurs DR;

^d Westmorland (DR1307);

^k Central Okanagan (DR5935);

^r Division n° 11 (DR4811);

^y Région 5 (DR6105);

^e Division n° 1 (DR1001);

^l Division n° 2 (DR4602);

^s Division n° 3 (DR4803);

^z Région 6 (DR6106).

^f Halifax (DR1209);

^m Madawaska (DR1313);

^t Prince (DR1103);

^g Toronto (DR3520);

ⁿ Division n° 4 (DR1004);

^u Division n° 7 (DR1007);

Le tableau 16 indique également les valeurs maximales pondérées en fonction de la superficie pour les DR, c'est-à-dire la contribution moyenne des émissions des véhicules routiers canadiens aux concentrations de polluants de l'air ambiant pour toute la superficie d'une DR. Les contributions les plus élevées à la pollution atmosphérique sont associées aux DR les plus peuplées, notamment la Division n° 6 (Calgary) en Alberta et Toronto en Ontario, mais des DR moins peuplées sont aussi considérablement touchées par les émissions des véhicules routiers, notamment la DR Nicolet-Yamaska au Québec et la DR Madawaska au Nouveau-Brunswick. Les impacts comparativement élevés des émissions des véhicules routiers dans les DR faiblement peuplées sont une conséquence des émissions locales ainsi que du transport atmosphérique de la pollution due à la circulation automobile dans les régions éloignées et généralement en amont.

Meng et coll. (2019) ont étudié les contributions des secteurs sources d'émissions nord-américains aux concentrations ambiantes de $PM_{2,5}$ partout au Canada en 2013. Ils ont utilisé le modèle de transport chimique GEOS-Chem combiné à des données satellitaires sur les $PM_{2,5}$ en Amérique du Nord pour obtenir un modèle ayant une résolution de grille finale de 1 km. Les sources de données sur les émissions comprenaient l'IEPA du Canada et le NEI de 2011 (version 6.3) des États-Unis, ainsi que des ensembles de données sur les émissions par défaut dans GEOS-Chem (p. ex. émissions biogéniques, émissions des feux de forêt). Meng et coll. ont quantifié les contributions en utilisant des simulations de sensibilité par force brute ciblant cinq secteurs individuels, dont le transport. Les émissions liées au transport combinaient les sources mobiles routières et hors route, ainsi que la poussière provenant des routes pavées et non pavées. Les données sur la population du Socioeconomic Data and Application Center²³ (SEDAC) de la National Aeronautics and Space Administration (NASA) ont été utilisées pour calculer les concentrations moyennes de $PM_{2,5}$ pondérées en fonction de la population régionale et provinciale au Canada. Meng et coll. (2019) ont estimé que la concentration moyenne de référence de $PM_{2,5}$ pondérée en fonction de la population canadienne était de $5,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour l'année civile 2013, ce qui est légèrement supérieur à la moyenne annuelle pondérée en fonction de la population de $5,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour l'année civile 2015 modélisée dans la présente analyse. Les émissions provenant du secteur des transports canadien représentaient 10 %, soit environ $0,60 \mu\text{g}/\text{m}^3$, des concentrations de $PM_{2,5}$ pondérées en fonction de la population²⁴. La contribution estimée par Meng et coll. des émissions provenant du secteur des transports canadien aux concentrations ambiantes de $PM_{2,5}$ ($0,60 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est environ 50 % plus élevée que la contribution des véhicules routiers canadiens aux concentrations ambiantes de $PM_{2,5}$ estimée dans la présente analyse ($0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ou 7 %; voir le tableau 3). Cependant, nos résultats ne sont pas directement comparables à ceux de Meng et coll. (2019) sans correction. Des différences fondamentales ont été constatées dans la définition du transport et les scénarios de simulation. Tout d'abord, dans la présente analyse, le transport ne vise que les émissions des véhicules routiers et exclut les émissions de poussière provenant des routes. Meng et coll., quant à eux, ont inclus les émissions de sources mobiles routières et hors route, ainsi que la poussière provenant des routes pavées et non pavées. Comme l'indique le tableau 1, les sources mobiles hors route canadiennes ont émis 18 467 tonnes de $PM_{2,5}$ en 2015, et la poussière provenant des routes pavées et non pavées a

²³ Gridded Population of the World, v4, SEDAC. Accessible en ligne à l'adresse : <http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/collection/gpw-v4>

²⁴ Selon Meng et coll. (2019), les émissions liées aux transports en Amérique du Nord ont contribué à hauteur de 16 %, soit $0,96 \mu\text{g}/\text{m}^3$, aux concentrations ambiantes de $PM_{2,5}$ pondérées en fonction de la population au Canada en 2013. Cette contribution était approximativement équivalente à celles des feux de forêt ($1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et de la combustion résidentielle ($0,91 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Ils ont estimé que les émissions liées aux transports provenant des États-Unis étaient responsables de 6 % des concentrations de $PM_{2,5}$ pondérées en fonction de la population dans tout le Canada (Meng et coll., 2019). La contribution des États-Unis a été soustraite de la contribution nord-américaine pour estimer la part attribuable aux émissions du secteur canadien des transports.

contribué à des émissions d'environ 500 000 tonnes de $PM_{2,5}$ ²⁵. Les émissions de ces sources dépassent de loin les émissions de 13 477 tonnes de $PM_{2,5}$ liées au transport routier. Les émissions de sources mobiles hors route sont associées à diverses applications et sont réparties géographiquement dans les zones urbaines et rurales. Selon les évaluations antérieures de Santé Canada des impacts sanitaires des émissions de sources mobiles à essence et au diesel au Canada, les applications hors route contribueraient à environ 28 % des concentrations de $PM_{2,5}$ pondérées en fonction de la population attribuables au secteur des transports (voir Santé Canada, 2016a, 2017). Ensuite, seules les émissions des véhicules routiers canadiens ont été perturbées dans les simulations de force brute de la présente analyse, tandis que Meng et coll. ont exclu celles du Canada et des États-Unis. Les auteurs ont indiqué que la fraction des concentrations de $PM_{2,5}$ pondérées en fonction de la population attribuable aux émissions du secteur des transports canadien était de 10 %, soit environ $0,60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (63 % de la contribution estimée du secteur des transports). Compte tenu de la contribution possible des sources hors route (environ 30 % de la pollution atmosphérique liée aux transports; Santé Canada, 2016a, 2017) et d'une contribution de la poussière provenant des routes, les estimations de la présente analyse et celles de Meng et coll. (2019) convergent de façon générale. En outre, il existe des différences importantes associées aux ensembles de données (p. ex. versions des inventaires d'émissions, météorologie) et aux outils de modélisation (p. ex. GEM-MACH ou GEOS-Chem) dont il faut tenir compte. Des analyses supplémentaires qui dépassent le cadre de la présente évaluation seraient nécessaires pour comparer de manière approfondie les résultats de ces évaluations.

4.2. ESTIMATIONS DU FARDEAU SANITAIRE POUR LA POPULATION

L'exposition à la PACA a été associée à 1 200 décès prématurés au Canada en 2015. Les impacts sanitaires non mortels comprenaient 2 700 000 jours avec symptômes respiratoires aigus, 1 100 000 jours d'activité restreinte, 210 000 jours avec symptômes d'asthme, 610 visites à l'urgence et 170 hospitalisations. La valeur monétaire annuelle totale du fardeau sanitaire était de 9,5 milliards de dollars (\$ CA 2015), dont 9 milliards associés aux décès prématurés. On a estimé que les impacts sanitaires étaient supérieurs dans les régions très peuplées, comme le Grand Vancouver, la RGTH et le Grand Montréal, en raison de la confluence de concentrations élevées de PACA et de populations exposées plus importantes.

La modélisation de la qualité de l'air aux fins de la présente analyse a été effectuée à une résolution de grille de 10 km, ce qui n'est pas assez précis pour rendre compte de la variabilité et de l'ampleur locales de l'exposition à la PACA, comme dans le cas des populations vivant à proximité de routes très fréquentées. Cette limite entraîne probablement une sous-estimation de l'exposition de la population à la PACA dans les zones urbaines. Elle peut avoir l'effet inverse dans les zones suburbaines qui partagent une partie d'une cellule de grille avec des zones où la pollution est élevée. Il est important de prendre en considération le fait que les RCR de l'OEBQA sont pour la plupart obtenues d'études sanitaires sur la pollution atmosphérique qui reposent sur des données de

²⁵ Les émissions de poussière provenant des routes sont générées par des processus d'abrasion et de remise en suspension qui diffèrent de ceux qui influencent les émissions de gaz d'échappement. Le transport atmosphérique des émissions de poussière provenant des routes devrait être différent de celui des émissions de gaz d'échappement. De plus, la poussière provenant des routes non pavées peut être généralement libérée dans les zones non urbaines peu peuplées.

surveillance recueillies dans des lieux centraux. Ces lieux centraux ont généralement été choisis de manière à refléter les niveaux de pollution atmosphérique régionaux, et les résultats de l'OEBQA sont des représentations valables des impacts régionaux sur la population. La résolution de la grille sur la qualité de l'air était mieux adaptée aux estimations de l'exposition régionale, représentée par les DR dans la présente analyse, et elle n'est pas nécessairement une limite pour les analyses des impacts sanitaires. La résolution géographique de l'OEBQA est examinée en détail dans la section 4.3.3.

Des simulations complémentaires ciblant des segments du parc de véhicules routiers ont montré que la pollution atmosphérique des véhicules légers contribuait à 420 décès prématurés par année et que la pollution atmosphérique des véhicules lourds contribuait à 730 décès prématurés par année²⁶. La petite différence entre le total des impacts sur la santé de la PACA (1 200)²⁷ et la somme des impacts de la pollution atmosphérique des véhicules légers et lourds (1 150) est associée à l'approche de force brute (voir la section 4.3 pour des remarques méthodologiques).

Santé Canada a précédemment estimé les impacts sanitaires attribuables à la pollution atmosphérique au-delà des concentrations naturelles au Canada en 2015 (Santé Canada, 2019) en utilisant un cadre méthodologique similaire à celui de la présente évaluation. Le nombre de décès prématurés attribuables à la pollution de l'air était de 14 600 par année, et le coût économique total de tous les impacts sanitaires attribuables à la pollution de l'air était de 114 milliards de dollars (\$ CA 2015). La présente évaluation des impacts sur la santé de PACA n'est pas directement comparable, mais le cadre d'évaluation présente des similitudes, y compris l'utilisation de l'OEBQA. En général, d'après une comparaison des estimations des décès prématurés provenant des deux analyses, les résultats donnent à penser que la PACA contribue à environ 8 % des impacts sanitaires liés à la pollution atmosphérique au Canada. Thakrar et coll. (2020) ont estimé la mortalité aux États-Unis attribuable à toutes les émissions anthropiques nationales de PM_{2,5} primaires et de précurseurs de PM_{2,5} secondaires. Ils ont indiqué que 19 700 des 100 000 décès prématurés par année étaient associés aux activités de transport, ce qui laisse croire qu'environ 20 % des décès prématurés associés aux PM_{2,5} anthropiques par année sont attribuables aux activités de transport²⁸. Des analyses supplémentaires qui dépassent le cadre de la présente évaluation seraient nécessaires pour comparer ces évaluations de manière approfondie.

4.2.1. Comparaison avec les évaluations antérieures des impacts sanitaires de la pollution atmosphérique liée aux émissions des véhicules routiers à essence et au diesel au Canada

Les évaluations antérieures des risques pour la santé humaine des gaz d'échappement des moteurs diesel (Santé Canada, 2016a) et des gaz d'échappement des moteurs à essence (Santé Canada, 2017) effectuées par Santé Canada comprennent une modélisation de la qualité de l'air qui utilise un cadre de force brute comparable à celui de la présente analyse. Ces évaluations ont permis d'estimer les effets sur la santé des émissions des véhicules routiers au diesel et des véhicules routiers à essence

²⁶ Analyse non publiée de Santé Canada.

²⁷ 1 220 si l'on conserve trois chiffres significatifs.

²⁸ Les activités de transport comprennent l'utilisation de véhicules de transport de passagers, de camions, de véhicules commerciaux légers et de véhicules municipaux.

pour l'année civile 2015²⁹. Les évaluations des gaz d'échappement des moteurs diesel et des moteurs à essence étaient fondées sur les mêmes ensembles de données et simulations avec le système AURAMS (A Unified Regional Air Quality Modelling System) et étaient directement comparables. Dans la présente évaluation de la PACA, on a utilisé des ensembles de données et des outils actualisés (p. ex. GEM-MACH) pour effectuer les simulations. Le tableau 17 compare les contributions aux concentrations ambiantes de PM_{2,5} estimées pour les différentes simulations, y compris celles de la PACA fournies dans le présent rapport. Les contributions modélisées associées aux émissions des véhicules routiers à essence et aux émissions des véhicules routiers au diesel ont été combinées pour obtenir une approximation de la contribution totale pondérée en fonction de la population de toutes les émissions des véhicules routiers. Le tableau 18 fournit une comparaison similaire pour les estimations modélisées de NO₂. Dans l'ensemble, les estimations nationales sont généralement similaires d'une simulation à l'autre. À l'échelle provinciale, les résultats montrent des estimations comparables (moins de 30 % de différence) pour les NO_x, à l'exception de Terre-Neuve-et-Labrador. Pour les PM_{2,5}, les écarts dépassent 30 % dans la moitié des provinces, notamment en Alberta, en Colombie-Britannique, à l'Île-du-Prince-Édouard, au Québec et en Saskatchewan.

TABLEAU 17: Contributions des émissions des véhicules routiers à essence, des émissions des véhicules routiers au diesel et de la PACA au Canada aux concentrations ambiantes de PM_{2,5} en 2015 – estimations provinciales et nationales – moyenne annuelle pondérée en fonction de la population

Province	Contribution relative (%) aux concentrations ambiantes de PM _{2,5}			
	Essence ^a	Diesel ^b	Total	PACA
Terre-Neuve-et-Labrador	0,6	0,3	0,9	1,2
Nouvelle-Écosse	1,2	0,6	1,8	2,3
Île-du-Prince-Édouard	0,7	0,8	1,5	3,6
Nouveau-Brunswick	1,3	1,1	2,4	2,7
Québec	4,6	3,6	8,2	5,9
Ontario	6,6	2,1	8,7	7,1
Manitoba	3,0	5,2	8,2	10
Saskatchewan	2,2	2,1	4,3	6,2
Alberta	2,6	2,3	4,9	8,0
Colombie-Britannique	9,4	3,9	13	9,6
Canada	5,7	2,8	8,5	7,0

Les valeurs sont arrondies à une décimale et sont données avec un maximum de deux chiffres significatifs.

^a Santé Canada, 2017; ^b Santé Canada, 2016a.

²⁹ Les analyses portant sur les émissions des véhicules routiers à essence et des véhicules routiers au diesel ont utilisé des projections d'émissions de 2015 (c.-à-d. des prévisions). Pour obtenir de plus amples renseignements, consulter les évaluations des risques pour la santé humaine de Santé Canada concernant les gaz d'échappement des moteurs diesel (Santé Canada, 2016a) et les gaz d'échappement des moteurs à essence (Santé Canada, 2017). Dans le cas de la présente analyse, un inventaire validé des émissions pour l'année 2015, finalisé en 2017, a été utilisé. Il s'agit de versions différentes de l'inventaire des émissions de 2015. L'année civile est la même, mais il s'agit d'une coïncidence.

TABLEAU 18: Contributions des émissions des véhicules routiers à essence, des émissions des véhicules routiers au diesel et de la PACA au Canada aux concentrations ambiantes de NO₂ en 2015 – estimations provinciales et nationales – moyenne annuelle pondérée en fonction de la population

Province	Contribution relative (%) aux concentrations ambiantes de NO ₂			
	Essence ^a	Diesel ^b	Total	PACA
Terre-Neuve-et-Labrador	5,3	6,7	12	23
Nouvelle-Écosse	9,9	13	23	30
Île-du-Prince-Édouard	14	25	38	36
Nouveau-Brunswick	11	19	30	27
Québec	17	21	38	45
Ontario	14	14	28	35
Manitoba	22	33	55	51
Saskatchewan	11	15	26	24
Alberta	7,6	10	18	25
Colombie-Britannique	29	21	50	47
Canada	16	17	33	38

Les valeurs sont arrondies à une décimale et sont données avec un maximum de deux chiffres significatifs.

^a Santé Canada, 2017; ^b Santé Canada, 2016a.

Les estimations de PM_{2,5} et de NO₂ issues des simulations du précédent modèle de transport chimique d'ECCC AURAMS et GEM-MACH montrent des similarités quant à l'ampleur et la répartition géographique de ces polluants ou de leurs précurseurs. Les résultats uniformes tendent également à indiquer que la contribution relative des émissions des véhicules routiers à l'inventaire global des PM_{2,5} et du NO₂ était similaire d'une simulation à l'autre. De grands changements dans les entrées (p. ex. une diminution de l'ampleur des émissions routières et une augmentation des émissions pour d'autres secteurs d'un inventaire à l'autre), ainsi que la différence de résolution spatiale entre les modèles GEM-MACH et AURAMS auraient pu influencer de façon marquée les résultats de la modélisation et limiter leur comparabilité. En ce qui concerne les concentrations ambiantes d'O₃, les comparaisons directes, tant en termes d'ampleur que de direction des changements, sont plus difficiles à interpréter que pour les PM_{2,5} et le NO₂. L'O₃ au niveau du sol est uniquement un polluant secondaire (c.-à-d. qu'il n'y a pas d'émissions directes ou primaires), et les concentrations dans l'air ambiant dépendent des précurseurs, y compris des NO_x et des COV, et de plusieurs interactions et mécanismes chimiques atmosphériques non linéaires. Le tableau 19 présente les contributions relatives à la moyenne estivale des concentrations ambiantes maximales d'O₃ sur une heure. L'influence de la circulation routière (essence, diesel ou tous les véhicules) sur la qualité de l'air dans les grandes DR urbaines, contrairement aux estimations nationales et provinciales, était plus souvent associée à des diminutions de l'O₃.

TABLEAU 19: Contributions des émissions des véhicules routiers à essence, des émissions des véhicules routiers au diesel et de la PACA à la moyenne estivale des concentrations ambiantes maximales d'O₃ sur une heure en 2015 – estimations provinciales et nationales – moyenne annuelle pondérée en fonction de la population

Province	Contribution relative (%) aux concentrations ambiantes de d'O ₃			
	Essence ^a	Diesel ^b	Total	PACA
Terre-Neuve-et-Labrador	0,4	0,5	0,9	0,8
Nouvelle-Écosse	0,8	1,0	1,8	1,8
Île-du-Prince-Édouard	0,8	1,1	1,9	2,4
Nouveau-Brunswick	0,8	1,0	1,8	2,3
Québec	0,5	-1,4	-0,9	3,8
Ontario	0,9	0,1	1,0	1,5
Manitoba	1,3	1,2	2,5	2,3
Saskatchewan	1,4	1,6	3,0	2,8
Alberta	1,5	0,7	2,2	3,7
Colombie-Britannique	2,0	-1,1	0,9	1,5
Canada	1,0	-0,2	0,8	2,3

Les valeurs sont arrondies à une décimale et sont données avec un maximum de deux chiffres significatifs.

^a Santé Canada, 2017; ^b Santé Canada, 2016a.

Différentes versions des ensembles de données (p. ex. IEPA et Inventaire national des rejets de polluants [INRP]) et des outils (p. ex. MOVES, SMOKE, GEM-MACH et AURAMS) ont été utilisées pour l'évaluation de la PACA et pour les évaluations relatives à l'essence et au diesel. Par exemple, les évaluations de l'essence et du diesel étaient fondées sur des versions antérieures de l'IEPA et des données de recensement, ainsi que sur le modèle AURAMS, et elles utilisaient un ensemble légèrement différent de RCR dans l'OEBQA. L'année de modélisation était également 2015, mais les émissions étaient projetées à partir d'une année de référence différente, antérieure. En outre, les émissions des véhicules routiers ont été modélisées pour les évaluations relatives à l'essence et au diesel au moyen d'une combinaison du modèle MOBILE6.2C pour les véhicules légers et du modèle MOVES 2010a pour les véhicules lourds, tandis que les émissions des véhicules ont été simulées avec le modèle MOVES 2014b pour toutes les classes de véhicules routiers dans la présente évaluation de la PACA. Les valeurs de substitution spatiales utilisées par le modèle SMOKE pour attribuer les émissions totales provinciales à chaque cellule de la grille peuvent être différentes entre ces deux études. Enfin, la résolution géographique du modèle AURAMS dans l'évaluation des gaz d'échappement des moteurs à essence et des moteurs diesel était de 22,5 km, contre 10 km dans la présente évaluation. Ces différences de données et d'outils amènent une certaine incertitude lors de la comparaison des résultats des analyses. La section 4.3 présente une analyse plus complète des considérations méthodologiques.

Les analyses précédentes ont estimé un fardeau sanitaire associé à la pollution atmosphérique au Canada de 5,4 milliards de dollars (\$ CA 2015) et 700 décès prématurés (Santé Canada, 2017) pour les véhicules routiers à essence, et un fardeau sanitaire de 2,5 milliards de dollars (\$ CA 2015) et 320 décès prématurés pour les véhicules routiers au diesel (Santé Canada, 2016a). L'estimation actuelle des décès prématurés associés à l'ensemble des émissions des véhicules routiers canadiens (1 200) est similaire, soit 18 % de plus que le total des évaluations pour l'essence et le diesel (1 020).

En plus des différences d'exposition à la pollution atmosphérique, la sélection de la RCR pour les $PM_{2,5}$ variait. Dans la présente évaluation, on a utilisé une version plus récente de l'OEBQA (version 3.0) que pour les analyses relatives à l'essence et au diesel (version 2.1 de l'OEBQA) afin de tenir compte des nouvelles données épidémiologiques. La version 3.0 de l'OEBQA comprend une estimation révisée du risque de mortalité liée aux $PM_{2,5}$ qui correspond aux conclusions de Crouse et coll. (2012) sur les associations entre l'exposition à long terme aux concentrations ambiantes de $PM_{2,5}$ et la mortalité non accidentelle chez les adultes canadiens. Auparavant, la mortalité prématurée liée à l'exposition chronique aux $PM_{2,5}$ était représentée par quatre effets sanitaires dans la version 2.1 de l'OEBQA : la mortalité cérébrovasculaire, la mortalité par maladie pulmonaire obstructive chronique (MPOC), la mortalité par cardiopathie ischémique et la mortalité par cancer du poumon. Les estimations de l'OEBQA obtenues à l'aide de la RCR pour la mortalité non accidentelle due aux $PM_{2,5}$ de Crouse et coll. (2012) augmentent d'environ 56 % les effets nationaux sur la mortalité due aux $PM_{2,5}$ par rapport aux valeurs regroupées (quatre causes) de la mortalité due aux $PM_{2,5}$ publiées dans les évaluations relatives à l'essence et au diesel. Le total des décès prématurés associés aux émissions des véhicules routiers à essence et des véhicules routiers au diesel augmenterait de 270 et de 140, respectivement, avec la RCR relative à la mortalité toutes causes confondues due aux $PM_{2,5}$ et atteindrait un total de 1 430 décès prématurés en 2015 (tableau 20). Les RCR pour les autres polluants dans l'OEBQA n'ont pas été modifiées entre les versions. L'estimation de 1 200 décès prématurés de la présente analyse de 2015 est semblable (à 20 % près) à celles résultant de l'application de la RCR pour la mortalité toutes causes confondues ou de plusieurs RCR dans les analyses initiales relatives à l'essence et au diesel, ce qui permet de penser que les méthodes employées par Santé Canada pour estimer les effets sur la santé de la PACA sont cohérentes dans l'ensemble.

TABLEAU 20: Décès prématurés associés aux émissions des véhicules routiers à essence, aux émissions des véhicules routiers au diesel et aux émissions de tous les véhicules routiers canadiens selon diverses RCR pour la mortalité due à l'exposition chronique aux $PM_{2,5}$ – estimations nationales pour l'année civile 2015

Évaluation et type de RCR pour les $PM_{2,5}$	Total des décès prématurés – tous les polluants		
	Véhicules routiers à essence	Véhicules routiers au diesel	Tous les véhicules routiers
PACA^a : mortalité toutes causes confondues	S.O.	S.O.	1 200
Véhicules routiers ED^{b,c} : 4 causes de mortalité	700	320	1 020
Véhicules routiers ED^{b,c} : mortalité toutes causes confondues	970	460	1 430

ED : essence et diesel (émissions); RCR : relation concentration-réponse; S.O. : sans objet.

^a Analyse présente; ^b Santé Canada, 2017; ^c Santé Canada, 2016a

Des analyses utilisant le même cadre de modélisation et les mêmes ensembles de données que dans la présente évaluation ont également été réalisées pour estimer les effets associés aux parcs de véhicules légers et de véhicules lourds séparément. Les scénarios de simulation sont définis comme suit :

- Scénario « véhicules légers » : émissions des véhicules routiers légers exclues de l'inventaire.
- Scénario « véhicules lourds » : émissions des véhicules routiers lourds exclus de l'inventaire.

Il a été estimé que les émissions des véhicules légers étaient responsables de 420 décès prématurés en 2015, tandis que celles des véhicules lourds étaient responsables de 730 décès prématurés. La somme de ces estimations (1 150) est très proche de celle de l'ensemble des émissions des véhicules routiers (1 200 décès).

Étant donné que la plupart des véhicules légers sont à essence, que la plupart des véhicules lourds utilisent vraisemblablement du carburant diesel et que toutes les simulations visaient l'année 2015, des comparaisons ont également été faites avec les évaluations antérieures relatives au diesel et à l'essence publiées par Santé Canada. Des similitudes étaient attendues entre les résultats pour l'essence (700 décès) et les véhicules légers (420 décès), et entre les résultats pour le diesel (320 décès) et les véhicules lourds (700 décès), mais les estimations diffèrent considérablement. Les données des IEPA utilisées pour les simulations montrent les sources possibles de ces différences. La composition des parcs de véhicules légers et de véhicules lourds n'est pas directement équivalente à celle des parcs de véhicules à essence et de véhicules au diesel. Par exemple, l'IEPA utilisé dans la présente évaluation montre que les camions lourds à l'essence rejettent des émissions plus importantes de NO_x (37 000 tonnes), de $\text{PM}_{2,5}$ (975 tonnes) et de COV (12 600 tonnes) que les véhicules et camions légers au diesel (1 900 tonnes de NO_x , 23 tonnes de $\text{PM}_{2,5}$ et 1 700 tonnes de COV), ce qui pourrait expliquer les effets plus importants des véhicules lourds sur la santé par rapport aux véhicules au diesel (comme valeur de substitution des véhicules lourds).

Des comparaisons avec l'inventaire des émissions utilisé dans l'évaluation précédente relative au diesel et à l'essence (également pour l'année 2015, mais fondée sur des projections différentes) montrent des différences importantes dans les émissions de NO_x et de $\text{PM}_{2,5}$ (soit de plus de 50 %) pour certaines sous-classes de véhicules routiers. Par exemple, dans le présent IEPA, les émissions de NO_x provenant des véhicules lourds au diesel sont augmentées de 51 % (8 000 tonnes), les émissions de $\text{PM}_{2,5}$ provenant des véhicules lourds à essence sont plus que triplées (750 tonnes), tandis que celles des camions légers au diesel sont réduites de plus de 90 % (170 tonnes) par rapport aux estimations précédentes. Les projections de l'inventaire des émissions changent au fil du temps à la lumière des nouvelles données et tendances associées à des effets technologiques et socioéconomiques, comme l'activité des véhicules personnels (p. ex. kilomètres-véhicules parcourus et consommation de carburant), l'activité commerciale (p. ex. augmentation du transport de marchandises et des livraisons à domicile), les ventes de véhicules (p. ex. augmentation des véhicules utilitaires sport, réduction de la part des véhicules au diesel), l'activité économique globale et les données actualisées sur les taux d'émissions dans différentes conditions de conduite. Les variations des émissions peuvent avoir une influence importante sur les estimations de la qualité de l'air et des impacts sur la santé. Par conséquent, bien que les valeurs globales du tableau 20 semblent se rejoindre, des analyses supplémentaires qui dépassent le cadre de la présente évaluation seraient nécessaires pour comparer et interpréter de manière approfondie les

données des différentes évaluations. Dans l'ensemble, l'inventaire des émissions de 2015 utilisé dans la présente analyse, publié en 2017, est considéré comme plus précis que les versions précédentes. Il s'appuie notamment sur les données d'activité déclarées pour l'année 2015, contrairement aux projections élaborées avant l'année 2015. En outre, les inventaires d'émissions plus récents bénéficient d'améliorations progressives et continues de la méthodologie et des données.

4.3. CONSIDÉRATIONS MÉTHODOLOGIQUES

Pour la présente évaluation des impacts de la PACA sur la santé, on s'est efforcé d'utiliser les meilleurs outils de modélisation et les meilleures données disponibles en matière d'émissions, de qualité de l'air et d'impacts sur la santé. Cependant, des limites et des incertitudes existent. En effet, des incertitudes liées à la modélisation des émissions, aux concentrations de polluants dans l'air ambiant et aux impacts sur la santé proviennent de diverses sources, notamment de la disponibilité et de la qualité des données canadiennes sur les parcs de véhicules et les facteurs d'émissions des véhicules, des algorithmes photochimiques dans le modèle de transport chimique, des données météorologiques et des données sanitaires à l'appui de la sélection de RCR adaptées à la population canadienne. En outre, des suppositions faites au cours des premières étapes du cadre de modélisation (p. ex. celles qui sont faites pour dresser l'IEPA) se répercutent dans les étapes ultérieures de l'analyse (p. ex. la modélisation de la qualité de l'air) et peuvent avoir une influence sur les estimations sanitaires finales.

La présente section s'intéresse à plusieurs catégories d'incertitudes associées spécifiquement à l'analyse des impacts sur la santé. Les incertitudes générales et propres aux scénarios ont été caractérisées qualitativement, et des analyses de sensibilité propres aux scénarios ont été incluses pour certains paramètres. Dans la mesure du possible, les incertitudes ont été évaluées en fonction de leur influence potentielle sur la direction et l'ampleur des impacts sanitaires estimés, ainsi que du niveau de données probantes disponibles à l'appui de l'approche ou des suppositions retenues pour la présente évaluation. Sans les reproduire, cette approche s'inspire du cadre de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) relatif à l'incertitude (OMS, 2008) et de l'approche d'évaluation qualitative de l'incertitude de l'US EPA décrite dans l'évaluation du standard national de qualité de l'air pour les particules (US EPA 2012).

4.3.1. Inventaire des émissions

L'élaboration des inventaires d'émissions atmosphériques dépend de la disponibilité et du traitement des données sur les rejets dans l'atmosphère de toutes les sources et de tous les secteurs au Canada. Les inventaires d'émissions sont dynamiques : de nouvelles versions sont régulièrement élaborées à différentes fins réglementaires ou scientifiques. Les modélisateurs de la qualité de l'air sélectionnent la version qui répond le mieux à leurs besoins en matière de précision, de fiabilité, de résolution spatiale et de période de temps, et qui aide à répondre à une question réglementaire ou de recherche (Zhang et coll., 2018).

Pour l'IEPA en général, la surestimation ou la sous-estimation des émissions atmosphériques des différents secteurs pourrait influencer les estimations des impacts de la qualité de l'air pour la PACA. Le biais potentiel pourrait être renforcé dans le cas des secteurs qui ont une répartition géographique commune avec celle des émissions des véhicules routiers. En outre, les inventaires sont déterministes de nature et ne fournissent pas de plages de valeurs possibles. Les incertitudes inhérentes à la version de l'inventaire des émissions utilisé pour la présente analyse n'ont pas été quantifiées.

Les valeurs de substitution spatiales qui sont utilisées pour répartir géographiquement les émissions des véhicules et d'autres sources au Canada sont également imparfaites. Ces valeurs sont fondées sur des données canadiennes ou autres. Pour les véhicules routiers, les données sur le réseau routier, les densités de population et les données sur l'activité des véhicules peuvent être utilisées pour répartir géographiquement les émissions des véhicules partout au Canada. Des suppositions sont nécessaires pour simplifier le processus (p. ex. activité des véhicules en fonction de la classification des routes) et compenser d'éventuelles lacunes dans les données. Comme la répartition spatiale des émissions est un processus en constante amélioration, des analyses d'incertitude ne sont pas effectuées systématiquement. Les incertitudes associées aux valeurs de substitution spatiales n'ont pas été quantifiées.

4.3.2. Modélisation de la qualité de l'air

4.3.2.1. Échelle géographique et résolution de grille

L'un des points forts du cadre de modélisation de la qualité de l'air utilisé dans la présente analyse est l'estimation de concentrations pour chaque DR au Canada selon la même approche d'évaluation de l'exposition, pour tous les polluants. L'usage d'une méthode cohérente d'évaluation de l'exposition à la PACA partout au Canada, bien que peu courante, a permis de faire des comparaisons directes entre de nombreuses régions. Cependant, la couverture nationale se fait au prix d'une résolution géographique faible (c.-à-d. une grille ayant des cellules de 10 km), insuffisante pour estimer l'exposition à la PACA à l'échelle locale. Des approches permettant des estimations à plus haute résolution existent, mais elles sont souvent limitées géographiquement à un domaine d'étude plus restreint et s'appliquent à un nombre limité de polluants atmosphériques. Par exemple, les modèles de régression de l'utilisation des sols intégrant les caractéristiques des routes et de la circulation automobile sont généralement propres à une ville et incorporent des sources multiples, les modèles de dispersion peuvent être limités à un ou à quelques segments de route, et les analyses de répartition des sources, comme la factorisation de matrice positive, sont souvent fondées sur les observations d'un seul site de surveillance. Chaque approche peut fournir de l'information sur la circulation automobile en tant que source d'exposition à la pollution atmosphérique. Cependant, ces autres approches d'estimation de l'exposition à la PACA comportent également des limites et des incertitudes, et le choix de la méthode dépendra des objectifs et des conditions de l'étude. L'approche choisie pour la présente analyse a été jugée la plus appropriée et la plus cohérente pour une évaluation des impacts sanitaires de la PACA au Canada.

La résolution de grille peut avoir une incidence sur les résultats de la modélisation de l'air et introduire une incertitude dans les estimations d'exposition (p. ex. Arunachalam et coll., 2011; Isakov et coll., 2007; Stroud et coll., 2011). En général, des cellules de grille plus grandes (c.-à-d. une résolution de grille plus faible) fournissent une moyenne des émissions et des concentrations de

polluants sur une zone plus large (lissage), ce qui peut avoir un effet sur la façon dont les émissions et les concentrations sont allouées aux sources locales (Tessum et coll., 2012). Par exemple, pour les domaines de modélisation à faible résolution de grille, des zones urbaines et rurales peuvent être incluses dans la même grille de modèle, ce qui peut diluer artificiellement des émissions urbaines dans des zones rurales environnantes (Galarneau et coll., 2014; Whaley et coll., 2020). Il peut en résulter une mauvaise classification de l'exposition de la population en raison de la surestimation de la pollution atmosphérique dans les zones rurales ou de la sous-estimation de la pollution atmosphérique dans les zones urbaines. La modélisation de la qualité de l'air aux fins de la présente analyse a été effectuée à une résolution de grille de 10 km, soit une résolution raisonnablement élevée pour une évaluation nationale. Cependant, des cellules de grille de 10 km ne sont pas assez précises pour rendre compte de l'exposition locale ou à l'échelle des routes à la PACA (Stroud et coll., 2011). Une zone urbaine entière peut être représentée par quelques cellules de grille, et celles-ci ne rendront pas compte avec exactitude de la variabilité spatiale de la pollution atmosphérique (Queen et Zhang, 2008). Cette limite conduit probablement à une sous-estimation de l'exposition de la population à la PACA dans les zones urbaines. Elle peut avoir l'effet inverse dans les zones suburbaines qui partagent une partie d'une cellule avec des zones où la pollution est élevée. En raison de la résolution spatiale des simulations du modèle de transport chimique (c.-à-d. des cellules de grille de 10 km), la présente analyse n'a pas évalué précisément les niveaux de risque locaux pour les communautés adjacentes aux routes très fréquentées qui sont directement touchées par la PACA. La résolution de grille était mieux adaptée aux estimations de l'exposition régionale, représentées par les DR dans l'évaluation du fardeau sanitaire (voir la section 4.3.3.2). Cette incertitude n'a pas été évaluée quantitativement, mais la sensibilité des concentrations de polluants à la résolution de grille est importante parce que les impacts sanitaires et les évaluations économiques correspondantes dépendent principalement des concentrations de $PM_{2,5}$ et, dans une moindre mesure, des concentrations de NO_2 et d' O_3 . Une mauvaise caractérisation des concentrations de ces polluants pourrait influencer de manière importante les estimations des risques pour la population. L'incertitude associée à cette classification erronée des niveaux d'exposition de la population n'a pas été estimée dans la présente analyse.

Les concentrations moyennes des polluants de l'air ambiant à l'échelle provinciale, territoriale et nationale ont été calculées à partir des estimations des DR, à l'aide d'une approche de pondération en fonction de la population qui tient compte de la répartition de la population dans les zones géographiques. La pondération en fonction de la population donne une représentation plus exacte de l'exposition provinciale, territoriale et nationale qu'une approche pondérée en fonction de la superficie, mais elle comporte quand même des incertitudes liées à l'influence du lissage.

4.3.2.2. Mécanismes chimiques et polluants secondaires non pris en compte

La modélisation photochimique est un exercice complexe, et les modèles actuels, bien que très avancés, peuvent ne pas tenir pleinement compte des polluants secondaires qui sont régis par les caractéristiques des émissions primaires, les processus photochimiques et des facteurs environnementaux. Le modèle GEM-MACH intègre plusieurs voies indirectes et hétérogènes pour les aérosols organiques (p. ex. les COV) et inorganiques (p. ex. le NO_3^- et le SO_4^{2-}) (Burr et Zhang, 2011), mais pas toutes. Par exemple, il a été avancé que les simulations de modélisation sous-estiment généralement les concentrations d'aérosols organiques pour un certain nombre de raisons, comme des COV intermédiaires non pris en compte dans les inventaires d'émissions, des effets de la chimie de la phase aérosol et des données insuffisantes ou non représentatives sur les

aérosols organiques secondaires (AOS) (Gentner et coll., 2017; Lu et coll., 2020; Stroud et coll., 2011). Étant donné que la formation de particules secondaires par les aérosols libérés par les gaz d'échappement des véhicules contribue aux concentrations totales de $PM_{2,5}$ dans l'air ambiant, une sous-estimation des concentrations d'aérosols sous-estimerait l'effet sur les $PM_{2,5}$ associé aux émissions provenant de la circulation automobile. La direction et l'ampleur du biais potentiel n'ont pas été évaluées dans la présente évaluation.

4.3.2.3. Période associée aux moyennes

Les estimations des concentrations de NO_2 , de $PM_{2,5}$ et de SO_2 dans l'air ambiant sont fondées sur des moyennes annuelles. En revanche, les estimations des concentrations d' O_3 sont fondées sur des concentrations maximales quotidiennes sur une heure. En outre, pour tenir compte des variations saisonnières importantes, on a estimé les moyennes annuelles et estivales d' O_3 ³⁰. Le choix de la mesure d'exposition à la pollution atmosphérique dépend des données épidémiologiques utilisées pour définir les RCR. Par exemple, les concentrations moyennes annuelles de $PM_{2,5}$ ont été estimées parce que les données épidémiologiques les plus fiables ont montré des associations entre les concentrations annuelles de $PM_{2,5}$ et des effets sur la santé. Cependant, il est reconnu que les concentrations de polluants varient quotidiennement et saisonnièrement en raison des changements dans les émissions des sources mobiles et fixes, et des conditions atmosphériques et météorologiques (Demerjian et Mohnen, 2008; Hu et coll., 2009; Zhu et coll., 2006). Par conséquent, les estimations des moyennes annuelles pourraient ne pas être entièrement représentatives des variations temporelles de l'exposition personnelle aux polluants atmosphériques. Malgré ces incertitudes, la disponibilité et la sélection des RCR ont permis de déterminer les projections de la qualité de l'air et les estimations de l'exposition de la population qui étaient adaptées à l'estimation des impacts sur la santé.

4.3.2.4. Approche de modélisation

Les résultats de la modélisation sont le fruit de l'approche de modélisation choisie. La méthode de modélisation par la force brute est une option pratique pour évaluer les effets associés à une variation des émissions ou ceux attribués à un secteur source précis, comme la PACA. Il s'agit d'une méthode d'analyse de la sensibilité (à la source). Deux simulations ont été effectuées, et les résultats ont été comparés afin d'évaluer les effets de la PACA sur la qualité de l'air. Les contributions positives de la PACA ont souvent été interprétées comme des contributions de sources, tandis que les contributions négatives de la PACA ont été interprétées comme une sensibilité des prédictions du modèle aux émissions des véhicules routiers qui ont été exclues. Cependant, la méthode de la force brute n'est pas une véritable méthode de répartition des sources : les contributions relatives de tous les secteurs d'émissions, si elles sont modélisées indépendamment par une réduction à zéro, ne totalisent pas 100 %. C'est le cas si la relation entre les émissions et les concentrations est non linéaire (Zhang et coll., 2014). En d'autres termes, une analyse de force brute menée indépendamment pour chaque secteur source ne représenterait pas avec exactitude les contributions des sources, parce que la perturbation modélisée exclut intrinsèquement les interactions entre les émissions des sources des différents secteurs.

³⁰ L' O_3 estival correspond aux valeurs du 1^{er} mai au 30 septembre.

L'interprétation des résultats issus de la méthode de la force brute a également été limitée par le fait que les effets compensatoires sont indiscernables. En cas de réduction des émissions du transport routier, le taux de formation de polluants secondaires par molécule d'émissions de source primaire est modifié. Par exemple, une réduction des émissions routières de NO_x peut conduire à des situations où les émissions de NO_x provenant d'une source autre que la circulation automobile pourraient produire de l' O_3 de manière plus efficace par rapport au scénario de référence, sous-estimant ainsi la contribution de la PACA aux concentrations d' O_3 . On peut d'ailleurs en voir un exemple dans le tableau 14, avec la réduction des décès prématurés liés aux émissions provenant de la circulation automobile grâce à l' O_3 . Cet effet compensatoire doit être pris en compte dans la simulation, mais l'influence associée explicitement à la PACA n'est pas estimée. C'est l'une des principales raisons pour lesquelles la somme des contributions sanitaires de la pollution atmosphérique du parc de véhicules légers et du parc de véhicules lourds ne correspond pas exactement aux résultats de la PACA (voir la section 4.2). La méthode de la force brute ne montre que le changement net ou graduel des polluants associé à des variations des émissions. Ceci réduit la capacité d'évaluer les bénéfices relatifs de différentes réglementations des émissions ou d'identifier des options plus efficaces pour améliorer la qualité de l'air en ciblant des sources précises. Différents outils d'analyse de sensibilité (p. ex. la méthode directe découplée) pourraient être mis à l'essai et comparés à la méthode de la force brute, et des outils de modélisation plus complexes (p. ex. espèces marquées; modèles adjoints) pourraient être utilisés à l'avenir pour remédier aux limites et distinguer les effets sur la qualité de l'air liés à des sources d'émission précises (Grewe et coll., 2012; Koo et coll., 2009; Samaali et coll., 2011). Cependant, la mise à l'essai de différentes approches demande beaucoup de ressources. Qui plus est, il est important de noter que la méthode de la force brute et les autres méthodes fournissent des réponses à des questions légèrement différentes. Par exemple, l'approche de la force brute permet de déterminer quels sont les impacts sur la qualité de l'air associés à un changement dans les émissions, tandis que la méthode des espèces marquées permet de déterminer les contributions de sources précises aux concentrations ambiantes. La nature de ces estimations n'est pas interchangeable (Grewe et coll., 2012). Une évaluation des incertitudes associées à l'approche de la force brute par rapport aux autres méthodes dépassait le cadre de la présente analyse. La direction et l'ampleur du biais potentiel n'ont pas été évaluées.

4.3.2.5. Analyse de la performance du modèle

La performance du modèle GEM-MACH a déjà été évaluée et présentée dans des publications révisées par les pairs (Makar et coll., 2014a, 2014b; Whaley et coll., 2018), et elle est généralement comparable ou supérieure à celle d'autres modèles de transport chimique, y compris le modèle précédent d'ECCE, le modèle AURAMS.

Une analyse de la performance a été effectuée pour les combinaisons précises de l'IEPA, les valeurs de substitution spatiales et la version du modèle GEM-MACH utilisées dans la présente analyse. Les concentrations modélisées dans l'air ambiant pour l'année 2015 ont été comparées aux observations des stations de surveillance au sol du Canada pour l'année 2017. Les données d'observation correspondent aux mesures recueillies dans les stations de surveillance associées à différents réseaux, notamment le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA), le Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air, et les réseaux de surveillance provinciaux ou régionaux. Les observations pour l'année 2017 (plutôt que 2015) ont été utilisées aux fins d'appariement avec les données météorologiques de 2017 (voir la section 2.2.1) en

raison de l'influence des conditions météorologiques sur les concentrations de polluants dans l'air ambiant. Des comparaisons annuelles, saisonnières, mensuelles et quotidiennes ont été effectuées pour le NO₂, l'O₃ et les PM_{2,5}, et l'erreur de justesse moyenne (EJM), le coefficient de corrélation de Pearson et l'erreur quadratique moyenne (EQM) ont été définis (ECCC, 2020).

Dans l'ensemble, les prédictions du scénario de référence de 2015 étaient comparables aux observations de 2017. L'EJM et le coefficient de corrélation de Pearson annuels ont montré une bonne concordance pour le NO₂ et l'O₃, tandis que des différences plus importantes ont été observées pour les PM_{2,5}. On s'attendait à une plus grande EJM et à des corrélations plus faibles pour les PM_{2,5} étant donné que les émissions des feux de forêt naturels, qui ont des répercussions importantes sur les observations des PM_{2,5} dans l'air ambiant, n'ont pas été incluses dans le scénario de référence de 2015. L'EQM est un paramètre sensible aux valeurs absolues et aux valeurs aberrantes (chaque erreur est élevée au carré); des différences plus marquées ont une incidence considérable sur l'EQM. L'O₃ présente des fluctuations de concentration plus importantes que le NO₂, tandis que les PM_{2,5} atteignent des valeurs extrêmes pendant les feux de forêt. Le tableau 21 résume les valeurs des paramètres d'évaluation de la performance annuelle pour le Canada, l'est du Canada et l'ouest du Canada.

À l'échelle régionale, les paramètres de performance étaient généralement meilleurs pour l'ensemble du Canada, et pour l'est du Canada par rapport à l'ouest du pays. Les feux de forêt plus fréquents et plus étendus dans l'ouest du Canada sont en partie responsables de la performance plus faible du modèle dans cette région (RNCAN, 2016).

TABEAU 21: Statistiques d'évaluation de la performance annuelle comparant les estimations du scénario de référence de 2015 dans le modèle GEM-MACH et les observations de 2017

Région	EJM	Corrélation ^a	EQM
NO₂			
Canada	1,1	0,6	7,3
Est du Canada	0,9	0,7	6,3
Ouest du Canada	1,2	0,6	8,1
O₃			
Canada	-2,7	0,7	10,2
Est du Canada	-2,3	0,7	9,5
Ouest du Canada	-3,2	0,6	11,2
PM_{2,5}			
Canada	-1,3	0,3	10,1
Est du Canada	-0,4	0,4	8,2
Ouest du Canada	-2,4	0,2	11,9

EJM : erreur de justesse moyenne; EQM : erreur quadratique moyenne.

^a Coefficient de corrélation de Pearson.

Les valeurs statistiques estivales sont semblables aux valeurs annuelles pour le NO₂ et l'O₃. En revanche, des valeurs plus faibles sont estimées pour les PM_{2,5} en raison de l'influence des feux de forêt pendant la saison estivale. Les valeurs liées au NO₂ montrent une meilleure performance que celle de l'O₃ et des PM_{2,5} pour l'EQM. Ce résultat est dû en partie à des concentrations absolues de NO₂ inférieures à celles de l'O₃ et des PM_{2,5}; par conséquent, une EQM plus faible est prévue pour le NO₂.

L'annexe D contient des renseignements supplémentaires sur l'analyse de la performance du modèle.

4.3.3. Estimations du fardeau sanitaire pour la population

L'estimation des impacts sur la santé de la population associés à la PACA est la dernière étape d'un processus séquentiel, qui succède à l'évaluation des émissions des véhicules routiers et de leur incidence sur la qualité de l'air ambiant. Les estimations des impacts sanitaires de la PACA sont influencées par les incertitudes de chacune des étapes précédentes de l'analyse, qui ont été analysées ci-dessus. Les limites propres à l'étape de l'évaluation des impacts sanitaires proviennent principalement des RCR, qui reflètent les risques pour la santé associés aux concentrations ambiantes de polluants atmosphériques, ainsi que des considérations géographiques et temporelles.

4.3.3.1. Relations concentration-réponse

L'inclusion des polluants atmosphériques dans l'évaluation quantitative des bénéfices nécessite l'élaboration et l'utilisation de risques relatifs (RR) ou de RCR. Le principal préalable est l'hypothèse selon laquelle il existe un lien de causalité entre l'exposition à un polluant atmosphérique précis et un ou plusieurs effets sur la santé. Santé Canada ne prend en compte que les liens de causalité et les liens de causalité probables dans les analyses quantitatives des impacts sur la santé. La détermination d'un lien de causalité suppose une analyse du poids de la preuve et la prise en compte des critères de Bradford-Hill, ce qui comprend : la cohérence des résultats épidémiologiques reproduits pour différentes zones géographiques, différentes périodes et différents plans d'étude; la cohérence des effets observés; et la plausibilité biologique étayée par des études cliniques ou toxicologiques, ainsi que par des études d'intervention (c.-à-d. un changement des conditions d'exposition entraînant un changement de résultat) (Brunekreef et coll., 2009; Santé Canada, 2016c; Hill, 1965). Une évaluation approfondie de l'exposition est également nécessaire pour calculer les RR et les RCR, par exemple grâce à des données de surveillance de l'air à long terme recueillies à des endroits géographiquement dispersés. Les RCR doivent idéalement être élaborés pour la population visée dans l'évaluation ou en fonction d'une population qui présente des caractéristiques sanitaires et socioéconomiques similaires (Barry et coll., 2019).

Il est important de tenir compte de la sélection des RCR lors de la comparaison des estimations des impacts sur la santé entre les études. Par exemple, Thomson et coll. (2014) ont estimé les impacts sur la santé associés à l'O₃ et aux PM_{2,5} à l'aide des différentes RCR inclus dans le programme BenMAP (Environmental Benefits Mapping and Analysis Program) de l'US EPA³¹. Ils ont constaté que les différences entre les valeurs moyennes les plus élevées et les plus faibles parmi les RCR pouvaient varier jusqu'à 300 % pour l'O₃ et 150 % pour les PM_{2,5}. Les estimations des impacts sanitaires de la PACA étaient généralement plus sensibles aux valeurs des RCR qu'à la résolution de la grille de modélisation de la qualité de l'air, dont les incertitudes ont été examinées dans la section 4.3.2.

³¹ BenMAP est un programme informatique libre créé par l'US EPA qui calcule le nombre de décès et de maladies liés à la pollution atmosphérique et leur valeur économique : <https://www.epa.gov/benmap>

L'OEBQA comprend un nombre limité de RCR pour le NO₂, l'O₃ et les PM_{2,5} qui ont été obtenues de sources évaluées par des pairs et qui sont approuvées par Santé Canada. Les RCR comportent certaines incertitudes inhérentes qui se reflètent dans les résultats de l'OEBQA sous la forme d'estimations du risque aux 2,5^e et 97,5^e percentiles (intervalle de confiance à 95 %). Les comparaisons des intervalles de confiance à 95 % avec les estimations médianes ont montré que les estimations extrêmes étaient généralement inférieures à trois fois l'estimation centrale (voir le tableau 13), ce qui donne à penser que les conclusions basées sur les valeurs centrales des RCR étaient raisonnables. Cependant, pour les effets fondés sur l'exposition à l'O₃ estival, la médiane estimée et les intervalles de confiance à 95 % peuvent présenter une plus grande plage de valeurs extrêmes (les estimations de l'exposition à l'O₃ estival ambiant peuvent avoir des valeurs négatives et positives).

Les RCR de l'OEBQA reposent sur des données scientifiques fiables, représentent des valeurs approuvées par Santé Canada et sont revues pour chaque nouvelle version de l'outil. La version 3.0 de l'OEBQA comprend les RCR sélectionnées par Santé Canada en fonction des données épidémiologiques et sur la pollution de l'air disponibles pendant l'élaboration du modèle. D'autres effets sanitaires associés à l'exposition au NO₂, à l'O₃ ou aux PM_{2,5} (p. ex. effets sur la reproduction et le développement) ou des RCR différentes pour les effets inclus dans l'OEBQA ont été décrits dans des publications scientifiques (p. ex. Barry et coll., 2019; Santé Canada, 2013, 2016c; Pinault et coll., 2017; US EPA, 2009). Toutefois, les effets néfastes sur la santé ne peuvent pas tous être quantifiés de manière adéquate à l'aide d'une RCR sur la base des données disponibles, et dans certains cas, le poids de la preuve demeure trop limité pour conclure à un rôle causal ou probablement causal pour un polluant atmosphérique donné. D'autres RCR robustes et adaptées à la population canadienne pourront être prises en compte dans les futures évaluations des impacts sanitaires au fil des mises à jour de l'OEBQA.

On s'attend à ce que les émissions du transport routier aient une influence sur les concentrations ambiantes de polluants (p. ex. les composés aromatiques polycycliques, les COV et les PUF) autres que ceux visés par la présente analyse (Whaley et coll., 2020). Les effets de l'exposition à d'autres polluants sur la santé de la population n'ont pas été quantifiés dans la présente évaluation en raison de plusieurs facteurs, notamment : 1) le manque de capacité des systèmes de modélisation des émissions et de la qualité de l'air à traiter certains constituants; 2) l'absence de RCR pour certains constituants; 3) d'autres limites des données concernant des polluants en particulier ou des caractéristiques de ces polluants. Comme l'OEBQA ne comprend pas tous les effets sanitaires potentiels et les polluants atmosphériques préoccupants, les impacts sanitaires et économiques associés à la PACA ont probablement été sous-estimés. Toutefois, même avec l'inclusion de polluants et de RCR supplémentaires, les PM_{2,5} et, dans une moindre mesure, le NO₂ et l'O₃, resteraient probablement les principaux agents contribuant aux impacts sanitaires. Dans l'ensemble, la confiance dans les RCR sélectionnées pour une évaluation canadienne est élevée, et les incertitudes existantes relatives aux RCR conduiraient à des sous-estimations mineures des impacts sanitaires de la PACA.

Pour la présente évaluation, on a supposé que tous les constituants des PM_{2,5} (p. ex. le carbone noir, le carbone organique, les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les PUF) étaient également toxiques en fonction de la masse et qu'ils contribuaient au risque supplémentaire de mortalité prématurée lié à l'exposition aux PM_{2,5} ambiantes selon leur contribution à la masse des PM_{2,5}. Cette hypothèse était pertinente parce que la RCR pour les PM_{2,5} a été initialement élaborée pour des mélanges urbains de composés particuliers et non pour un type de particules précis (Levy et coll.,

2012). La toxicité des espèces de particules associées à la PACA diffère probablement de celle d'autres sources (Liu et coll., 2019), mais les données permettant d'étayer les distinctions quantitatives entre les sources et les constituants des particules font actuellement défaut (US EPA, 2019). La toxicité relative des composants des $PM_{2,5}$ liés à la circulation automobile par rapport aux autres composants est inconnue, tant en termes de direction que d'ampleur. En outre, les mêmes RCR ont été appliquées à toutes les DR et n'ont pas pris en compte les différences entre les groupes de la population, à l'exception de l'âge. Il est possible que certains groupes de la population soient plus ou moins susceptibles aux effets néfastes sur la santé que d'autres après une exposition à la pollution atmosphérique (Barry et coll., 2019; Stieb et coll., 2019). Les données et les analyses permettant d'élaborer des RCR rajustées en fonction de la population pour l'ensemble du Canada n'étaient toutefois pas disponibles.

Les estimations des impacts en termes de mortalité associés à des concentrations de polluants atmosphériques inférieures aux concentrations observées dans les études épidémiologiques sont plus incertaines, en raison d'une confiance moindre dans la forme de la RCR dans cette plage d'exposition (Evans, 2016). On peut donc se demander si un changement de concentration a les mêmes répercussions pour les populations résidant dans des milieux plus pollués (p. ex. des secteurs non conformes) que pour les populations vivant dans des régions intactes. Par exemple, des relations supralinéaires entre l'exposition à la pollution atmosphérique et les effets sur la santé ont été signalées, notamment pour le Canada (Burnett et coll., 2018; Pinault et coll., 2017). Une association de forme supralinéaire indique des risques supplémentaires plus élevés dans la plage de pollution atmosphérique la plus basse. On s'attend à ce qu'une grande partie de la population canadienne soit exposée à des concentrations de pollution atmosphérique se situant dans la plage inférieure des expositions (p. ex. moins de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les $PM_{2,5}$). La version 3.0 de l'OEBCA comprend une RCR caractérisée par des formes supralinéaires, mais elle n'a pas été utilisée pour la présente analyse. L'incertitude associée aux faibles concentrations de polluants, qui est très pertinente au Canada, pourrait biaiser les estimations (faible ampleur, dans les deux sens). Néanmoins, l'approche utilisée dans l'OEBCA reposant sur des RCR linéaires, appuyée par des données scientifiques, est jugée digne de confiance.

Dans l'ensemble, les incertitudes associées aux RCR utilisées dans la présente évaluation entraînent probablement une sous-estimation des impacts sur la santé de la population du Canada.

4.3.3.2. Résolution géographique et temporelle des estimations du fardeau sanitaire

Les résultats de l'OEBCA sont considérés comme des représentations valables des impacts régionaux au niveau de la population (résultats générés pour les DR et dont la moyenne est calculée pour des régions géographiques plus grandes). Cependant, les résultats exprimés en nombre d'incidences sur la santé peuvent être trompeurs lorsqu'ils sont interprétés sur une base par habitant. La correspondance spatiale potentielle entre une exposition élevée et des populations sensibles (p. ex. des ménages à faible revenu résidant près de routes très fréquentées) dans des villes peut également biaiser davantage les estimations. Ces éléments appuient l'idée selon laquelle les résultats de l'OEBCA pour le dénombrement des impacts sanitaires peuvent être considérés comme des représentations valables du fardeau sanitaire moyen de la population uniquement.

Il est important de prendre en considération le fait que, à l'exception de la mortalité prématurée toutes causes confondues associée à l'exposition à long terme aux $PM_{2,5}$, les RCR de l'OEBCA sont issues d'études épidémiologiques qui ont évalué les effets sur la santé de la population à partir de

données de surveillance recueillies dans des lieux centraux. Les études épidémiologiques pour ces RCR n'ont pas utilisé de données d'exposition à haute résolution, et les études épidémiologiques basées sur des estimations d'exposition à haute résolution n'étaient pas facilement accessibles. En revanche, des études épidémiologiques récentes ont eu recours à des estimations des concentrations ambiantes annuelles mieux définies spatialement pour analyser les effets sur la santé de la population (Crouse et coll., 2012, 2015; Pinault et coll., 2017; Stieb et coll., 2019). La capacité d'obtenir des surfaces d'exposition à plus haute résolution et de les combiner avec des données détaillées sur la santé de la population peut permettre une meilleure détection des associations entre la pollution atmosphérique et les effets sur la santé par rapport aux estimations de l'exposition basées sur les données de lieux centraux, en particulier pour la PACA (Brauer et coll., 2019; Chen et coll., 2020; Dionisio et coll., 2013; Özkaynak et coll., 2013; Sarnat et coll., 2013). L'objectif des approches améliorées est de réduire l'erreur d'exposition et le biais qui en résulte afin d'offrir plus de puissance pour détecter des associations épidémiologiques d'intérêt potentielles (Baxter et coll., 2013). La capacité d'améliorer les évaluations de l'exposition dans les études épidémiologiques futures sur la pollution atmosphérique permettra de réduire l'incertitude des évaluations du risque sanitaire de la pollution ambiante (Sarnat et coll., 2013). Cette nouvelle capacité mènera aussi à des analyses plus détaillées de l'influence de la résolution de la grille du modèle sur les impacts sanitaires dans la population. À mesure que des analyses supplémentaires évaluant l'exposition de la population à l'aide d'autres méthodes d'estimation à différents endroits géographiques et à différentes échelles temporelles seront effectuées, notamment au Canada, les estimations régionales et nationales des impacts sanitaires pourront s'améliorer.

Les estimations de l'exposition modélisées avec le modèle GEM-MACH étaient également basées sur des moyennes annuelles (et sur une moyenne estivale pour l'O₃) et ne tenaient pas compte des variations temporelles à court terme (p. ex. quotidiennes et hebdomadaires) des concentrations ambiantes de polluants. Par exemple, l'utilisation de moyennes annuelles peut entraîner une sous-estimation des épisodes de forte exposition, comme la conduite quotidienne dans les embouteillages (Evans et coll., 2019). Les variables temporelles non prises en compte ont probablement influencé les estimations des risques de façon minimale, mais la direction et l'ampleur du biais sont incertaines.

CHAPITRE 5:

CONCLUSION

La présente analyse avait pour objectif d'estimer les impacts sur la santé de la population et les coûts socioéconomiques associés à l'exposition à la PACA au Canada en 2015, où la PACA correspond aux émissions canadiennes des véhicules routiers.

Santé Canada a collaboré avec ECCC pour dresser un inventaire des émissions, effectuer des simulations de modélisation de la qualité de l'air à l'échelle nationale et estimer l'augmentation de la pollution atmosphérique associée aux émissions des véhicules routiers canadiens (véhicules routiers dans l'IEPA du Canada). L'inventaire des émissions répertorie les rejets de tous les secteurs et les principaux polluants atmosphériques, y compris le CO, le NH₃, les NO_x, les PM_{2,5}, les PM₁₀, le SO₂ et les COV. Parmi ceux-ci figuraient des polluants primaires préoccupants (p. ex. les NO_x et les PM_{2,5}) et des polluants qui contribuent à la formation de polluants secondaires (p. ex. le NH₃ et les COV). Les concentrations de polluants atmosphériques ont été modélisées pour les PM_{2,5}, l'O₃, le NO₂ et le SO₂ avec le modèle de transport chimique GEM-MACH, et elles ont été utilisées dans l'outil informatique OEBOA de Santé Canada pour estimer le fardeau et les coûts sanitaires de la PACA au niveau des DR. L'analyse sanitaire a porté principalement sur trois polluants atmosphériques : les PM_{2,5}, l'O₃ et le NO₂.

L'inventaire des émissions canadiennes de 2015 a montré qu'en moyenne, les véhicules routiers contribuaient à 28 % des émissions totales de CO, à 21 % des émissions totales de NO_x et à 7 % des émissions totales de COV au Canada. Les contributions aux émissions totales de PM_{2,5} et de SO₂ étaient inférieures à 1 %. Les données relatives aux émissions des véhicules routiers concordent généralement avec celles des analyses canadiennes précédentes pour les parcs de véhicules routiers à essence et au diesel, également pour l'année 2015.

Les concentrations moyennes annuelles de polluants dans l'air ambiant et les contributions des émissions des véhicules routiers canadiens ont été modélisées pour les PM_{2,5}, l'O₃ (maximum quotidien sur une heure), le NO₂ et le SO₂. Les moyennes estivales des concentrations quotidiennes maximales sur une heure ont également été modélisées pour l'O₃. Les concentrations de référence moyennes canadiennes (pondérées en fonction de la population) étaient de 5,3 µg/m³ pour les PM_{2,5}, de 5,1 ppbv pour le NO₂, de 40,0 ppbv pour l'O₃ estival, de 36,4 ppbv pour l'O₃ annuel et de 0,7 ppbv pour le SO₂. Les contributions moyennes nationales pondérées en fonction de la population des émissions des véhicules routiers canadiens étaient les suivantes :

- 0,37 µg/m³, ou 7,0 % de la moyenne annuelle des PM_{2,5};
- 1,95 ppbv, ou 38 % de la moyenne annuelle de NO₂;
- 0,93 ppbv, ou 2,3 % de la moyenne estivale de l'O₃ quotidien maximum sur une heure;
- 0,10 ppbv, ou 0,3 % de la moyenne annuelle de l'O₃ quotidien maximum sur une heure;
- 0,01 ppbv, ou 1,5 % de la moyenne annuelle de SO₂.

Des concentrations de référence et des contributions des émissions des véhicules routiers canadiens plus élevées ont généralement été obtenues par modélisation pour les provinces peuplées comme la Colombie-Britannique, l'Alberta, l'Ontario et le Québec, ainsi que pour les grands centres urbains, ce qui comprend les DR correspondant à Vancouver, à Calgary, à Edmonton, à Toronto et à Montréal. Ces résultats concordent avec ceux d'analyses canadiennes précédentes de la pollution atmosphérique pour les parcs de véhicules routiers à essence et au diesel.

Selon l'analyse du fardeau sanitaire, la PACA provenant de sources canadiennes a été associée à 1 200 décès prématurés au Canada en 2015. Il a été estimé que les $PM_{2,5}$ ont contribué à 800 décès prématurés, les NO_2 à 340 décès prématurés et l' O_3 à 85 décès prématurés. Les impacts sanitaires non mortels comprenaient 2,7 millions de jours avec symptômes respiratoires aigus, 1,1 million de jours d'activité restreinte et 210 000 jours avec symptômes d'asthme par année. La valeur monétaire annuelle totale du fardeau sanitaire a été estimée à 9,5 milliards de dollars (\$ CA 2015), dont 9 milliards sont associés aux décès prématurés. Des impacts sanitaires plus importants ont été estimés dans les provinces et les DR les plus peuplées. Par exemple, 500 décès prématurés ont été estimés en Ontario, 410 au Québec, 170 en Colombie-Britannique et 82 en Alberta. Au niveau des DR, 170 décès prématurés ont été estimés à Toronto, 150 à Montréal, 110 à Vancouver et 43 à Peel (Ontario). Une modélisation supplémentaire a montré que le parc de véhicules légers a contribué à environ 37 % des décès prématurés, tandis que le parc de véhicules lourds a contribué à environ 63 % des décès prématurés.

La présente évaluation des impacts sanitaires dépend sur les meilleurs outils et les meilleures données disponibles en matière de modélisation de la qualité de l'air et de la santé pour le Canada, mais il y avait quand même des limites et des incertitudes. Des incertitudes liées à la modélisation des émissions, aux concentrations de polluants dans l'air ambiant et aux impacts sanitaires provenaient de diverses sources, notamment : de la disponibilité et de la qualité des données canadiennes sur les parcs de véhicules et les facteurs d'émissions des véhicules; des algorithmes représentant le transport et la transformation atmosphériques; et des données sur la santé à l'appui de la sélection et de l'utilisation de RCR adaptées à la population canadienne. Par exemple, les concentrations de polluants dans l'air ambiant n'étaient disponibles que pour les $PM_{2,5}$, l' O_3 , le NO_2 et le SO_2 , et les estimations des impacts sur la santé ont été incluses pour un nombre limité d'effets néfastes sur la santé associés à l'exposition à ces polluants. De plus, la présente analyse a fourni une évaluation régionale du fardeau sanitaire, plutôt qu'une évaluation des risques locaux pour les communautés situées à proximité des sources de PACA, comme les routes très fréquentées. Les DR représentent une résolution raisonnable pour une évaluation nationale, mais elles ne rendent pas compte des conditions locales ou microenvironnementales où les contributions de la PACA aux concentrations ambiantes peuvent être plus élevées et peuvent même représenter le principal déterminant de la pollution atmosphérique. Dans l'ensemble, il est prévu que les incertitudes de la présente évaluation entraînent probablement une sous-estimation des impacts sanitaires. Les valeurs indiquées ici représentent possiblement une estimation de la fourchette inférieure.

Les estimations de la pollution atmosphérique et du fardeau sanitaire sont fondées sur un cadre de modélisation conçu pour l'analyse des secteurs, dont les véhicules routiers. Les prévisions modélisées pour l'année 2015 ont été faites à l'aide d'outils, de données et de suppositions précis et validés. Elles peuvent différer de celles d'autres analyses effectuées par le gouvernement du Canada ou par des organismes de recherche en santé. L'interprétation des résultats tient compte des considérations et des limites méthodologiques de manière à contextualiser les résultats actuels dans l'ensemble de la littérature sur la santé et la pollution atmosphérique.

La présente analyse nous aide à comprendre les risques sanitaires liés à l'exposition à la PACA au Canada. Elle fournit une mise à jour de publications précédentes de Santé Canada, en plus de compléter des activités récentes et en cours de Santé Canada sur la PACA. Ces activités comprennent des évaluations des risques visant à déterminer la relation entre l'exposition à la PACA et le risque d'effets néfastes sur la santé au moyen d'une approche du poids de la preuve (p. ex. Santé Canada, 2020). Les résultats d'évaluation des risques peuvent fournir les données probantes nécessaires pour intégrer d'autres effets sanitaires dans les analyses d'impacts sanitaires et améliorer les évaluations futures. Santé Canada effectue également une évaluation de l'exposition à la PACA au Canada en se fondant sur une revue de la littérature et une analyse de la proximité de la population par rapport aux routes. Ensemble, ces évaluations de Santé Canada sur les risques pour la santé, le fardeau sanitaire pour la population et les expositions associées à la PACA au Canada ont pour objet de fournir une évaluation nationale exhaustive.

De plus, Santé Canada étudie actuellement les impacts sur la qualité de l'air et la santé de plusieurs secteurs au Canada en s'appuyant sur le même cadre de modélisation, les mêmes outils et les mêmes ensembles de données que ceux utilisés dans la présente analyse. L'uniformité des simulations permettra de comparer, à l'échelle nationale et régionale, les impacts sanitaires de la pollution atmosphérique des différents secteurs. Cette information sur le fardeau sanitaire pour la population sera utile aux intervenants provinciaux, territoriaux et régionaux, comme les gestionnaires de zones atmosphériques³², et favorisera l'élaboration de stratégies de gestion de la qualité de l'air efficaces et efficaces.

³² Conseil canadien des ministres de l'environnement, Système de gestion de la qualité de l'air, www.ccme.ca/fr/resources/air/index.html

RÉFÉRENCES

Arunachalam S; Wang B; Davis N; Baek BH; Levy JI (2011). Effect of chemistry-transport model scale and resolution on population exposure to PM_{2.5} from aircraft emissions during landing and takeoff. *Atmos Environ* 45: 3294–3300.

Barry V; Klein M; Winquist A; Chang HH; Mulholland JA; Talbott EO; Rager JR; Tolbert PE; Sarnat SE (2018). Characterization of the concentration-response curve for ambient ozone and acute respiratory morbidity in 5 cities. *J Expos Sci Environ Epidemiol* 29: 267–277.

Baxter LK; Dionisio KL; Burke J; Sarnat SE; Sarnat JA; Hodas N; Rich DQ; Turpin BJ; Jones RR; Mannshardt E; Kumar N; Beevers SD; Özkaynak H (2013). Exposure prediction approaches used in air pollution epidemiology studies: key findings and future recommendations. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 23: 654–659.

Brauer M; Reynolds C; Hystad P (2012). Traffic-related air pollution and health: a Canadian perspective on scientific evidence and potential exposure-mitigation strategies. Vancouver (BC): University of British Columbia. 112 pp.

Brauer M; Reynolds C; Hystad P (2013). Traffic-related air pollution and health in Canada. *CMAJ* 185(18): 1557–1558.

Brauer M; Brook JR; Christidis T; Chu Y; Crouse DL; Erickson A; et al. (2019). Mortality–air pollution associations in low-exposure environments (MAPLE): Phase 1. HEI Research Report 203. Health Effects Institute, Boston, MA. 110 pp.

Brunekreef B; Beelen R; Hoek G; Schouten L; Bausch-Goldbohm S; Fischer P; Armstrong B; Hughes E; Jerrett M; van den Brandt P (2009). Effects of long-term exposure to traffic-related air pollution on respiratory and cardiovascular mortality in the Netherlands: the NLCS-AIR study. HEI Research Report 139. Health Effects Institute, Boston, MA. 106 pp.

Burnett R, Chen H, Szyszkowicz M et al. (2018). Global estimates of mortality associated with long-term exposure to outdoor fine particulate matter. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115 (38): 9592–9597.

Burr MJ; Zhang Y (2011). Source apportionment of fine particulate matter over the eastern U.S. Part II: Source apportionment simulations using CAMx/PSAT and comparisons with CMAQ source sensitivity simulations. *Atmos Pollut Res* 2: 318–336.

Chen, H; Zhang Z; van Donkelaar A; Bai L; Martin RV; Lavigne E; Kwong JC; Burnett RT (2020). Understanding the joint impacts of fine particulate matter concentration and composition on the incidence and mortality of cardiovascular disease: a component-adjusted approach. *Environ Sci Technol* 54: 4388–4399.

Chestnut LG; De Civita P (2009). Évaluation économique de la réduction des risques de mortalité : examen et recommandations aux fins d'analyse politique et réglementaire. Préparé pour le gouvernement du Canada–Projet de recherche sur les politiques. Projet du PRP–stratégie réglementaire.

Crouse DL; Peters PA; van Donkelaar A; Goldberg MS; Villeneuve PJ; Brion O; Khan S; Atari DO; Jerrett M; Pope III CA; Brauer M; Brook JR; Martin RV; Stieb D; Burnett RT (2012). Risk of nonaccidental and cardiovascular mortality in relation to long-term exposure to low concentrations of fine particulate matter: a Canadian national-level cohort study. *Environ Health Perspect* 120(5): 708–714.

Crouse DL; Peters PA; Hystad P; Brook JR; van Donkelaar A; Martin RV; Villeneuve PJ; Jerrett M; Goldberg MS; Pope CA; Brauer M; Brook RD; Robichaud A; Menard R; Burnett RT (2015). Ambient PM_{2.5}, ozone, and NO₂ exposures and associations with mortality over 16 years of follow-up in the Canadian Census Health and Environment Cohort (CanCHEC). *Environ Health Perspect* 123(11): 1180–1186.

- Demerjian KL; Mohnen VA (2008). Synopsis of the temporal variation of particulate matter composition and size. *J Air Waste Manage Assoc* 58(2): 216–233.
- Dionisio KL; Isakov V; Baxter LK; Sarnat JA; Sarnat SE; Burke J; Rosenbaum A; Graham SE; Cook R; Mulholland J; Özkaynak H (2013). Development and evaluation of alternative approaches for exposure assessment of multiple air pollutants in Atlanta, Georgia. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 23: 841–592.
- Environnement Canada; Santé Canada (2011). Canadian smog science assessment—Volume 1: Atmospheric science and environmental/economic impacts. Cat. En88-5/1-2012E-PDF. 1039 pp.
- [ECCC] Environnement et Changement climatique Canada (2015). Aperçu des données déclarées et révisées—Inventaire national des rejets de polluants (INRP) 2015. N° En81-24-F-PDF au catalogue. Accessible en ligne à l'adresse : https://publications.gc.ca/collections/collection_2016/eccc/En81-24-2014-fra.pdf.
- [ECCC] Environnement et Changement climatique Canada (2016). Indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement : émissions de polluants atmosphériques. N° En4-144/22-2016F-PDF au catalogue. Accessible en ligne à l'adresse : <http://www.ec.gc.ca/indicateurs-indicators/default.asp?lang=fr&n=E79F4C12-1>.
- Evans GJ (2016). Characterizing uncertainty in estimates of mortality risk from exposure to ambient fine particulate matter [invited commentary]. *Risk Analysis* 36(9): 1748–1750.
- Evans GJ; Audette C; Badali K; Celis V; Dabek-Zlotorszynka E; Deboz J; Ding L; Doerksen GN; Healy RM; Henderson D; Herod D; Hilker N; Jeong C-H; Johnson D; Jones K; Munoz A; Noble M; Reid K; Schiller C; Sofowote U; Su Y; Wang J; White L (2019). Near-road air pollution pilot study final report. Southern Ontario Centre for Atmospheric Aerosol Research, University of Toronto. 139 pp.
- Galarneau E; Makar PA; Zheng Q; Narayan J; Zhang J; Moran MD; Bari MA; Pathela S; Chen A; Chlumsky R (2014). PAH concentrations simulations with the AURAMS-PAH chemical transport model over Canada and the USA. *Atmos Chem Phys* 14(8): 4065–4077.
- Gentner DR; Jathar SH; Gordon TD; Bahreini R; Day DA; El Haddad I; Hayes PL; Pieber SM; Platt SM; de Gouw J; Goldstein AH; Harley RA; Jimenez JL; Prévôt ASH; Robinson AL (2017). Review of urban secondary organic aerosol formation from gasoline and diesel motor vehicle emissions. *Environ Sci Technol* 51: 1074–1093.
- Grewe V; Dahlmann K; Matthes S; Steinbrecht W (2012). Attributing ozone to NO_x emissions: implications for climate mitigation measures. *Atmos Environ* 59: 102–107.
- Hill AB (1965). The environment and disease: association or causation? *Proc R Soc Med* 58(5): 295–300.
- Hu S; Fruin S; Kozawa K; Mara S; Paulson SE; Winer AM (2009). A wide area of air pollutant impact of a freeway during pre-sunrise hours. *Atmos Environ* 43: 2541–2549.
- [IHME and HEI] Institute for Health Metrics and Evaluation and Health Effects Institute (2019). State of Global Air/2019. Institute for Health Metrics and Evaluation, and Health Effects Institute. www.stateofglobalair.org/
- Isakov V; Irwin JS; Ching J (2007). Using CMAQ for exposure modeling and characterizing the subgrid variability for exposure estimates. *J Appl Meteorol Climatol* 46: 1354–1371.
- Jhun I; Coull BA; Zanobetti A; Koutrakis (2015). The impact of nitrogen oxides concentration decreases on ozone trends in the USA. *Air Qual Atmos Health* 8(3): 283–292.
- Judek S; Stieb D; Xi G; Jovic B; Edwards B (2019). Air Quality Benefits Assessment Tool (AQBAT)—User Guide—Version 3. Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Health Canada. 205 pp.
- Koo B; Wilson GM; Morris RE; Dunker AM; Yarwood (2009). Comparison of source apportionment and sensitivity analysis in a particulate matter air quality model. *Environ Sci Technol* 43: 6669–6675.

- Levy JI; Diez D; Dou Y; Barr CD; Dominici F (2012). A meta-analysis and multisite time-series analysis of the differential toxicity of major fine particulate matter constituents. *Epidemiology* 175:1091–1099.
- Liu C; Chen R; Gasparri A; et al. (2019). Ambient particulate air pollution and daily mortality in 652 cities. *New Engl J Medicine* 381(8): 705–715.
- Lu Q; Murphy BN; Qin M; Adams PJ; Zhao Y; Pye HOT; Efstathiou C; Allen C; Robinson AL (2020). Simulation of organic aerosol formation during the CalNex study: updated mobile emissions and secondary organic aerosol parameterization for intermediate-volatility. *Atmos Chem Phys* 20: 4313–4332.
- Makar PA; Gong W; Milbrandt J et al. (2014a). Feedbacks between air pollution and weather, part 1: effects on weather. *Atmos Environ* 115: 442–469.
- Makar PA; Gong W; Hogrefe C et al. (2014b). Feedbacks between air pollution and weather, part 2: effects on chemistry. *Atmos Environ* 115: 499–526.
- Makar P; Akingunola A; Aherne J; Cole A; Aklilu Y; Zhang J; Wong I; Hayden K; Li S; Kirk J; Scott K; Moran M; Robichaud A; Cathcart H; Baratzedah P; Pabla B; Cheung P; Zheng Q; Jeffries DS (2018). Estimates of exceedances of critical loads for acidifying deposition in Alberta and Saskatchewan. *Atmos Chem Phys* 18: 9897–9927.
- Matz C; Stieb D; Egyed M; Brion O; Johnson M (2018). Evaluation of daily time spent in transportation and traffic-influenced microenvironment by urban Canadians. *Air Quality Atmos & Health* 11: 209–220.
- Meng J; Martin RV; Li C; van Donkelaar A; Tzompa-Soa ZA; Yue X; Weagle CL; Burnett RT (2019). Source contributions to ambient fine particulate matter for Canada. *Environ Sci Technol* 53(17): 10269–10278.
- Moran MD; Ménard S; Talbot D; Huang P; Makar PA; Gong W; Landry H; Gravel S; Gong S; Crevier L-P; Kallaur A; Sassi M (2010). Particulate-matter forecasting with GEM-MACH15, a new Canadian air-quality forecast model. *Air pollution modelling and its application XX*, edited by Steyn DG and Rao, ST, Springer, Dordrecht. pp. 289–292.
- [OMS] Organisation mondiale de la santé (2008). Part 1: Guidance document on characterizing and communicating uncertainty in exposure assessment—harmonization project document No. 6. Published under joint sponsorship of the World Health Organization, the International Labour Organization and the United Nations Environment Programme. WHO Press: Genève, Suisse. Accessible en ligne à l'adresse : www.who.int/ipcs/methods/harmonization/areas/uncertainty%20.pdf.
- [OMS] Organisation mondiale de la santé (2016). Ambient air pollution: a global assessment of exposure and burden of disease. Genève, Suisse. Accessible en ligne à l'adresse : www.who.int/phe/publications/air-pollution-global-assessment/en/.
- Özkaynak H; Baxter LK; Dionisio KL; Burke J (2013). Air pollution exposure prediction approaches used in air pollution epidemiology studies. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 23: 566–572.
- Pinault LL; Weichenthal S; Crouse DL; Brauer M; Erickson A; van Donkelaar A; Martin RV; Hystad P; Chen H; Finès P; Brook JR; Tjepkema M; Burnett RT (2017). Associations between fine particulate matter and mortality in the 2001 Canadian Census Health and Environment Cohort. *Environmental Research* 159: 406–415.
- Queen A; Zhang Y (2008). Examining the sensitivity of MM5-CMAQ predictions to explicit microphysics schemes and horizontal grid resolutions, Part III—The impact of horizontal grid resolution. *Atmos Environ* 42: 3869–3881.
- [RNC] Ressources naturelles Canada (2016). L'état des forêts au Canada : rapport annuel 2016. Gouvernement du Canada. N° Fo1-6F-PDF au catalogue. 73 p.
- Samaali M; Bouchet VS; Moran MD; Sassi M (2011). Application of a tagged-species method to source apportionment of primary PM_{2.5} components in a regional air quality model. *Atmos Environ* 45(23): 3835–3847.

Santé Canada (2013). Évaluation scientifique canadienne du smog—Volume 2 : effets sur la santé. Division des effets de la pollution de l'air sur la santé. N° En88-5/2-2013F-PDF au catalogue. 656 p.

Santé Canada (2016a). Évaluation des risques pour la santé humaine des gaz d'échappement des moteurs diesel. Direction de la sécurité des milieux, Section de l'évaluation des carburants, Santé Canada. Rapport H129-60/2016F-PDF. 45 p. Accessible en ligne à l'adresse : <https://publications.gc.ca/site/fra/9.810908/publication.html>.

Santé Canada (2016b). Évaluation des risques pour la santé humaine du dioxyde de soufre. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction de la sécurité des milieux. N° H144-29/2016F-PDF au catalogue. 181 p. Accessible en ligne à l'adresse : <https://publications.gc.ca/site/fra/9.810075/publication.html>.

Santé Canada (2016c). Évaluation des risques pour la santé humaine du dioxyde d'azote ambiant. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction de la sécurité des milieux. N° H144-31/2016F-PDF au catalogue. 320 p. Accessible en ligne à l'adresse : <https://publications.gc.ca/site/fra/9.816721/publication.html>.

Santé Canada (2017). Évaluation des risques pour la santé humaine des gaz d'échappement des moteurs à essence. Direction de la sécurité des milieux, Section de l'évaluation des carburants, Santé Canada. Rapport H144-52/2017F-PDF. 100 p. Accessible en ligne à l'adresse : <https://publications.gc.ca/site/fra/9.846462/publication.html>.

Santé Canada (2019). Les impacts sur la santé de la pollution de l'air au Canada : estimation de la morbidité et des décès prématurés—rapport 2019. Gouvernement du Canada. N° H144-51/2019F-PDF au catalogue. 27 p.

Santé Canada (2020). Pollution atmosphérique liée à la circulation automobile : asthme, allergies et fonction pulmonaire. Gouvernement du Canada. N° H144-70/2020F-PDF au catalogue. 85 p.

Santé Canada (2021). Les impacts sur la santé de la pollution de l'air au Canada : estimation des décès prématurés et des effets non mortels—rapport 2021. Gouvernement du Canada. N° H144-51/2021F-PDF au catalogue. 62 p.

Sarnat SE; Sarnat JA; Mulholland J; Isakov V; Özkaynak H; Chang HH; Klein M; Tolbert PE (2013). Application of alternative spatiotemporal metrics of ambient air pollution exposure in a time-series epidemiological study in Atlanta. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 23: 593–605.

Sassi M; Cousineau S; Duhamel A; Ménard S; Racine J; Zaganescu C; Mashayekhi R (2016). The 2013 Canadian air quality modelling platform and the base future cases used for policy regulations. 15th Annual CMAS Conference, Chapel Hill, NC, October 2016. Accessible en ligne à l'adresse : www.cmascenter.org/conference/2016/abstracts/sassi_2013_canadian_2016.pdf.

Shin HH; Cohen A; Pope CA III; Ezzati M; Lim SS; Hubbell B; Burnett RT (2013). Critical issues in combining disparate sources of information to estimate the global burden of disease attributable to ambient fine particulate matter exposure. Presented at Methods for Research Synthesis: A Cross-Disciplinary Workshop, October 2, 2013, Harvard Center for Risk Analysis, Cambridge, MA. 24 pp.

Statistique Canada (annuelle). Tableau 18-10-0005-01—Indice des prix à la consommation, moyenne annuelle, non désaisonnalisé. Accessible en ligne à l'adresse : www150.statcan.gc.ca/t1/tb1/fr/tv.action?pid=1810000501&request_locale=fr.

Stieb DM; Judek S; van Donkelaar A; Martin RV; Brand K; Shin HH; Burnett RT; Smith-Doiron MH (2015). Estimated public health impacts of changes in concentrations of fine particle air pollution in Canada, 2000 to 2011. *Can J Public Health* 106(6): e362–8.

Stieb DM; Yao J; Henderson SB; Pinault L; Smith-Doiron MH; Robichaud A; von Donkelaar A; Martin RV; Ménard R; Brook JR (2019). Variability in ambient ozone and fine particle concentrations and population susceptibility among Canadian health regions. *Can J Public Health*. Accessible en ligne à l'adresse : <https://doi.org/10.17269/s41997-018-0169-8>.

Stroud CA; Makar PA; Moran MD; Gong W; Gong S; Zhang J; Hayden K; Mihele C; Brook JR; Abbatt JPD; Slowik JG (2011). Impact of model grid spacing on regional- and urban-scale air quality predictions of organic aerosol. *Atmos Chem Phys* 11: 3107–3118.

Tessum CW; Marshall JD; Hill JD (2012). A spatially and temporally explicit life cycle inventory of air pollutants from gasoline and ethanol in the United States. *Environ Sci Technol* 46: 11408–11417.

Thakrar SK; Balasubramanian S; Adams PJ; Azevedo IML; Muller NZ; Pandis SN; Polasky S; Pope CA; Robinson AL; Apte JS; Tessum CW; Marshall JD; Hill JD (2020). Reducing mortality from air pollution in the United States by targeting specific emission sources. *Environ Sci Technol Letters* 7(9): 639–645.

[US EPA] United States Environmental Protection Agency (2012). Regulatory impact analysis for the proposed revision to the National Ambient Air Quality Standards for particulate matter. Office of Air Quality Planning and Standards, US Environmental Protection Agency. Research Triangle Park, NC. EPA-452/R-12-003. 522 pp.

[US EPA] United States Environmental Protection Agency (2019). Integrated science assessment for particulate matter. Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency. Research Triangle Park, NC. EPA/600/R-19/188. 1967 pp.

Wahid SMS (2018). Automotive brake wear: a review. *Environ Sci Pollut Res* 25: 174–180.

Whaley C; Makar PA; Shephard MW; Zhang L; Zhang J; Zheng Q; Akingunola A; Wentworth GR; Murphy JG; Kharol SK; Cady-Pereira KE (2018). Contributions of natural and anthropogenic sources to ambient ammonia in the Athabasca Oil Sands and north-western Canada. *Atmos Chem Phys* 18: 2011–2034.

Whaley CH; Galarneau E; Makar PA; Moran MD; Zhang J (2020). How much does traffic contribute to benzene and polycyclic aromatic hydrocarbon air pollution? Results from a high-resolution North American air quality model centred on Toronto, Canada. *Atmos Chem Phys* 20: 2911–2925.

Zhang J; Moran MD; Zheng Q; Makar PA; Baratzadeh P; Marson G; Liu P; Li M-M (2018). Emission preparation and analysis for multiscale air quality modeling over the Athabasca Oil Sands Region of Alberta, Canada. *Atmos Chem Phys* 18: 10459–10481.

Zhang Y; Wang W; Wu S-Y; Wang K; Minoura H; Wang Z (2014). Impacts of updated emission inventories on source apportionment of fine particle and ozone over the southeastern U.S. *Atmos Environ* 88: 133–154.

Zhu Y; Kuhn T; Mayo P; Hinds WC (2006). Comparison of daytime and nighttime concentration profiles and size distributions of ultrafine particles near a major highway. *Environ Sci Technol* 40: 2531–2536.

ANNEXES

ANNEXE A: RENSEIGNEMENTS MÉTHODOLOGIQUES SUPPLÉMENTAIRES – GEM-MACH ET L’OEBQA

La Section de réponses aux enjeux en qualité de l’air (REQA) d’Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) a élaboré une plateforme complète de modélisation pour les politiques sur la qualité de l’air. La plateforme permet de réaliser des simulations de la qualité de l’air fiables, traçables, reproductibles et normalisées. Elle comprend trois principaux éléments de modélisation qui sont systématiquement effectués :

- Modélisation des émissions;
- Modélisation de la qualité de l’air à l’aide du modèle GEM-MACH (modèle global environnemental multi-échelle – modélisation de la qualité de l’air et de la chimie);
- Post-traitement des résultats du modèle GEM-MACH.

La plateforme permet d’appuyer l’élaboration de résumés d’études d’impact de la réglementation, d’effectuer des analyses coûts-bénéfices et d’évaluer les impacts sur la qualité de l’air des secteurs d’activité, ce qui comprend les sources industrielles, le transport, les émissions résidentielles et la production d’énergie. Dans le présent rapport, la plateforme a été utilisée pour caractériser la qualité de l’air et les impacts sur la santé des émissions des véhicules routiers au Canada.

A.1. Modélisation des émissions

L’élément de modélisation des émissions comprend l’élaboration d’inventaires d’émissions de polluants atmosphériques destinés à alimenter le modèle GEM-MACH. Les estimations des émissions doivent être détaillées par espèce chimique, et elles doivent être définies dans l’espace et dans le temps. Pour les analyses faites à l’aide du modèle GEM-MACH, un ensemble d’estimations d’émissions horaires, pour une année civile entière, est généré. Les émissions tant anthropiques que biogéniques sont prises en compte. Toutefois, les émissions dues aux feux de forêt sont exclues.

Émissions biogéniques

Les émissions biogéniques sont simulées à l’aide du modèle BEIS (Biogenic Emission Inventory System), version 3.09, de l’Environmental Protection Agency des États-Unis (US EPA)³³, avec des modifications apportées à la base de données BELD3 (Biogenic Emissions Landuse Database)³⁴ à l’aide de cartes provenant d’inventaires forestiers canadiens. Les émissions biogéniques sont réparties en 15 types d’utilisation des terres : cultures, agriculture mixte; feuillus caducs; conifères caducs; désert; arbres nains et arbustes; feuillus sempervirents; conifères sempervirents; prairies;

³³ Modèle BEIS (Biogenic Emission Inventory System); www.epa.gov/air-emissions-modeling/biogenic-emission-inventory-system-beis

³⁴ Base de données BELD3 (Biogenic Emissions Landuse Database, version 3); www.epa.gov/air-emissions-modeling/biogenic-emissions-landuse-database-version-3-beld3

glace; eaux intérieures; forêt mixte; océan; toundra; zones urbaines; terres humides avec plantes. Les émissions biogéniques sont traitées séparément des sources anthropiques étant donné que les données sont rarement modifiées.

Émissions anthropiques

Pour la présente analyse, l'Inventaire des émissions de polluants atmosphériques (IEPA) de 2015 a été utilisé. La Division des inventaires et des rapports sur les polluants d'ECCC a eu recours à des approches descendantes et ascendantes pour compiler cet inventaire. Les émissions de sources ponctuelles ont été compilées selon une approche ascendante basée sur les émissions des installations déclarées à l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP). Les émissions de sources mobiles et étendues ont été principalement compilées selon une approche descendante basée sur des données d'activité et des facteurs d'émissions propres à la source. La base de données d'inventaire a ensuite fait l'objet d'un traitement supplémentaire par la REQA d'ECCC à l'aide de requêtes dans ACCESS pour générer des fichiers d'inventaire dans un format (FF10) compatible avec le système de modélisation des émissions SMOKE (Sparse Matrix Operator Kernel Emissions), version 3.7. Ces fichiers sont définis comme étant le scénario de référence canadien de 2015.

SMOKE est un système de traitement des émissions qui utilise des valeurs de substitution spatiales et des profils de répartition temporelle pour désagréger les émissions dans le temps et dans l'espace. SMOKE crée des émissions horaires, par espèce chimique et distribuées sur une grille, qui peuvent ensuite être utilisées pour alimenter le modèle GEM-MACH³⁵. Les données de sortie de SMOKE sont regroupées dans des fichiers d'émissions de sources étendues (p. ex. émissions mobiles et émissions de poussière) et de sources ponctuelles (p. ex. émissions de cheminées industrielles)³⁶. Par exemple, les sources ponctuelles comprennent les installations dont la cheminée a une hauteur supérieure à 15 mètres pour les sources canadiennes et supérieure à 30 mètres pour les sources américaines et mexicaines. Les émissions de sources ponctuelles sont attribuées sur la base de leurs coordonnées géographiques (latitude et longitude), et le système tient compte de la hauteur et du diamètre de la cheminée, ainsi que de la vitesse et de la température d'éjection. Ces renseignements permettent au modèle GEM-MACH de calculer l'élévation et l'étendue du panache. SMOKE transforme également les espèces polluantes du modèle, comme le CO, les NO_x, les COV, les PM₁₀ et le SO₂, en espèces chimiques utilisées par le mécanisme chimique du modèle ADOM-II (Acid Deposition and Oxidant Model) dans le modèle GEM-MACH. Les espèces chimiques comprennent des matières organiques, des variétés de particules et des substances toxiques. Les valeurs de substitution temporelles pour le Canada, les États-Unis et le nord du Mexique suivent généralement les profils par défaut de SMOKE. Certains ajustements ont été apportés aux valeurs de substitution temporelles canadiennes, comme celles pour le chauffage résidentiel au bois et la poussière des routes.

Les données de SMOKE font ensuite l'objet d'un traitement supplémentaire par des scripts KornShell et Tool Command Language pour qu'elles soient conformes au format binaire interne pris en charge par le modèle GEM-MACH. À des fins de reproductibilité, de traçabilité et de documentation, tous les passages de SMOKE sont sauvegardés et gérés dans Git, un système de contrôle des versions

³⁵ Community Modeling and Analysis System (CMAS), SMOKE; www.cmascenter.org/help/documentation.cfm

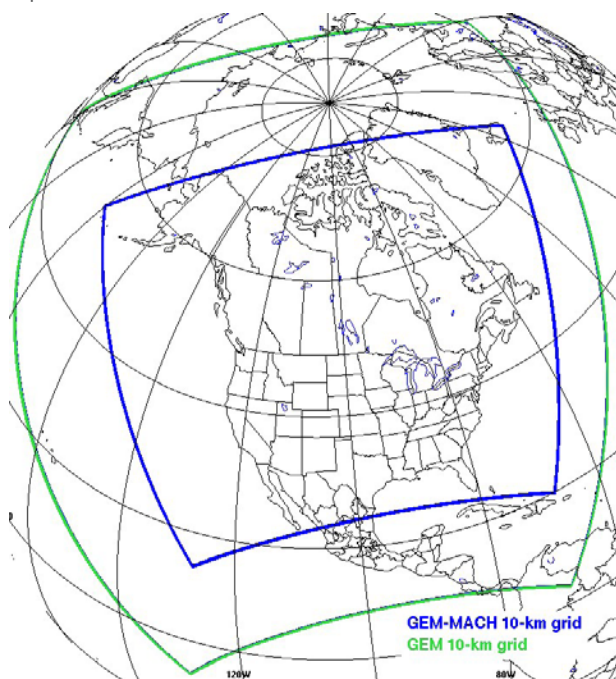
³⁶ Un traitement supplémentaire des données de sortie de SMOKE a été effectué pour redistribuer certaines sources ponctuelles. Par exemple, l'agriculture, les atterrissages et les décollages dans les aéroports, et les sources industrielles avec peu ou pas d'émissions de cheminée, qui sont considérées comme des émissions ponctuelles dans SMOKE, ont été définies comme des sources étendues dans le post-traitement.

distribué, et GitLab, un outil Web de cycle de vie DevOps (c.-à-d. un ensemble de pratiques combinant le développement de logiciels et les opérations informatiques). Différentes analyses d'assurance et de contrôle de la qualité sont effectuées pendant la modélisation des émissions anthropiques pour vérifier que les émissions du modèle GEM-MACH correspondent aux valeurs de l'inventaire et que les émissions sont bien réparties. Ces analyses comprennent des statistiques et des cartes montrant la répartition spatiale des émissions.

A.2. Modélisation à l'aide du modèle GEM-MACH

GEM-MACH est un modèle de transport chimique en ligne. Il est intégré au modèle global environnemental multi-échelle (GEM) de prévision météorologique d'ECCC. La figure A1 de l'annexe A montre à la fois le domaine du modèle GEM (1108 × 1082 cellules de grille) et le domaine du modèle GEM-MACH (768 × 638 cellules de grille). GEM-MACH est un modèle de couplage à sens unique : la météorologie influence la chimie, mais la chimie n'influence pas la météorologie (Gong et coll., 2015). GEM fournit les conditions atmosphériques initiales nécessaires à GEM-MACH, y compris la température, les précipitations, la couverture nuageuse, la vitesse et la direction du vent, et l'humidité. Les conditions météorologiques aux limites latérales proviennent du Système régional de prévision déterministe à une résolution de 10 km.

FIGURE A1: Domaines de grille du modèle GEM (en vert) et du modèle GEM-MACH (en bleu) utilisés pour la modélisation de la qualité de l'air (résolution de 10 km)



Les processus de qualité de l'air suivants sont représentés dans le modèle GEM-MACH (Anselmo et coll., 2010, et références dans ce document) :

- Mécanisme de chimie en phase gazeuse à l'aide du modèle ADOM-II;
- Mécanisme de chimie en phase aqueuse à l'aide du modèle ADOM;
- Mécanisme de chimie hétérogène utilisant le code de partitionnement hétérogène, HETV, basé sur les algorithmes du modèle ISORROPIA;
- Dynamique des aérosols par la sédimentation, la nucléation, la condensation, la coagulation, le gonflement, l'activation, les émissions des sels marins et le partage gaz-particules inorganiques;
- Formation d'aérosols organiques secondaires (AOS) à l'aide du rendement instantané des AOS (les AOS comprenant cinq groupes d'espèces de COV);
- Dépôt sec pour les espèces gazeuses;
- Principe de dépôt sec selon la taille et la densité des particules, la couverture terrestre et des variables météorologiques pertinentes. Ceci comprend le dépôt par transfert turbulent, la diffusion brownienne, l'impaction, l'interception, le dépôt par gravité et le rebond des particules, ainsi que la croissance des particules dans des conditions humides;
- Dépôt humide par le piégeage des gaz et des particules solubles dans les nuages et par lessivage de l'air (en fonction de la taille).

Les aérosols (c.-à-d. les particules) dans le modèle GEM-MACH sont constitués des composants chimiques suivants : le sulfate (SO_4), le nitrate (NO_3), l'ammonium (NH_4), le carbone élémentaire (CE), les aérosols organiques primaires (AOP), les AOS, le matériel crustal, le sel marin et l'eau liée aux particules. Le CE, les AOP, le matériel crustal et le sel marin correspondent aux principaux composants des particules (Gong et coll., 2015). Les particules d'aérosol sont réparties par taille en deux classes : les particules de diamètre aérodynamique inférieur à $2,5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2,5}$) et les particules de diamètre aérodynamique de $2,5$ à $10 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2,5-10}$). On suppose que les particules sont mélangées équitablement, c'est-à-dire que les composants des particules sont représentés par un matériau homogène qui correspond à la moyenne chimique et physique de tous les composants qui y contribuent (Lesins et coll., 2002). Les transferts de condensation et d'évaporation entre les classes, ainsi que les vitesses de dépôt sec sont calculés par la subdivision des deux classes en sous-classes qui rendent mieux compte des dépendances de taille (Anselmo et coll., 2010).

Le modèle GEM-MACH comprend un processeur physique et un processeur chimique.

Le processeur physique est le composant météorologique fournissant différents paramètres au processeur chimique, comme le rapport de mélange de l'eau des nuages (liquide et solide), le taux de production des précipitations (autoconversion et coalescence), le taux d'évaporation des précipitations et les flux de précipitations (liquide et solide). La microphysique des nuages réside dans le processeur physique. Le processeur chimique comprend le piégeage de la nucléation (activation des aérosols), la chimie en phase aqueuse (transfert de masse entre la phase gazeuse et la phase aqueuse, et oxydation en phase aqueuse) et l'élimination humide (y compris la conversion des nuages en pluie et le lessivage de l'air) (Gong et coll., 2015). La version du modèle GEM utilisée pour les présentes simulations était x/4.8-u1.rc5., avec la version 4.8 pour les composants dynamiques et la version 5.8 pour les composants physiques.

A.3. OEBQA : effets sanitaires et évaluation des coûts

Les effets sanitaires liés à une exposition aiguë ou chronique, les relations concentration-réponse (RCR) qui leur sont associées et les groupes de population concernés (p. ex. groupes d'âge précis) sont prédéfinis dans l'Outil d'évaluation des bénéfices de la qualité de l'air (OEBQA) et représentent des valeurs avalisées par Santé Canada provenant de la littérature scientifique en santé examinée par des pairs. Le tableau A1 présente les polluants visés par la présente analyse et leurs effets sur la santé.

On a attribué une valeur monétaire à chaque effet sanitaire, exprimée en dollars canadiens et corrigée dans le temps à partir des années de référence des études sous-jacentes en fonction de l'indice des prix à la consommation. Dans la présente analyse, l'année de devise 2015 (\$ CA 2015) a été utilisée. Les valeurs attribuées aux effets sanitaires comportent des incertitudes inhérentes, qui se reflètent par une distribution des valeurs possibles pour des paramètres correspondants (c.-à-d. que les valeurs estimées sont entrées sous forme de distribution dans l'OEBQA). Le tableau A2 présente les valeurs estimées utilisées dans le modèle, ainsi que les études dont elles sont tirées.

TABLEAU A1: RCR associées au NO₂, à l'O₃ et aux PM_{2,5} dans l'OEBQA – périodes de calcul de la moyenne et effets sanitaires connexes

Polluant ^a	Période de calcul de la moyenne	Effet sanitaire
NO ₂	24 h	Mortalité liée à une exposition aiguë ^{b, c}
O ₃	Maximum sur 1 h	Mortalité liée à une exposition aiguë ^b
O ₃ estival (de mai à septembre)	Maximum sur 1 h	Jours avec symptômes respiratoires aigus
		Jours avec symptômes d'asthme
		Mortalité de cause respiratoire liée à une exposition chronique
		Jours d'activité restreinte mineure
		Visites à l'urgence pour des problèmes respiratoires
		Hospitalisations pour des problèmes respiratoires
PM _{2,5}	24 h	Jours avec symptômes respiratoires aigus
		Cas de bronchite chronique chez les adultes
		Jours avec symptômes d'asthme
		Visites à l'urgence pour des problèmes cardiaques
		Hospitalisations pour des problèmes cardiaques
		Épisodes de bronchite aiguë chez les enfants
		Mortalité liée à une exposition chronique
		Visites à l'urgence pour des problèmes respiratoires
		Hospitalisations pour des problèmes respiratoires
Jours d'activité restreinte		

NO₂ : dioxyde d'azote; O₃ : ozone; PM_{2,5} : particules d'un diamètre inférieur ou égal à 2,5 µm

^a À moins d'avis contraire, les RCR représentent une exposition au polluant à n'importe quelle période de l'année.

^b La RCR entre la mortalité liée à une exposition aiguë et les polluants gazeux est issue d'un modèle qui comprend le CO, le NO₂, l'O₃ et le dioxyde de soufre ; il est possible que la RCR ne reflète pas précisément le risque attribuable à un polluant individuel.

^c Il est reconnu que la RCR pour la mortalité liée à une exposition aiguë au NO₂ pourrait refléter une relation causale avec le NO₂, mais il se pourrait que le NO₂ agisse à titre d'indicateur pour un composant précis de la pollution ambiante, par exemple les émissions de gaz d'échappement des véhicules.

TABLEAU A2: Valeur économique des effets sanitaires utilisés dans l’OEBOA

Effet [source]	Année de devise	Type de valeur	Forme ^a	Paramètre 1 (prob.)	Paramètre 2 (prob.)	Paramètre 3 (prob.)
Cas de bronchite chronique chez les adultes [Krupnick et Cropper, 1992; Viscusi et coll., 1991]	1996	VDP	Discrète	175 000 \$ (33 %)	266 000 \$ (34 %)	465 000 \$ (33 %)
Épisodes de bronchite aiguë chez les enfants [Krupnick et Cropper, 1989]	1996	VDP	Discrète	150 \$ (33 %)	310 \$ (34 %)	460 \$ (33 %)
Hospitalisations de personnes âgées pour des problèmes cardiaques [Stieb et coll., 2002]	1997	VDP	Normale	5 200 \$	610 \$	-
Jours avec symptômes d’asthme [Stieb et coll., 2002]	1997	VDP	Triangulaire	7 \$	28 \$	120 \$
Jours avec symptômes respiratoires aigus [Stieb et coll., 2002]	1997	VDP	Normale	13 \$	7 \$	-
Jours d’activité restreinte [Stieb et coll., 2002]	1997	VDP	Normale	48 \$	18 \$	-
Jours d’activité restreinte mineure [Stieb et coll., 2002]	1997	VDP	Normale	22 \$	9 \$	-
Mortalité [Chestnut et De Civita, 2009]	2007	VDP/SR	Discrète	3 500 000 \$ (25 %)	6 500 000 \$ (50 %)	9 500 000 \$ (25 %)
Visites à l’urgence pour des problèmes cardiaques ^b [Stieb et coll., 2002]	1997	VDP	Normale	4 400 \$	590 \$	-
Visites à l’urgence pour des problèmes respiratoires ^b [Stieb et coll., 2002]	1997	VDP	Normale	2 000 \$	210 \$	-

Adaptation de Judek et coll. (2019).

Prob. : probabilité de sélection d’une valeur pour l’analyse; SR : salaire-risque; VDP : volonté de payer.

^a Pour les valeurs représentées par une distribution de forme discrète, les paramètres 1, 2 et 3 sont les estimations faible, moyenne et élevée, respectivement. Pour une distribution normale, les paramètres 1 et 2 représentent la moyenne et l’erreur type des estimations, respectivement. Pour les valeurs à distribution triangulaire, les paramètres 1, 2 et 3 représentent la valeur minimale, la valeur la plus probable et la valeur maximale, respectivement.

^b Les visites à l’urgence pour des problèmes respiratoires et cardiaques comprennent les coûts liés à une hospitalisation subséquente selon la proportion de visites à l’urgence qui se termine en hospitalisation. On attribue une valeur de zéro aux hospitalisations afin d’éviter une double comptabilisation des coûts.

A.4. Références

Anselmo D; Moran MD; Ménard S; Talbot D; Bouchet V; Makar P; Gong W; Kallaur A; Beaulieu PA; Landry H; Huang P; Gong S (2010). A new Canadian air quality forecast model: GEM-MACH15. Paper presented at the 90th American Meteorological Society Annual Meeting .

Chestnut LG; De Civita P (2009). Évaluation économique de la réduction des risques de mortalité : examen et recommandations aux fins d’analyse politique et réglementaire. Préparé pour le gouvernement du Canada – Projet de recherche sur les politiques. Projet du PRP – stratégie réglementaire.

Gong W; Makar PA; Zhang J; Milbrandt J; Gravel S; Hayden KL; Macdonald AM; Leitch WR (2015). Modelling aerosol – cloud – meteorology interaction: a case study with a fully coupled air quality model (GEM-MACH). Atmos Environ 695 – 715.

Krupnick AJ; Cropper ML (1989). Valuing chronic morbidity damages: medical costs, labor market effects and individual valuations. Final report to Office of Policy Analysis, US Environmental Protection Agency. 269 pp.

Krupnick AJ; Cropper ML (1992). The effect of information on health risk valuations. J Risk Uncertain 5: 29 – 48.

Lesins G; Chylek P; Lohmann U (2002). A study of internal and external mixing scenarios and its effect on aerosol optical properties and direct radiative forcing. *J Geophys Res* 1007 (D10): 4094.

Stieb DM; De Civita P; Johnson FR; Manary M; Anis A; Beveridge RC; Judek S (2002). Economic evaluation of the benefits of reducing acute cardiorespiratory morbidity associated with air pollution. *Environ Health* 1: 1 – 13.

Viscusi WK; Magat WA; Huber J (1991). Pricing environmental health risks: survey assessments of risk – risk and risk – dollar trade-offs for chronic bronchitis. *J Environ Econ Manage* 21(1): 32 – 51.

ANNEXE B: ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES – RENSEIGNEMENTS, TABLEAUX ET FIGURES SUPPLÉMENTAIRES

Le tableau B1 présente les émissions de particules et de COV des véhicules routiers canadiens. Les émissions de particules se composent de trois éléments : les émissions de gaz d'échappement, les émissions des freins et les émissions des pneus. Les émissions des freins et des pneus sont également appelées « émissions dues à l'usure des pneus et des garnitures de frein » (UPGF). Les émissions de gaz d'évaporation découlent des COV présents dans le carburant qui s'évaporent du système de carburant et du moteur pendant le fonctionnement du véhicule ou lorsqu'il est stationné ou entreposé. Les émissions dues à l'UPGF et les émissions de gaz d'évaporation constituent les émissions autres que celles par combustion ou provenant des gaz d'échappement.

Selon les données de l'inventaire des émissions de 2015, les particules sont principalement rejetées dans les gaz d'échappement, suivies des émissions liées à l'usure des freins. Les données portent également à croire que les particules issues de l'usure des freins et des pneus sont généralement de plus grande taille que les particules des gaz d'échappement, comme l'indique la différence entre les rejets d'émissions basés sur la masse des PM_{10} et des $PM_{2,5}$ ³⁷. Les valeurs associées aux gaz d'échappement sont comparables pour les $PM_{2,5}$ et les PM_{10} , ce qui indique que la plupart des émissions de particules se situent dans la plage de taille des $PM_{2,5}$ (les émissions de $PM_{2,5}$ sont incluses dans les valeurs des PM_{10}). En revanche, les valeurs associées à l'usure des freins et des pneus diffèrent considérablement. On observe également que la sous-classe des véhicules lourds de classe 8 (VLO8) (p. ex. les camions de transport de marchandises) est la plus grande émettrice de particules par les gaz d'échappement parmi les classes de véhicules routiers, malgré le rapport approximatif de 40 véhicules ou camions légers immatriculés pour chaque VLO8 au Canada³⁸. Les VLO8 sont beaucoup plus grands et plus lourds que les véhicules de transport de passagers. De plus, les VLO8 sont généralement équipés de moteurs diesel qui émettent plus de particules que les moteurs à essence. Les moteurs à allumage commandé émettent généralement moins de particules que les moteurs à allumage par compression. Les émissions autres que de gaz d'échappement des segments plus petits du parc routier (c.-à-d. les camions légers et les véhicules légers) sont plus importantes que les émissions liées à l'usure des freins et des pneus des VLO8 en raison du nombre total de véhicules sur la route. Les émissions de particules autres que par les gaz d'échappement des camions légers et des véhicules légers sont également supérieures à celles provenant des processus d'échappement.

³⁷ Les émissions de $PM_{2,5}$ sont incluses dans les PM_{10} . La différence entre ces deux valeurs est équivalente à la fraction de $PM_{2,5-10}$ ou de particules grossières.

³⁸ Statistique Canada, annuelle. Immatriculations de véhicules, par type de véhicule. Tableau 23-10-0067-01. www150.statcan.gc.ca/t1/tb11/fr/tv.action?pid=2310006701

TABLEAU B1: Émissions des véhicules routiers canadiens en 2015, en tonnes – données détaillées sur les particules et les COV

Polluant	PM ₁₀			PM _{2,5}			COV	
	Échapp.	Freins	Pneus	Échapp.	Freins	Pneus	Échapp.	Évap.
Véhicules routiers	13 266	8 311	2 390	12 080	1 039	358	107 974	17 793
VLO2B et 3	3 544	418	155	3 228	52	23	14 666	780
VLO4 et 5	556	107	26	508	13	4	2 064	109
VLO6 et 7	1 127	315	57	1 033	39	9	3 506	355
VLO8	5 594	1 965	460	5 146	246	69	8 507	37
CLE	1 248	3 372	832	1 104	421	125	43 053	6 216
VLE	1 177	2 132	857	1 042	266	129	35 471	9 269
MC	21	1	3	18	0	0	707	1 028
Total	23 966			13 477			125 767	

CLE : camion léger; Échapp. : échappement; Évap. : évaporation; MC : motocyclette; VLE : véhicule léger; VLO : véhicule lourd. Certains totaux peuvent ne pas correspondre en raison de l'arrondissement.

Les valeurs du tableau B1 montrent également que les émissions de COV par les gaz d'échappement sont environ six fois supérieures aux émissions par les gaz d'évaporation. Les émissions des sous-classes montrent que le rapport entre les émissions de gaz d'échappement et les émissions de gaz d'évaporation varie considérablement d'une classe de véhicules à l'autre; elles reflètent le principal type de carburant de chaque classe. Par exemple, les plus gros véhicules lourds, surtout ceux de classe 8, sont généralement alimentés par des moteurs à compression et du carburant diesel, qui est moins volatil que l'essence. Pour les VLO8, les émissions de COV par les gaz d'échappement sont 230 fois plus élevées que les émissions par les gaz d'évaporation, tandis qu'elles sont 10 fois plus élevées que les émissions par les gaz d'évaporation pour les VLO6 et 7, qui comprennent davantage de véhicules à essence. Par ailleurs, les véhicules légers, qui fonctionnent principalement à l'essence au Canada, émettent seulement cinq fois plus de COV par les gaz d'échappement que par les gaz d'évaporation. Les motocyclettes émettent même plus de COV par les gaz d'évaporation que par les gaz d'échappement (environ 50 % de plus).

FIGURE B1: Émissions des véhicules routiers canadiens par sous-classe de véhicules en 2015, en tonnes

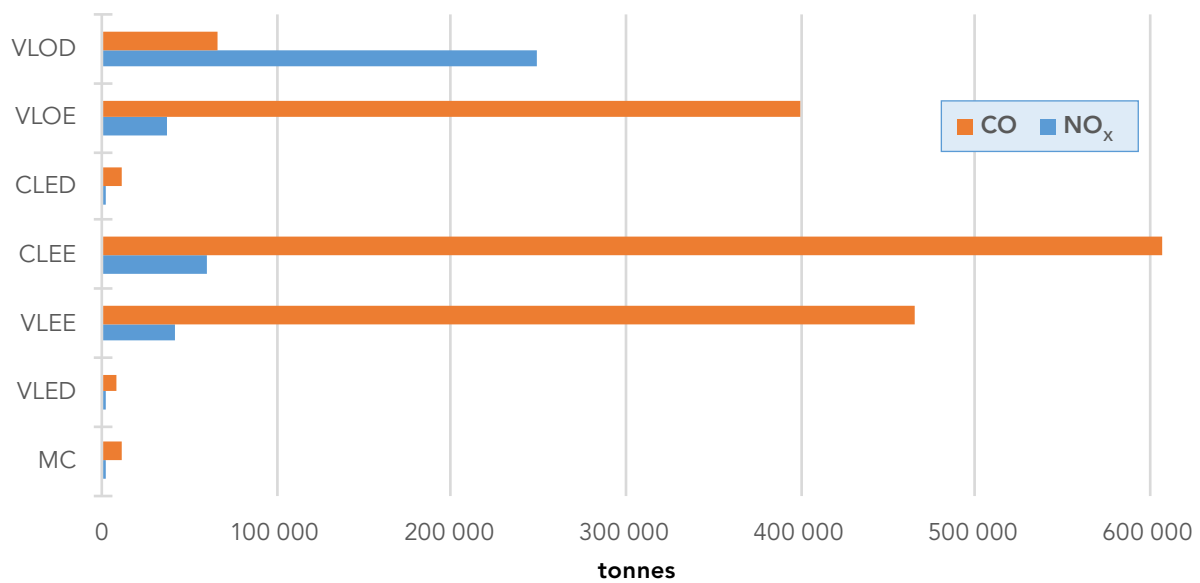
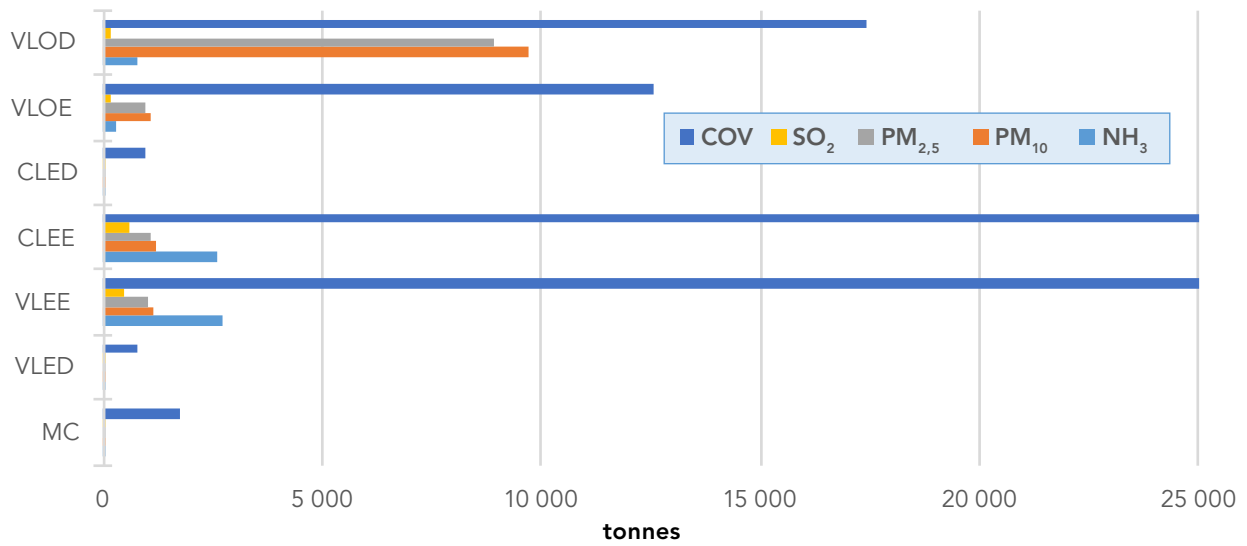


Diagramme du haut : NH₃, PM₁₀, PM_{2,5}, SO₂ et COV. Diagramme du bas : CO et NO_x.

CL0D : camion léger au diesel; CL0E : camion léger à essence; MC : motocyclette; VL0D : véhicule léger au diesel; VL0E : véhicule léger à essence; VL0D : véhicule lourd au diesel; VL0E : véhicule lourd à essence.

TABLEAU B2: Émissions des véhicules routiers pour les parcs de véhicules lourds et légers en 2015, en tonnes – valeurs provinciales, territoriales et nationales

Région et classe de véhicule ^{a,b}	CO	NH ₃	NO _x	PM ₁₀	PM _{2,5}	SO ₂	COV
Alberta	292 000	1 067	90 034	4 963	3 045	186	23 238
Lourds	114 629	304	73 959	3 526	2 528	72	7 571
Légers	171 640	763	16 075	1 437	495	115	15 667
Colombie-Britannique	253 743	816	59 643	3 058	1 878	152	21 574
Lourds	95 621	147	42 887	1 980	1 483	49	5 164
Légers	158 122	669	16 756	1 078	395	103	16 410
Manitoba	78 088	284	16 706	1 059	620	45	6 948
Lourds	23 444	41	11 602	617	458	10	1 419
Légers	56 644	244	5 103	442	162	36	5 529
Nouveau-Brunswick	33 255	141	8 714	554	309	37	2 580
Lourds	7 390	23	6 325	348	247	8	592
Légers	25 864	118	2 389	206	62	29	1 988
Terre-Neuve-et-Labrador	18 255	82	5 350	348	192	22	1 318
Lourds	4 240	16	4 197	220	156	5	382
Légers	14 016	66	1 153	128	36	18	936
Nouvelle-Écosse	34 825	154	8 618	551	288	50	2 499
Lourds	7 548	24	6 232	317	223	11	574
Légers	27 276	129	2 386	233	65	39	1 925
Territoires du Nord-Ouest	1 728	10	2 251	96	67	2	238
Lourds	1 056	8	2 195	91	64	1	171
Légers	672	2	57	5	2	0	66
Ontario	435 918	2 198	95 316	6 766	3 297	575	34 773
Lourds	89 054	271	62 784	3 247	2 251	106	6 332
Légers	346 864	1 927	32 531	3 519	1 046	469	28 441
Île-du-Prince-Édouard	8 104	31	1 931	123	76	8	621
Lourds	1 717	3	1 339	76	60	1	125
Légers	6 387	27	591	47	15	7	495
Québec	272 365	1 307	68 458	4 632	2 531	301	20 598
Lourds	60 986	175	49 900	2 709	1 985	57	4 481
Légers	211 379	1 132	18 558	1 923	546	244	16 118
Saskatchewan	141 543	389	31 375	1 797	1 162	80	11 312
Lourds	54 365	74	23 007	1 176	903	25	3 178
Légers	87 179	315	8 368	621	259	55	8 134
Yukon	812	3	429	18	12	0	68
Lourds	404	1	397	15	11	0	34
Légers	408	2	32	3	1	0	34
Canada	1 570 637	6 482	388 824	23 966	13 477	1 460	125 767

Certains totaux peuvent ne pas correspondre en raison de l'arrondissement.

^a Lourds : véhicules lourds des classes 2 à 8; légers : camions légers, véhicules légers et motocyclettes.

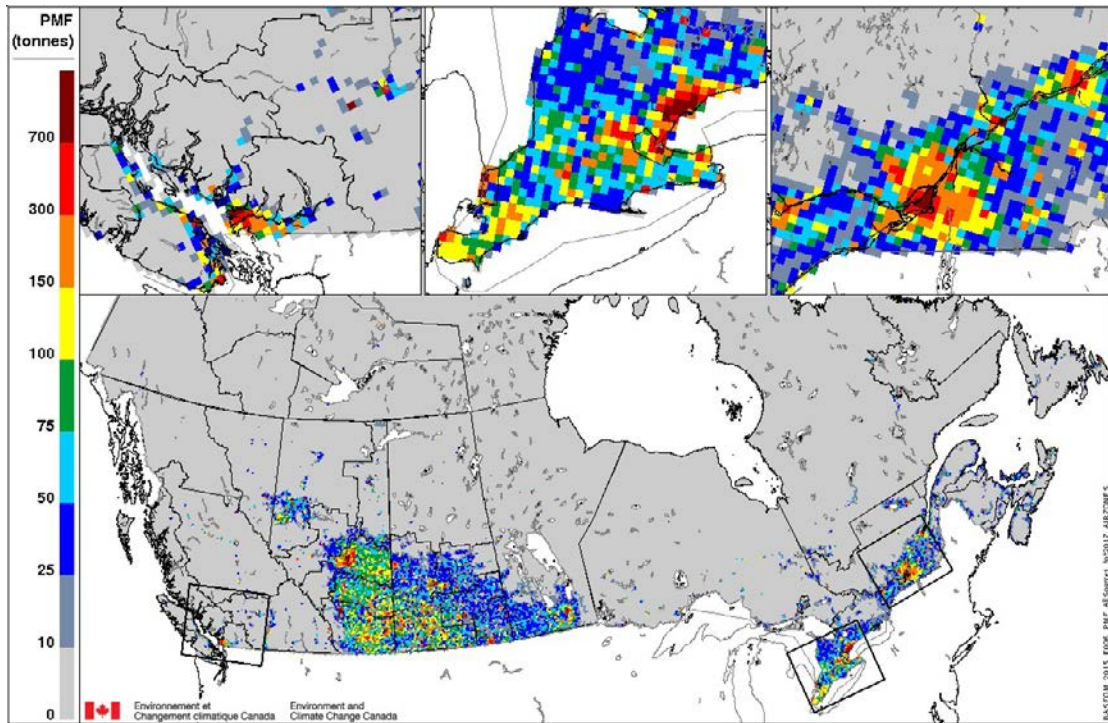
^b Aucune valeur disponible pour le Nunavut.

Les figures B2 et B3 montrent la répartition des émissions de $PM_{2,5}$ pour toutes les sources et pour tous les véhicules routiers, respectivement. Les concentrations d'émissions coïncident généralement avec la répartition de la population au Canada, les valeurs les plus élevées se trouvant dans les centres urbains et les zones environnantes. En outre, les régions où l'activité industrielle est importante sont associées à des émissions plus élevées de $PM_{2,5}$, ce qui comprend les zones de production de pétrole et de gaz du nord-est de la Colombie-Britannique, de l'Alberta et de la Saskatchewan, les zones d'activité minière en Saskatchewan et dans des endroits comme Timmins, en Ontario, et Val-d'Or, au Québec, et les zones de fusion de métaux dans la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean, au Québec. Les activités agricoles sont également associées à des émissions considérables de $PM_{2,5}$ dans les provinces des Prairies, en Ontario et au Québec. D'après les émissions de $PM_{2,5}$ des véhicules routiers représentées dans la figure B3, les émissions sont principalement générées dans les centres urbains et les zones environnantes en fonction d'une circulation automobile plus dense. Les cellules de grille urbaines sont associées à des concentrations d'émissions de 80 tonnes ou plus par an. Des niveaux d'émissions plus faibles (moins de 5 tonnes par an) sont modélisés dans la plupart des cellules de la grille.

La répartition des émissions de NO_x (figures B4 et B5) présente certaines similitudes avec celle des émissions de $PM_{2,5}$. Pour toutes les sources d'émissions de NO_x (figure B4), des valeurs plus élevées sont prévues dans les centres urbains et dans les zones d'activité industrielle importante, notamment les régions associées à la production de pétrole et de gaz, aux mines et aux fonderies. La carte des émissions de toutes les sources montre également des émissions plus élevées le long des routes et des voies ferrées, notamment dans l'ouest de l'Ontario et dans les Prairies. Des émissions plus élevées (500 tonnes ou plus par an) de NO_x des véhicules routiers (figure B5) sont modélisées dans les centres urbains et les régions environnantes. Les zones de circulation dense, comme le corridor Windsor-Québec et le corridor Edmonton-Calgary, sont également associées à des émissions de NO_x élevées.

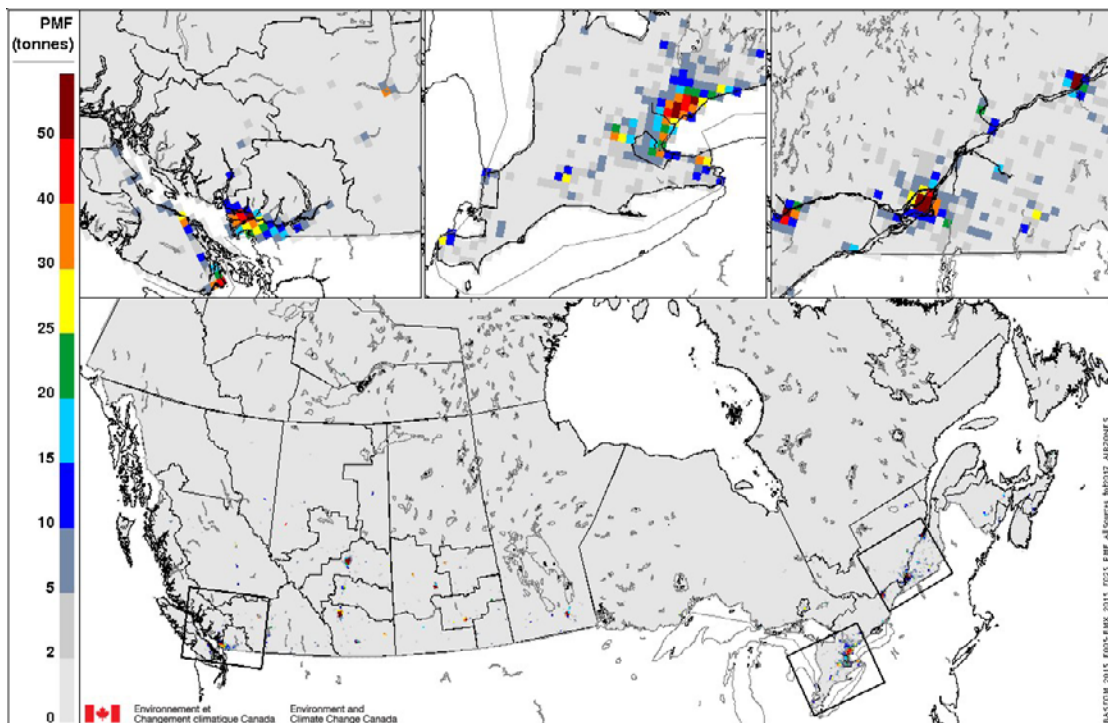
Les cartes des émissions de COV (figures B6 et B7) montrent une répartition et une étendue géographique comparables à celles des émissions de $PM_{2,5}$ et de NO_x , sauf en Saskatchewan. Il semble que les sources importantes d'émissions de COV soient plus limitées (ou non comptabilisées) par rapport aux autres polluants dans cette province. Comme indiqué précédemment pour les $PM_{2,5}$ et les NO_x , les émissions de COV des véhicules routiers sont plus élevées dans les centres urbains et les cellules de grille environnantes, atteignant 300 à 500 tonnes par année dans les cellules de grille urbaines.

FIGURE B2: Émissions de PM_{2,5} (tonnes) au Canada en 2015 – toutes les sources



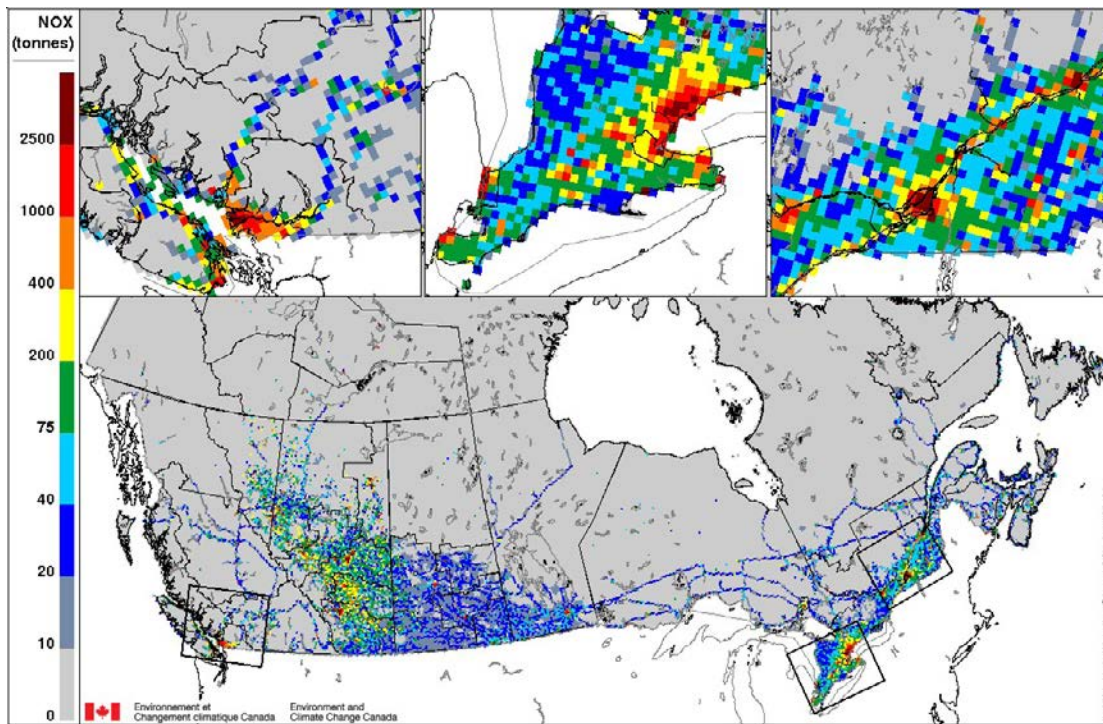
Remarque : Les encarts représentent le sud de la Colombie-Britannique, de l'Ontario et du Québec.

FIGURE B3: Émissions de PM_{2,5} (tonnes) au Canada en 2015 – véhicules routiers



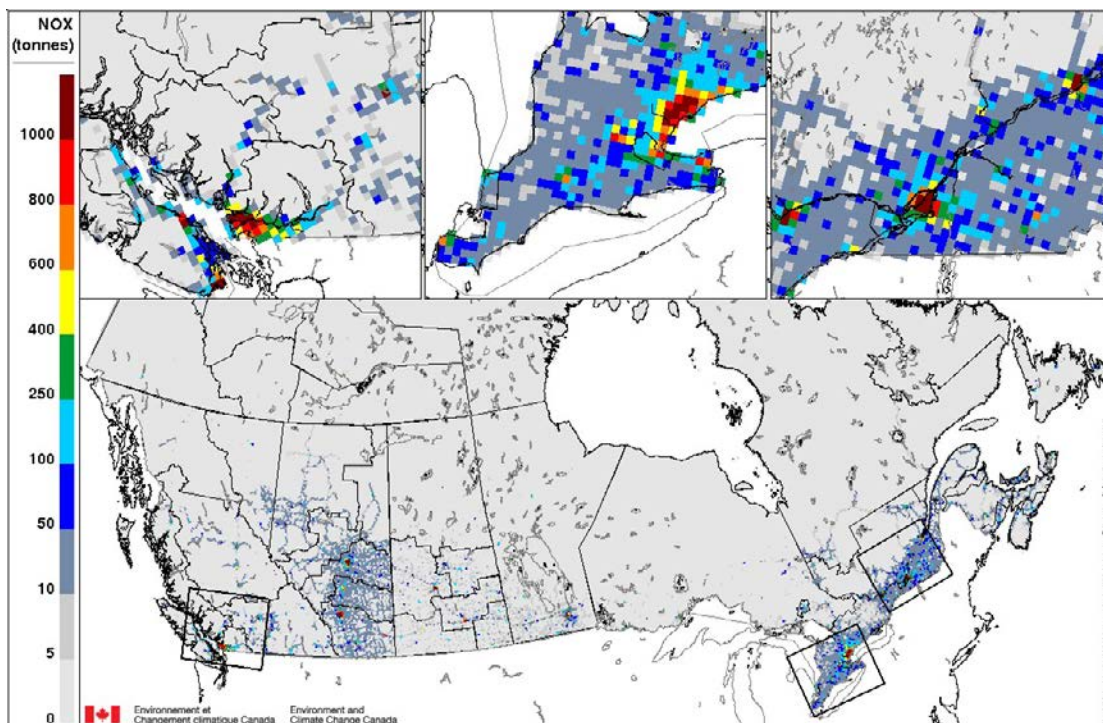
Remarque : Les encarts représentent le sud de la Colombie-Britannique, de l'Ontario et du Québec.

FIGURE B4: Émissions de NO_x (tonnes) au Canada en 2015 – toutes les sources



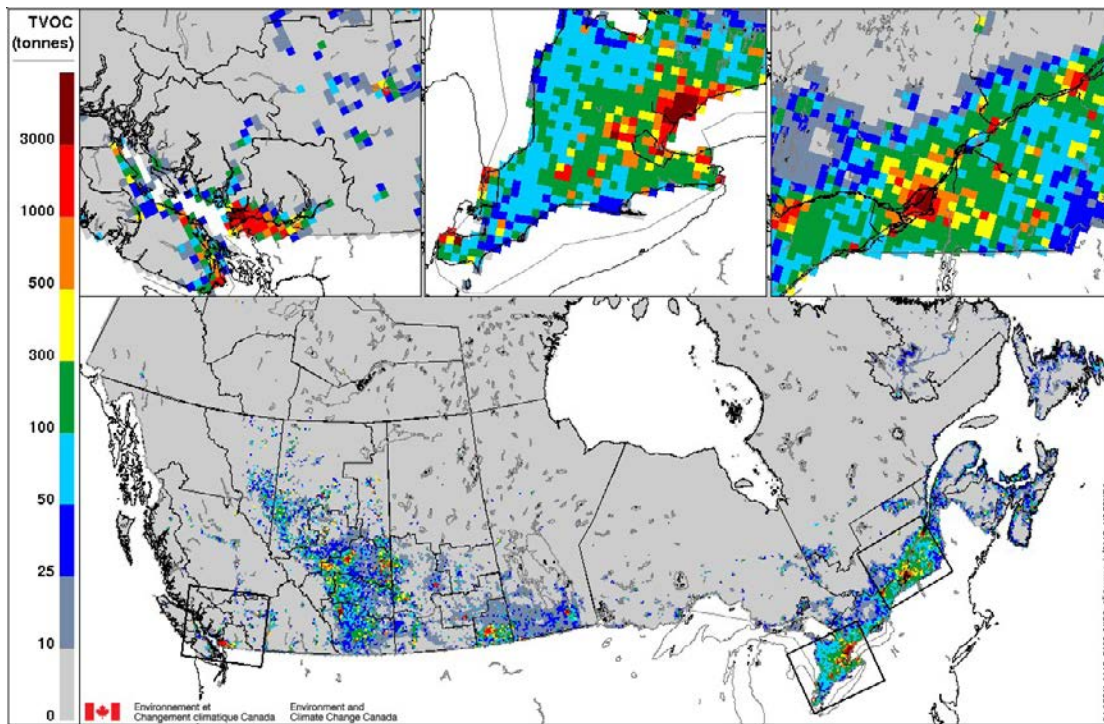
Remarque : Les encarts représentent le sud de la Colombie-Britannique, de l'Ontario et du Québec.

FIGURE B5: Émissions de NO_x (tonnes) au Canada en 2015 – véhicules routiers



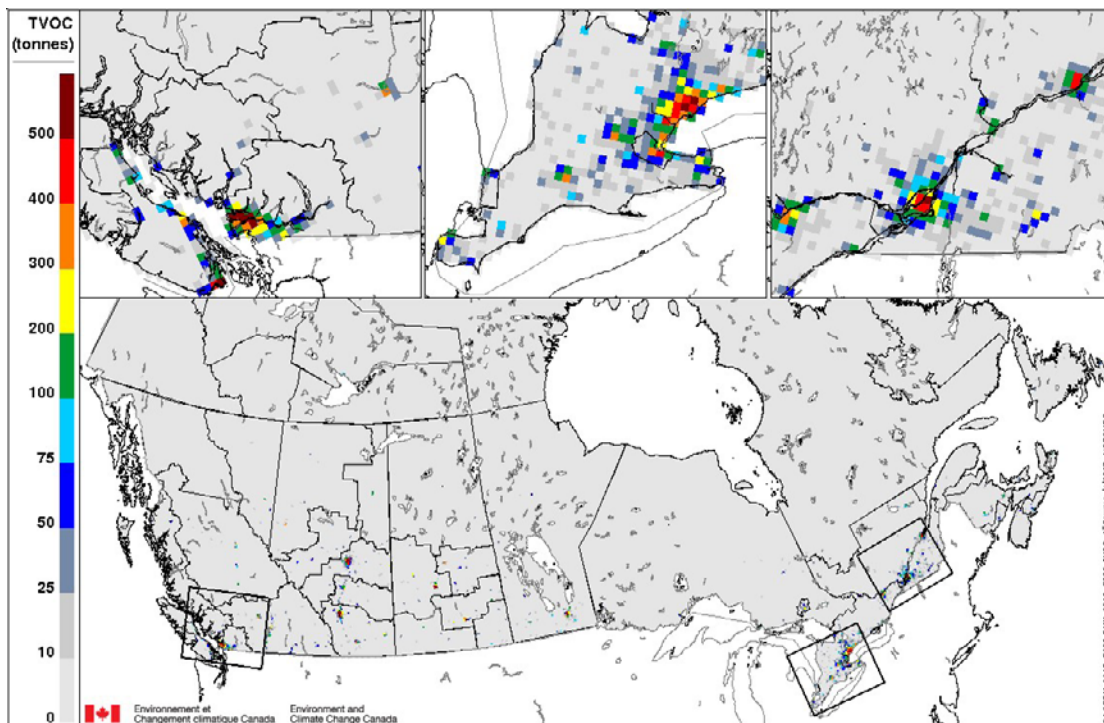
Remarque : Les encarts représentent le sud de la Colombie-Britannique, de l'Ontario et du Québec.

FIGURE B6: Émissions de COV (tonnes) au Canada en 2015 – toutes les sources



Remarque : Les encarts représentent le sud de la Colombie-Britannique, de l'Ontario et du Québec.

FIGURE B7: Émissions de COV (tonnes) au Canada en 2015 – véhicules routiers



Remarque : Les encarts représentent le sud de la Colombie-Britannique, de l'Ontario et du Québec.

ANNEXE C: CONCENTRATIONS DANS L'AIR AMBIANT – RENSEIGNEMENTS, TABLEAUX ET FIGURES SUPPLÉMENTAIRES

La présente annexe comprend des cartes de la pollution atmosphérique montrant les concentrations ambiantes modélisées pour le scénario de référence de 2015. Des cartes indiquant les contributions relatives des émissions des véhicules routiers canadiens (PACA) sont également incluses. Les cartes utilisent les résultats des cellules de la grille du modèle GEM-MACH, qui ont une résolution de 10 km. Les données ne sont pas pondérées en fonction de la population ou de la superficie. Les encarts représentent le sud de la Colombie-Britannique, de l'Ontario et du Québec.

FIGURE C1: Concentrations moyennes annuelles de $PM_{2,5}$ ($\mu g/m^3$) en 2015 – scénario de référence

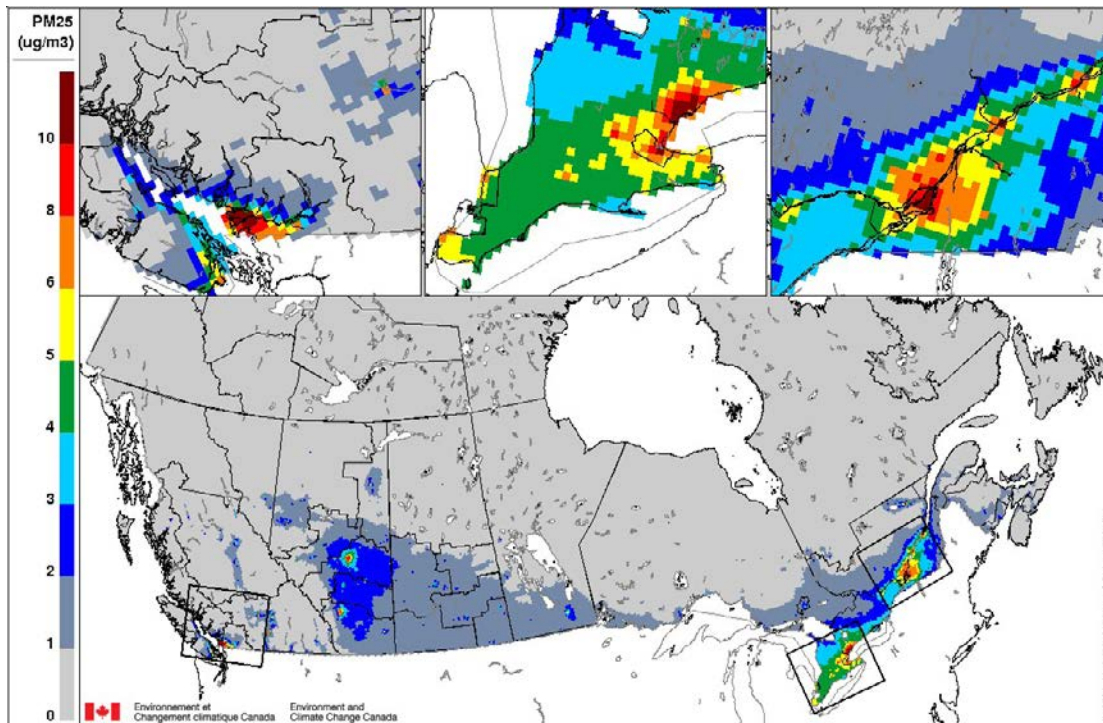


FIGURE C2: Contribution relative (%) aux concentrations moyennes annuelles de $PM_{2,5}$ en 2015 – PACA

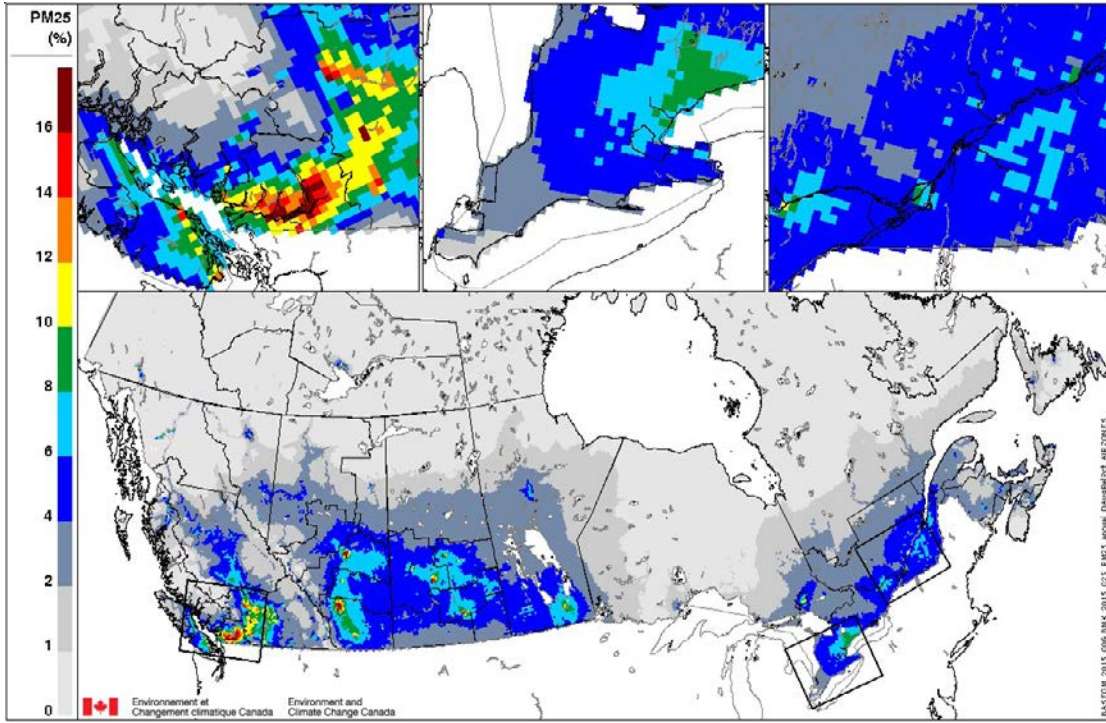


FIGURE C3: Concentrations moyennes annuelles de NO_2 (ppbv) en 2015 – scénario de référence

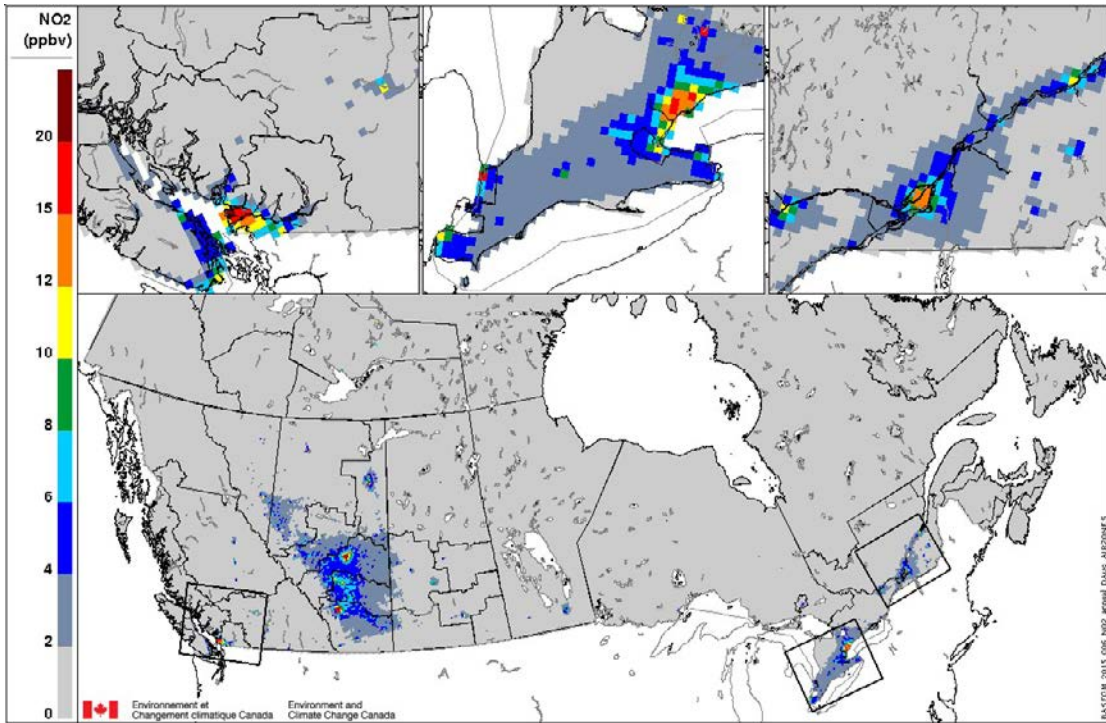


FIGURE C4: Contribution relative (%) aux concentrations moyennes annuelles de NO₂ en 2015 – PACA

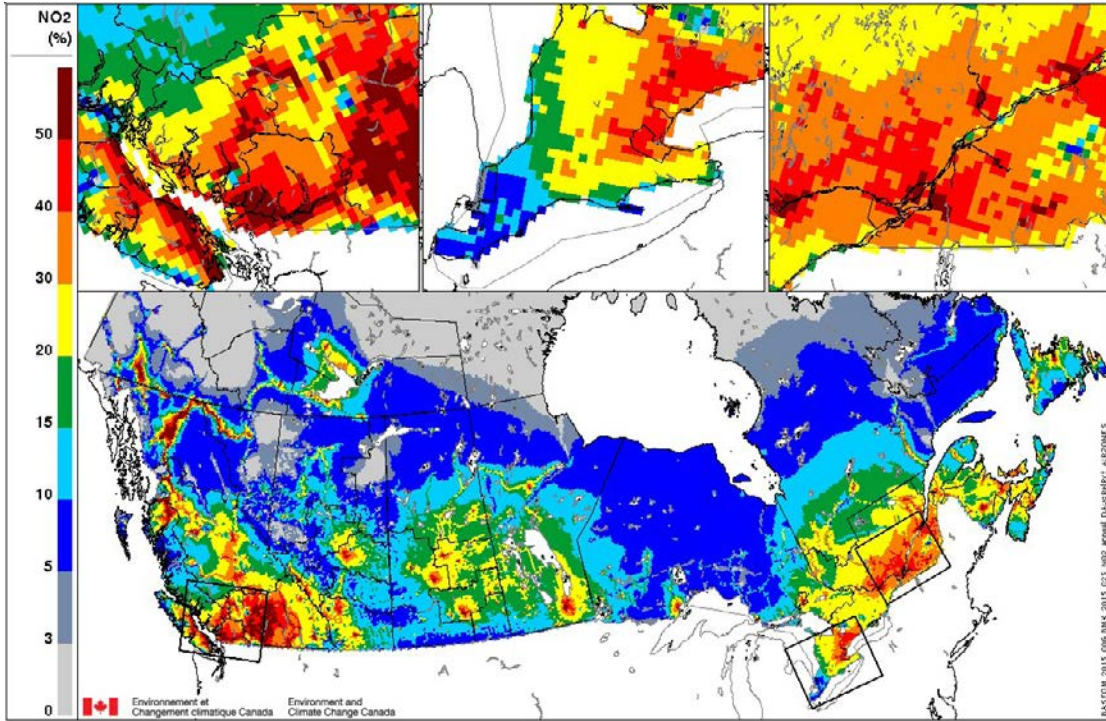


FIGURE C5: Moyenne estivale des concentrations maximales quotidiennes d'O₃ sur une heure (ppbv) en 2015 – scénario de référence

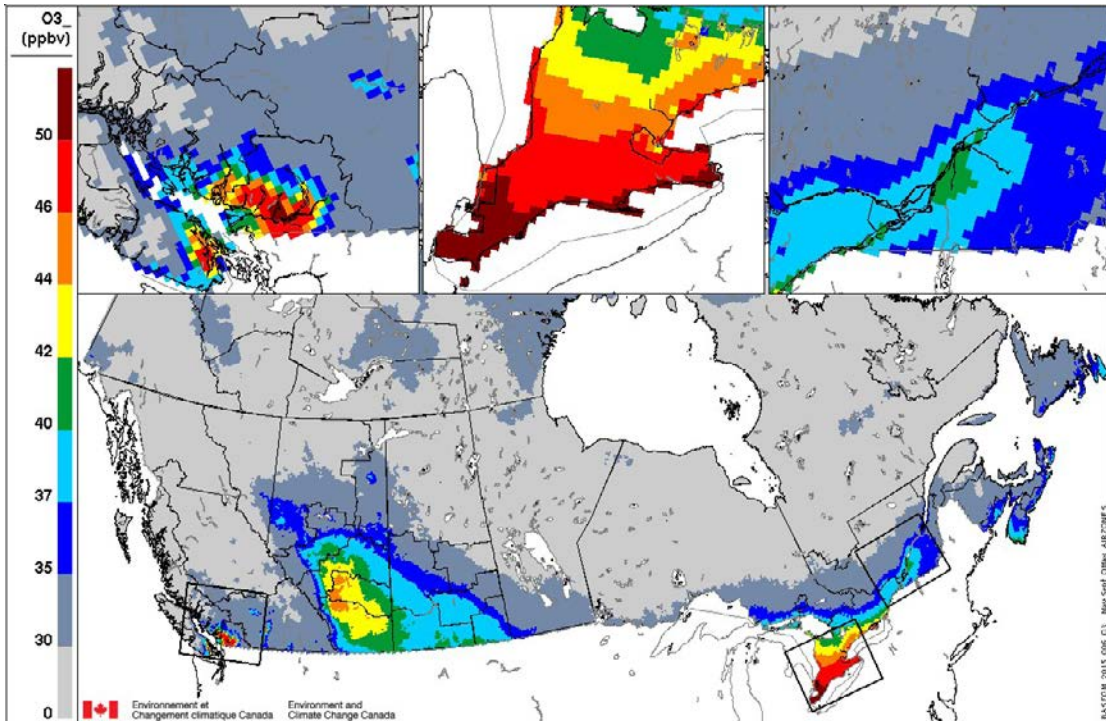


FIGURE C6: Contribution relative (%) à la moyenne estivale des concentrations maximales quotidiennes d'O₃ sur une heure en 2015 – PACA

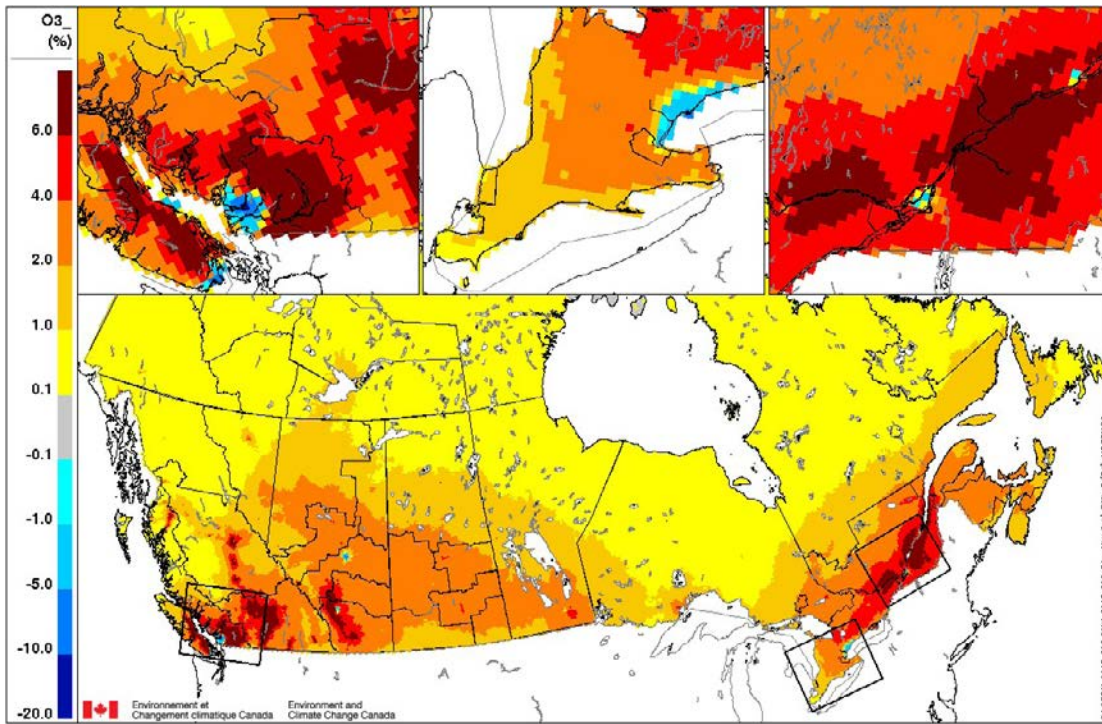


FIGURE C7: Moyenne annuelle des concentrations maximales quotidiennes d'O₃ sur une heure (ppbv) en 2015 – scénario de référence

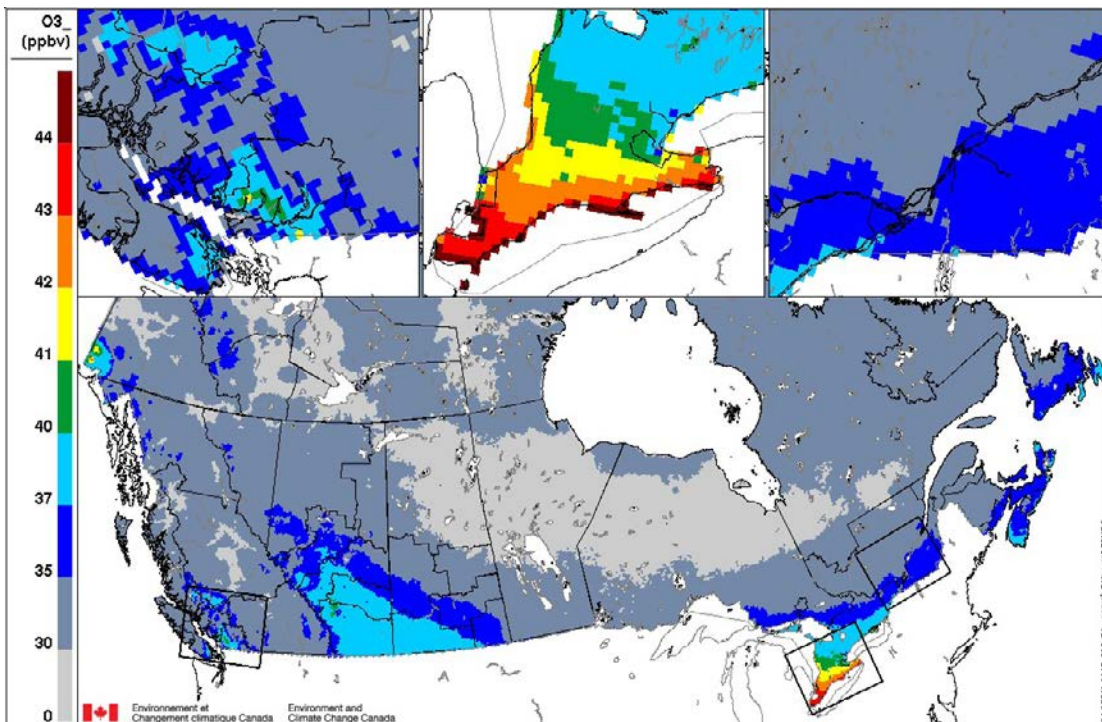
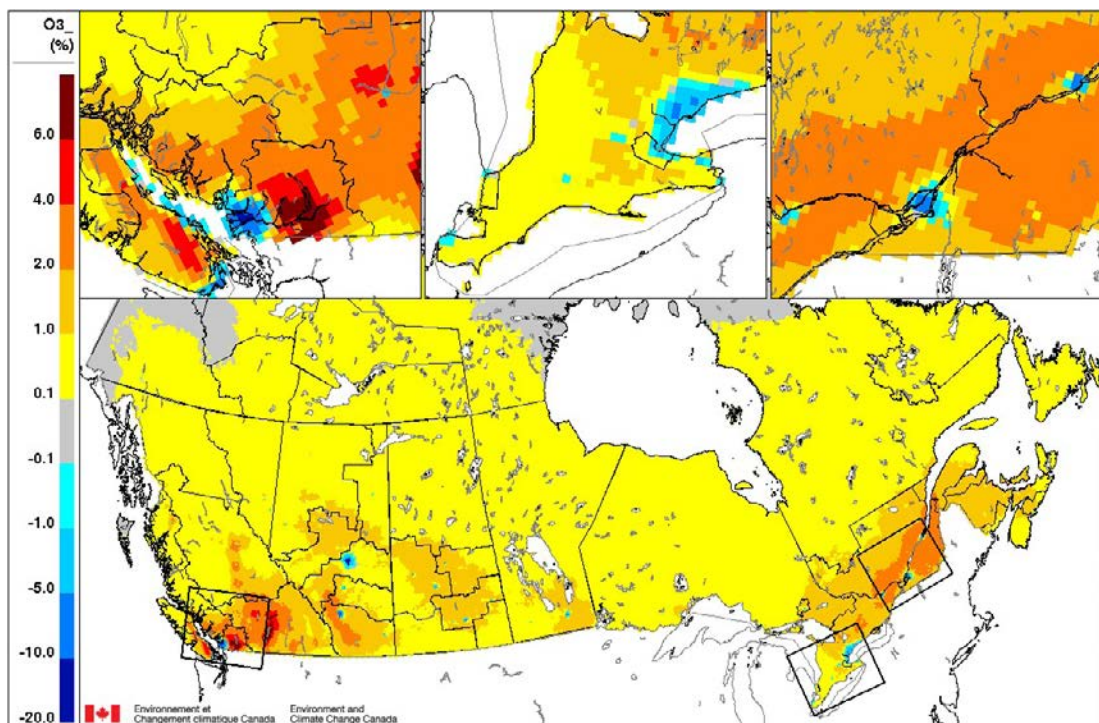


FIGURE C8: Contribution relative (%) à la moyenne annuelle des concentrations maximales quotidiennes d'O₃ sur une heure en 2015 – PACA



ANNEXE D: ANALYSE DE LA PERFORMANCE DU MODÈLE UTILISÉ POUR LE SCÉNARIO DE RÉFÉRENCE

Les résultats du modèle GEM-MACH utilisé pour le scénario de référence de 2015 ont été comparés aux observations du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) pour l'année 2017. Les données de surveillance de l'année 2017 ont été sélectionnées aux fins d'appariement avec les données météorologiques de 2017 utilisées pour les simulations (voir la section 2.2.1). Les comparaisons ont été effectuées à l'aide de l'outil de vérification des modèles de qualité de l'air (VMQA) d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC). L'outil VMQA permet d'analyser plusieurs résultats de modèles et d'effectuer des analyses statistiques. Pour la présente analyse, l'erreur de justesse moyenne (EJM), le coefficient de corrélation de Pearson et l'erreur quadratique moyenne (EQM) ont été estimés pour des comparaisons annuelles, estivales, mensuelles, quotidiennes et horaires relatives au NO₂, à l'O₃ et aux PM_{2,5}. Les analyses ont été effectuées pour trois régions : le Canada dans son ensemble, l'est du Canada et l'ouest du Canada.

Dans la présente analyse, l'EJM fait référence à la différence entre la moyenne des résultats modélisés et les concentrations observées. Une valeur positive signifie une surestimation des résultats modélisés par rapport aux observations, tandis qu'un biais négatif indique une sous-estimation. Les valeurs d'EJM près de zéro témoignent d'une corrélation plus élevée entre les concentrations modélisées et observées.

Le coefficient de corrélation de Pearson permet de mesurer la relation linéaire entre des paires de variables. Les coefficients de corrélation varient entre -1 (relation inverse parfaite) et 1 (relation positive parfaite).

L'EQM permet de comparer les valeurs modélisées et observées en considérant la racine carrée de la moyenne des différences au carré. L'EQM regroupe les amplitudes des différences, également appelées « erreurs ». L'estimation de l'EQM est toujours positive. Des valeurs d'EQM faibles indiquent une bonne concordance entre les résultats du modèle et les observations.

Le tableau 21 du rapport principal (section 4.3.2.5) présente les statistiques annuelles. Le modèle a surestimé les concentrations annuelles de NO_2 par rapport aux concentrations observées, tandis qu'il a sous-estimé les concentrations annuelles d' O_3 et de $\text{PM}_{2,5}$. La plus faible valeur d'EJM a été obtenue pour les $\text{PM}_{2,5}$ dans l'est du Canada. En termes de coefficient de corrélation, les résultats indiquent une forte relation positive de 0,7 pour l' O_3 dans l'est du Canada et dans l'ensemble du Canada, ainsi que pour le NO_2 dans l'est du Canada. Une relation positive modérée de 0,6 a été obtenue pour les concentrations de NO_2 dans l'ensemble du Canada et dans l'ouest du Canada, et pour les concentrations d' O_3 dans l'ouest du Canada. Une relation positive faible a été obtenue pour les concentrations de $\text{PM}_{2,5}$ dans l'ensemble du Canada (0,3) et dans l'est du Canada (0,4), et une relation très faible a été obtenue dans l'ouest du Canada (0,2). La faible corrélation pour les $\text{PM}_{2,5}$ était attendue en fonction de l'absence des émissions de feux de forêt de la simulation du scénario de référence de 2015.

Des analyses statistiques ont été effectuées pour les mois d'été (de mai à septembre). Elles sont présentées au tableau D1. Les valeurs du tableau D1 sont similaires à celles du tableau 21. Les valeurs d'EJM pour le NO_2 sont positives, ce qui indique une surestimation des résultats modélisés par rapport aux observations, tandis que le modèle a sous-estimé les concentrations d' O_3 et de $\text{PM}_{2,5}$. D'après les valeurs d'EJM, le NO_2 présente une meilleure concordance pour les trois régions étudiées. La meilleure valeur d'EJM a été obtenue pour l' O_3 dans l'est du Canada (-1,2), tandis que la pire valeur a été obtenue pour les $\text{PM}_{2,5}$ dans l'ouest du Canada (-4,7). Cette dernière valeur s'explique par l'absence des émissions de feux de forêt du scénario de référence de 2015.

TABLEAU D1: Statistiques d'évaluation de la performance estivale comparant les estimations du scénario de référence de 2015 dans le modèle GEM-MACH et les observations de 2017 du RNSPA

Région	EJM	Corrélation ^a	EQM
NO₂			
Canada	1,5	0,6	6,7
Est du Canada	1,5	0,6	6,2
Ouest du Canada	1,4	0,6	7,1
O₃			
Canada	-2,2	0,7	10,7
Est du Canada	-1,2	0,7	10,1
Ouest du Canada	-3,8	0,6	11,4
PM_{2,5}			
Canada	-3,1	0,2	11,2
Est du Canada	-1,8	0,3	6,7
Ouest du Canada	-4,7	0,2	14,9

EJM : erreur de justesse moyenne; EQM : erreur quadratique moyenne; RNSPA : Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique.

^a Coefficient de corrélation de Pearson.

Les valeurs du coefficient de corrélation de Pearson figurant dans le tableau D1 étaient également semblables aux valeurs présentées dans le tableau 21 :

- Les valeurs pour l'O₃ étaient comparables et évoquaient une forte corrélation positive;
- Les valeurs pour le NO₂ dans l'est du Canada ont diminué de 0,1, et les valeurs pour le NO₂ dans l'ensemble évoquaient une relation positive modérée;
- Les valeurs de corrélation des PM_{2,5} ont chuté pour l'ouest du Canada et pour le Canada dans son ensemble en raison de l'absence des émissions dues aux feux de forêt.

Les valeurs d'EQM du NO₂ étaient plus faibles en été par rapport aux estimations annuelles, ce qui tend à indiquer des différences moins prononcées des concentrations durant la période estivale que sur l'ensemble de l'année. Le contraire a été observé pour l'O₃ et les PM_{2,5}, avec des valeurs d'EQM plus élevées pendant l'été.

Des statistiques quotidiennes comparant les observations de 2017 et les concentrations modélisées du scénario de référence de 2015 pour le NO₂, l'O₃ et les PM_{2,5} ont été calculées uniquement pour les stations du RNSPA situées dans les régions métropolitaines du Canada. Les régions métropolitaines prises en compte dans la présente analyse correspondent aux régions métropolitaines de recensement définies dans le recensement de 2011³⁹. La figure D1 montre la concordance relativement bonne entre les concentrations moyennes quotidiennes de NO₂ observées et modélisées dans les régions métropolitaines du Canada. Le modèle a généralement surestimé les concentrations de NO₂, particulièrement pendant l'été. Les valeurs observées et modélisées étaient plus similaires en hiver et en automne.

³⁹ Fichiers des limites cartographiques de régions métropolitaines de recensement et des agglomérations de recensement – Recensement de 2011; <https://open.canada.ca/data/fr/dataset/821ef476-d554-4bb4-bc32-bc916640fc9d>

La figure D2 montre les concentrations moyennes quotidiennes d'O₃ pour les régions métropolitaines du Canada. Le modèle a sous-estimé les concentrations d'O₃ de janvier à juillet par rapport aux observations. Les données concordaient davantage d'août à décembre.

La figure D3 montre les concentrations moyennes quotidiennes de PM_{2,5} pour les stations situées dans les régions métropolitaines. De janvier à avril et d'octobre à décembre, les valeurs modélisées étaient supérieures aux observations. Une surestimation des émissions du chauffage au bois résidentiel est peut-être à l'origine des concentrations ambiantes plus élevées modélisées dans le scénario de référence de 2015. La sous-estimation des concentrations modélisées pendant les mois d'été (de mai à septembre) était associée à l'absence des émissions des feux de forêt du scénario de référence de 2015.

FIGURE D1: Concentrations moyennes quotidiennes de NO₂ modélisées (BASE 2015) et observées (2017 Observations) pour les stations situées dans les régions métropolitaines du Canada

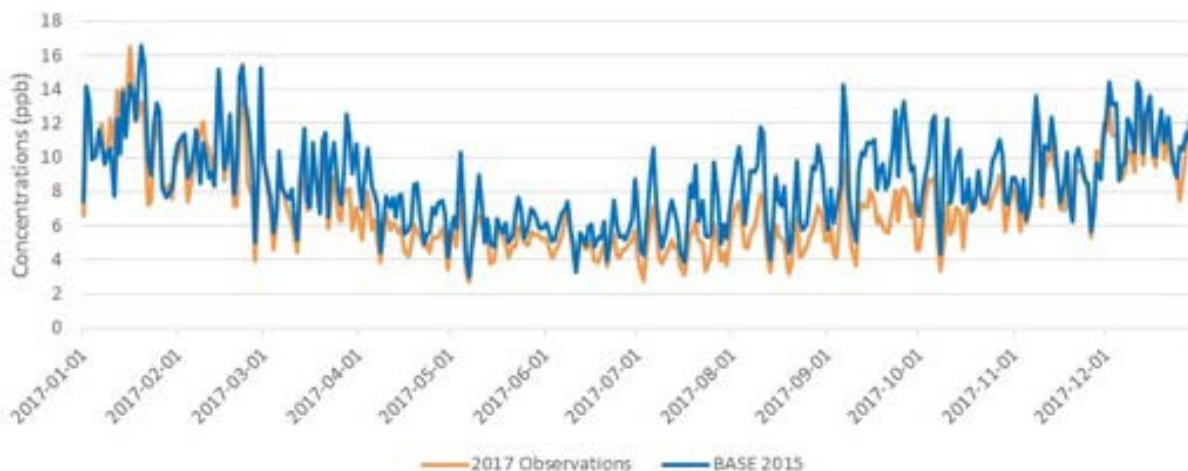


FIGURE D2: Concentrations moyennes quotidiennes d'O₃ modélisées (BASE 2015) et observées (2017 Observations) pour les stations situées dans les régions métropolitaines du Canada

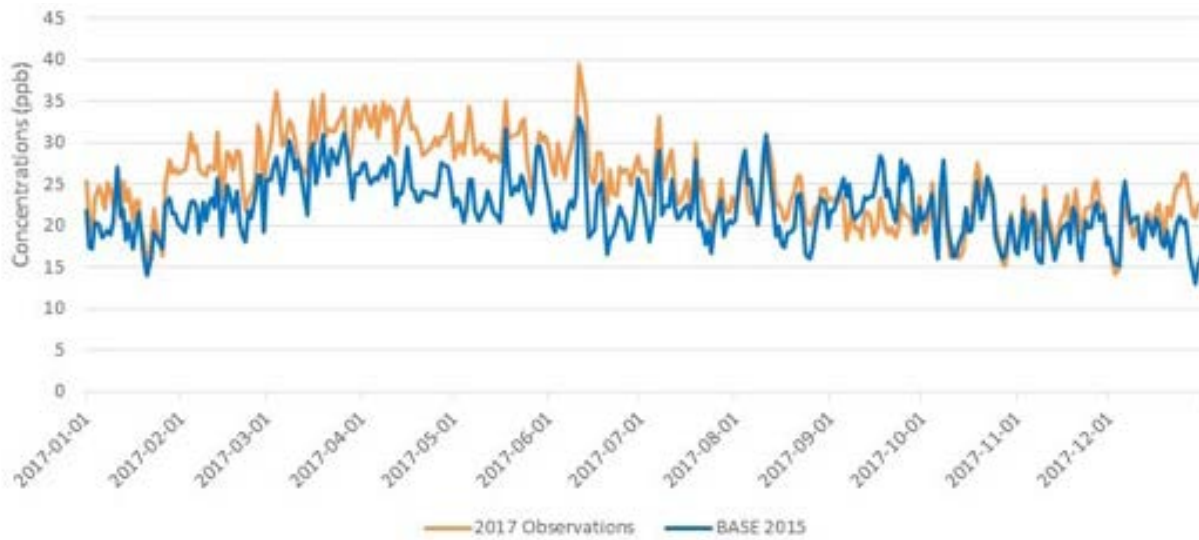


FIGURE D3: Concentrations moyennes quotidiennes de PM_{2.5} modélisées (BASE 2015) et observées (2017 Observations) pour les stations situées dans les régions métropolitaines du Canada

