

INTRODUCTION

L'ozone (O_3) est un gaz qui fait partie des constituants normaux de l'atmosphère. Au niveau de la stratosphère, il forme la couche d'ozone et protège la terre contre les rayons ultraviolets du soleil. Toutefois, au niveau de la troposphère, l'ozone ne présente pas ce même effet protecteur; il est plutôt identifié comme étant un gaz à effet de serre et l'un des principaux constituants du smog. Ce gaz pourrait donc comporter certains risques pour la santé humaine.

L'objectif de ce document est de présenter une recherche qui est actuellement réalisée par la Chaire sur la pollution de l'air, les changements climatiques et la santé de l'Université de Montréal et qui porte essentiellement sur la modélisation de l'estimation de l'exposition environnementale de la population québécoise à l'ozone troposphérique. Ces travaux visent ultimement à mieux estimer les risques que représente ce polluant pour la santé et à fournir des connaissances scientifiques aux intervenants et aux décideurs en santé publique pour protéger davantage la population québécoise.

Ainsi, afin de décrire brièvement le contexte associé à ces travaux de recherche, les premières sections de ce document portent principalement sur les caractéristiques générales de l'ozone; la première section présente les principaux constituants de l'ozone ainsi que les conditions favorables à sa formation; la seconde section explique ses effets sanitaires à court et à long terme et la troisième section porte, entre autres, sur les concentrations ambiantes et sur la distribution spatiale et temporelle de l'ozone troposphérique sur le territoire québécois.

Enfin, la quatrième section aborde plus spécifiquement la modélisation de l'estimation de l'exposition en présentant notamment les principales caractéristiques des différents modèles employés pour estimer l'exposition à l'ozone troposphérique. Les modèles présentés sont les modèles de régression de type *Land Use* ou d'utilisation du sol ainsi que les modèles d'interpolation, dont la méthode est basée sur la proximité des stations de mesures, celle du krigeage et celle de l'analyse de type BME (*Bayesian Maximum Entropy*) ou l'analyse basée sur la méthode de l'estimation des densités de probabilités à l'aide du maximum d'entropie. Cette section se termine par une courte présentation des objectifs, de la méthodologie et de quelques résultats issus des travaux de recherche.

Somme toute, cette recherche démontre le succès de la méthode BME développée par la Chaire sur la pollution de l'air, les changements climatiques et la santé de l'Université de Montréal. Cette méthode a la particularité d'avoir recours à l'ensemble des données du réseau (comme celles issues du krigeage) ainsi qu'aux données estimées par un modèle de régression mixte de type *Land Use*.

CARACTÉRISTIQUES GÉNÉRALES DE L'OZONE

L'ozone (O_3) est un gaz incolore qui fait partie des constituants normaux de l'atmosphère. Au niveau de la stratosphère (ou très haute atmosphère), l'ozone se forme et se dégrade continuellement sous l'action des rayons lumineux et des réactions chimiques avec des produits contenant de l'azote, de l'hydrogène ou du chlore. Ce gaz forme la couche d'ozone et permet la protection de la terre contre une surexposition aux rayons ultraviolets du soleil (Environnement Canada, 2010a).

Au niveau de la troposphère (ou basse atmosphère, soit celle respirée par l'homme), l'ozone n'a pas le même effet protecteur; il est à la fois identifié comme étant un gaz à effet de serre et un des principaux constituants du smog. Il présente certains risques pour la santé humaine (Environnement Canada, 2010b).

L'ozone troposphérique est appelé polluant secondaire, car il n'est pas émis directement d'une source; il est formé par des réactions photochimiques qui se produisent sur des polluants précurseurs tels que les oxydes d'azote (NOx), les composés organiques volatils (COV) et le monoxyde de carbone (CO). Ces précurseurs sont essentiellement d'origine anthropique – c'est-à-dire qu'ils sont issus de la combustion de l'essence et des huiles de véhicules moteurs, des émissions industrielles dont celles des centrales électriques et au charbon, de l'évaporation des combustibles liquides et des solvants, etc., et, en une plus faible proportion, d'origine naturelle – c'est-à-dire qu'ils sont générés par la végétation, lors des feux de forêt, etc. (Environnement Canada, 2010b; Environnement Canada, 2010c). La formation de l'ozone et de ses composés est complexe et dépend de nombreux facteurs tels que l'intensité et la distribution des rayons du soleil, les concentrations de polluants précurseurs dans l'air ambiant ainsi que les taux de réactions chimiques et autres procédés atmosphériques (U.S. EPA, 2006). De façon générale, les conditions de formation de l'ozone sont plus favorables l'été lorsque les journées sont chaudes et ensoleillées (MDDEP, 2010a) et que la masse d'air est stable (anticyclone). La section 3, qui porte essentiellement sur l'exposition environnementale de la population québécoise, fournit de plus amples détails sur ces conditions et sur la distribution spatiale et temporelle des niveaux d'ozone au Québec.

EFFETS DE L'OZONE TROPOSPHÉRIQUE SUR LA SANTÉ

L'étude des effets sanitaires des polluants atmosphériques est une tâche délicate, car ces effets sont généralement d'origines multiples (non propres à une substance) et les populations sont souvent exposées à des mélanges de polluants (U.S. EPA, 2006; INSPQ, 2012). La mise en évidence des effets toxiques d'une substance telle que l'ozone devient ainsi difficile, et les conclusions tirées de ces effets proviennent souvent de la synthèse d'études scientifiques de disciplines multiples (toxicologie, épidémiologie, etc.).

Sur le plan de la toxicologie, les principales voies d'absorption et d'élimination de l'ozone sont respectivement l'inhalation et l'exhalation. Ce gaz, qui a une solubilité modérée, peut pénétrer dans les poumons, atteindre les bronchioles et les alvéoles, et entraîner des dommages par l'oxydation directe des molécules du corps humain ou encore, par la formation de radicaux libres ou d'intermédiaires réactifs dans les voies respiratoires inférieures (INRS, 1997; U.S. EPA, 2006).

Par ailleurs, les études épidémiologiques suggèrent qu'il existe une relation entre l'exposition à l'ozone à *court terme* (un à quelques jours) et certains effets respiratoires – dont la diminution des fonctions pulmonaires – et l'augmentation de l'inflammation des poumons, de la perméabilité pulmonaire, de l'hyperréactivité des voies respiratoires ainsi que des visites aux urgences et des hospitalisations attribuables à des problèmes respiratoires (U.S. EPA, 2006). Une association probable est aussi suggérée avec la mortalité, et les connaissances scientifiques montrent aussi une possible association avec des effets cardiovasculaires et neurologiques (U.S. EPA, 2006).

En ce qui concerne l'exposition à *long terme*, les évidences épidémiologiques suggèrent un possible lien avec des morbidités respiratoires, telles l'émergence de nouveaux cas d'asthme et l'accentuation des symptômes respiratoires chez les asthmatiques (U.S. EPA, 2006). Les études font aussi état d'une possible relation avec des effets cardiovasculaires et neurologiques, des effets toxiques sur la reproduction et sur le développement de même qu'avec une mortalité toutes causes confondues (U.S. EPA, 2006).

Ainsi, les effets d'une exposition à l'ozone sont très variés. Toutefois, leur ampleur pourrait dépendre non seulement de différents paramètres associés à l'exposition, telles la concentration, la durée et la coexposition à d'autres facteurs environnementaux (ex. : la chaleur), mais également de paramètres individuels, dont l'intensité de l'exercice physique pratiqué au moment de l'exposition ou encore les susceptibilités individuelles (ex. : prédispositions génétiques, condition physique, âge, sexe). Les enfants, les asthmatiques et les personnes travaillant à l'extérieur seraient parmi les individus les plus vulnérables aux effets de l'ozone (U.S. EPA, 2006).

EXPOSITION ENVIRONNEMENTALE DE LA POPULATION QUÉBÉCOISE

Les stations d'échantillonnage sur le territoire québécois

Au Québec, les concentrations ambiantes d'ozone sont enregistrées de façon horaire par le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) par l'intermédiaire du programme de surveillance de la qualité de l'air (PSQA). Ce programme couvre le territoire où réside plus de 95 % de la population québécoise (INSPQ, 2012). En 2007, seules 46 stations d'échantillonnage pour l'ozone troposphérique étaient exploitées.

Les stations de mesures sont réparties de façon inégale sur le territoire; c'est-à-dire qu'elles sont présentes en plus grand nombre dans le sud de la province et aux endroits où la densité de population est plus importante. Elles sont gérées en collaboration avec plusieurs partenaires, soit la Ville de Montréal, des ministères fédéraux et des industries (INSPQ, 2012). Il existe aussi d'autres stations, dont le nombre varie dans le temps, qui sont exploitées dans le cadre de projets spéciaux (MDDEP, 2010b). Les emplacements des stations de surveillance de la qualité de l'air peuvent être consultés sur le site Internet du MDDEFP (MDDEP, 2010b). De plus, la majorité de ces stations peut être visualisée en ligne à l'aide des cartes interactives des indicateurs d'Environnement Canada (Environnement Canada, 2012a).

Niveaux québécois de gestion de risque et comparaison internationale

La relation entre la pollution de l'air par l'ozone et les effets sur la santé est de type linéaire et sans seuil d'innocuité, ce qui signifie qu'il n'existe pas de concentration ambiante sous laquelle le risque pour la santé est nul (U.S. EPA, 2006). Conséquemment, aucune norme, aucun objectif, aucun critère – québécois ou canadien, ne repose sur les effets sanitaires de l'ozone.

Il existe toutefois, à des fins de gestion des risques environnementaux, une norme québécoise de la qualité de l'atmosphère de 80 parties par milliard (ppb) pour 1 heure d'exposition. Cette norme s'applique généralement à de nouveaux projets ou lors de la modification d'installations déjà exploitées, mais elle peut également servir lors d'attestations d'assainissement exigées par la Loi sur la qualité de l'environnement (MDDEFP, 2012).

À des fins de comparaison, le standard pancanadien de qualité de l'air est de 65 ppb – moyenne pour 3 années consécutives des 4^{es} valeurs annuelles les plus élevées des moyennes quotidiennes sur 8 heures (CCME, 2000), et l'United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) propose un standard de 75 ppb pour 8 heures d'exposition depuis 2008 (U.S. EPA, 2008). Il faut noter que le standard américain est actuellement en révision et pourrait être abaissé à 70 ppb pour 8 heures au courant de l'année 2013 (U.S. EPA, 2012). Finalement, l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) a une ligne directrice de 100 µg/m³ (soit environ 50 ppb) comme moyenne journalière sur 8 heures d'exposition, et ce, depuis 2005 (OMS, 2006).

Concentrations ambiantes au Québec et comparaison avec le Canada

Depuis maintenant plusieurs années, la province du Québec effectue la surveillance des concentrations ambiantes d'ozone troposphérique sur son territoire.

Entre 1979 et 1994, le ministère de l'Environnement du Québec (1997) a rapporté des concentrations horaires moyennes annuelles variant entre 13 et 17 ppb et précisait qu'il y avait eu de nombreuses périodes où les concentrations horaires étaient supérieures à 80 ppb des mois de mai et à août. Entre les mois d'avril et de septembre des années 2006 à 2008, les moyennes – calculées pour les 3 années consécutives – des 4^{es} valeurs annuelles les plus élevées des moyennes quotidiennes sur 8 heures ont varié entre 58 et 68 ppb pour les grandes agglomérations du Québec, soit Montréal, Québec, Trois-Rivières, Sherbrooke, Saguenay, Gatineau (MDDEP 2010a; MDDEP, 2010c). Enfin, dans un tout récent rapport, Environnement Canada (2012b) précisait qu'entre 1990 et 2009 les moyennes annuelles des concentrations quotidiennes maximales sur une période de 8 heures, pondérées selon la population et enregistrées dans 25 stations de surveillance réparties dans l'ensemble du sud du Québec durant la saison chaude (avril à septembre), avaient varié entre 31,81 (1993) et 41,47 (2001) ppb. En 2010, cette moyenne était de 36,79 ppb, alors qu'elle était respectivement de 33,8, de 43,1, de 36,2, de 30,3 et de 38,2 ppb pour les provinces de l'Atlantique; le sud-est de l'Ontario; les Prairies et le nord de l'Ontario; la Colombie-Britannique; et l'ensemble du Canada (Environnement Canada, 2012b).

Distribution spatiale et temporelle des niveaux d'ozone au Québec

Au Québec, les concentrations d'ozone troposphérique fluctuent considérablement d'une année à l'autre, et elles sont également très différentes au cours d'une même année. L'ozone est élevé lors des journées chaudes entre les mois de mai et d'août et lors de la présence d'un anticyclone (zone de haute pression) qui se déplace lentement, qui piège les polluants près du sol et qui les empêche de se disperser et de se diluer (Environnement Canada, 1999).

Les concentrations d'ozone troposphérique varient aussi géographiquement sur le territoire québécois. De façon générale, les concentrations les plus élevées se trouvent dans le sud de la province, en raison des importants déplacements de masses d'air provenant du sud et du sud-ouest. Ces masses d'air survolent les zones industrielles et fortement urbanisées des Grands Lacs et du nord-est des États-Unis et déplacent les polluants atmosphériques (MDDEP, 1997; MDDEP, 2010a). De plus, les concentrations d'ozone sont aussi plus importantes dans les milieux ruraux que dans milieux urbains ou périurbains. En effet, les NOx surtout produits par la circulation automobile dans les milieux urbains, réagissent très rapidement avec l'ozone et font diminuer momentanément ses concentrations moyennes dans l'air ambiant. Par conséquent, des concentrations

élevées d'ozone sont susceptibles de se retrouver en aval des grandes agglomérations urbaines selon la provenance du vent (ministère de l'Environnement, 1997 et 2007).

ESTIMATION DE L'EXPOSITION DE LA POPULATION QUÉBÉCOISE À L'OZONE TROPOSPHÉRIQUE

L'estimation des risques pour la santé associés à l'ozone nécessite des données sur les expositions de la population (Baker et collab., 2008). Pour le Québec, cette estimation de l'exposition s'avère une tâche complexe, car les stations d'échantillonnage sont limitées et dispersées de façon inégale sur un vaste territoire. La prise de mesures individuelles est une approche coûteuse pour estimer l'exposition (Jerret et collab., 2005) et elle ne peut donc pas être réalisée sur toute la population québécoise. Afin de remédier à cette problématique, qui se retrouve à l'échelle mondiale, des experts d'ici et d'ailleurs développent depuis plusieurs années des méthodes d'estimation spatiotemporelle pour évaluer l'exposition des populations à l'ozone troposphérique.

L'approche traditionnelle pour estimer l'exposition des individus consiste en l'extrapolation aux milieux environnants des données enregistrées aux stations d'échantillonnage. À titre d'exemple, on attribue aux individus la valeur de la station située la plus près de leur lieu de résidence. Toutefois, cette méthode conduit inévitablement à de mauvaises classifications des niveaux d'exposition et tend à atténuer les variations de l'exposition individuelle en attribuant de façon erronée les mêmes concentrations à un grand nombre d'individus (Bell, 2006; Vienneau et collab., 2009; Beelen et collab., 2009).

Afin d'augmenter la précision des estimations de l'exposition des populations, des méthodes de modélisation environnementale, dont les modèles de régression de type *Land Use* ou d'utilisation du sol, et les méthodes d'interpolation ont été développées. Ce document ne présentera que les principales caractéristiques des modèles employés pour estimer l'exposition à l'ozone troposphérique et il n'est donc pas exhaustif en ce qui a trait à l'ensemble des modèles utilisés en pollution de l'air. Les lecteurs sont invités à consulter les documents de Jerret et collab. (2005); Zou et collab. (2009) et Briggs (2005) pour obtenir plus de détails à ce sujet.

Modèles de régression de type *Land Use* ou d'utilisation du sol

Il est possible de se servir des modèles de régression de type *Land Use* pour estimer l'exposition des populations à l'ozone. En vue de développer ces modèles, des mesures de concentrations du polluant étudié sont prises à des stations d'échantillonnage sur un territoire donné, et ces mesures sont ensuite prédites à partir de variables qui sont géoréférencées et disponibles partout sur le territoire (par exemple la latitude, la densité des autoroutes dans une zone tampon, etc.). L'ensemble de ces variables permet l'élaboration d'une équation mathématique qui prédit les concentrations d'ozone aux stations d'échantillonnage et qui pourra être utilisée pour estimer les concentrations du polluant aux endroits où des mesures n'ont pas été notées (Jerret et collab., 2005; Beelen et collab., 2009). De nombreux modèles de type *Land Use* ont été conçus pour estimer les niveaux de polluants émis par le trafic routier comme le NO₂ et les PM 2,5 (pour une revue de ces modèles, voir Ryan et LeMasters, 2007). Bien que cela s'avère exceptionnel, ce type de modèle a aussi été employé pour estimer les concentrations ambiantes d'ozone troposphérique sur l'ensemble du territoire européen (Beelen et collab., 2009).

Modèles d'interpolation

Les modèles d'interpolation sont des approches de modélisation environnementale permettant d'estimer l'exposition de larges populations. Ils reposent sur des techniques de géostatistique et ont comme objectif principal d'interpoler des valeurs de concentrations sur des territoires non échantillonnés à l'aide des données mesurées aux stations d'échantillonnage (Phillips et collab., 1997). Il existe plusieurs méthodes d'interpolation; ce document n'en présentera que trois types, soit les méthodes basées sur la proximité des stations de mesures, celle du krigeage et celle du modèle de type BME *Bayesian Maximum Entropy* ou analyse basée sur la méthode de l'estimation des densités de probabilités à l'aide du maximum d'entropie. Toutefois, les lecteurs sont invités à se référer au manuel d'utilisation de ArcGIS pour obtenir plus d'information sur certains de ces modèles.

Méthodes basées sur la proximité des stations de mesures

Ces méthodes reposent sur la mesure de la distance entre un point d'intérêt et la station d'échantillonnage la plus proche. On considère qu'un individu situé à une station de mesures est exposé aux concentrations calculées à cette station et que l'estimation de son exposition diminue à mesure qu'il s'éloigne de cette source (Jerret et collab., 2005; Zou et collab., 2009). Généralement, une pondération basée sur la distance entre le point d'intérêt et la station d'échantillonnage est élaborée et appliquée aux concentrations mesurées aux stations d'échantillonnage. Par exemple, une des techniques utilisées consiste à sélectionner des rayons autour des stations de mesures et à attribuer une même pondération aux endroits situés dans ces rayons (Wong et collab., 2004).

L'approche de la pondération inverse à la distance est une autre technique fréquemment utilisée pour estimer les concentrations d'ozone troposphérique. Dans cette approche, la concentration estimée à un point est le résultat de la multiplication de la concentration observée à une station de mesure et d'un facteur de pondération, qui est basé sur l'inverse de la distance de ce point par rapport à cette station de mesure, et ce, dans un rayon de distance prédéterminé (Bell, 2006). Donc, une concentration à un point d'intérêt, qui est près d'une station de mesure, sera estimée avec un facteur de pondération plus élevé qu'un point d'intérêt situé plus loin d'une station.

À titre d'exemple, Bell (2006) a mesuré les concentrations d'ozone dans le nord-est de la Géorgie aux États-Unis avec des mesures d'ozone prises à 8 stations d'échantillonnage. Dans un rayon de 50 km autour des stations de mesure, la concentration a été estimée à l'aide de la relation suivante : $W_{ij}=r_{ij}^{-3}$, où W_{ij} était le facteur de pondération de la concentration de la station de mesure j pour la région i et r_{ij} était la distance entre la station de mesure j et le centroïde du comté. Ainsi, la concentration d'ozone en un point était estimée par la moyenne des valeurs de chacune des stations de mesures situées dans un rayon de 50 km de ce point, auxquelles étaient ajoutées un facteur de pondération tel que décrit par l'équation ci-haut.

Les méthodes basées sur la proximité des stations, bien qu'elles soient fréquemment employées pour l'estimation de l'ozone (Hopkins et collab., 1999; Philips et collab., 1997), présentent toutefois plusieurs limites dont l'exclusion de tous les paramètres qui influencent la formation, la destruction et la dispersion de l'ozone (Zou et collab., 2009). De plus, ces méthodes supposent une relation particulière entre le facteur de pondération et la distance, et cette relation n'est pas toujours réaliste ni optimale (Philips et

collab., 1997). Souvent, on utilise les méthodes mentionnées ci-dessus pour réaliser une analyse exploratoire lors de l'estimation de l'exposition (Jerret et collab., 2005).

Le krigeage

Le krigeage, qui est la méthode d'interpolation la plus commune, estime aussi les concentrations d'un polluant de façon similaire à la méthode basée sur la proximité des stations de mesure, mais utilise une pondération différente. En effet, au lieu de présumer une pondération fixe (comme l'inverse de la distance par exemple), cette méthode estime une pondération à partir de la covariance (dépendance) spatiale et temporelle qui existe entre toutes les concentrations mesurées aux stations d'échantillonnage (Bell, 2006; Hopkins et collab., 1999). Le krigeage permet de définir des équations d'estimation des concentrations sur l'ensemble de l'aire d'étude, qui servent ultimement à réaliser des cartes représentant une surface de pollution sur l'ensemble du territoire à l'étude et pour une période donnée (Jerret et collab., 2005).

Il existe plusieurs variantes de krigeage. Le cokrigeage présente un intérêt particulier, car il permet de considérer dans les analyses des variables auxiliaires, comme la densité de la population, les émissions provenant du trafic routier et les conditions météorologiques (Jerret et collab., 2009), qui sont géoréférencées sur l'ensemble du territoire. Cette méthode évalue la relation mathématique entre les concentrations du polluant mesurées aux stations d'échantillonnage et une variable auxiliaire (ou un indice qui représente l'agrégation de plusieurs variables auxiliaires sur le territoire), et emploie ensuite cette relation mathématique pour interpoler et estimer les concentrations du polluant sur le territoire aux endroits où aucune station d'échantillonnage n'est installée. Philips et collab. (1997) ont eu recours à cette méthode pour estimer les concentrations d'ozone dans le sud-est des États-Unis. Ces auteurs ont construit un indice de l'exposition potentielle à l'ozone, qui était basé sur trois variables (ou facteurs) responsables de la formation et du transport de l'ozone, soit : 1) la moyenne journalière maximale de la température; 2) la direction des vents et 3) les émissions de NOx. Pour ce faire, ils ont divisé le territoire d'étude en cellules de 20 km² et une valeur pour chaque variable suivante a été déterminée : la température, la direction des vents et les émissions de NOx. Les valeurs de ces trois variables ont ensuite été multipliées afin de générer un indice par cellule, qui exprimait le potentiel relatif de chacune des cellules à subir un niveau élevé d'ozone. Finalement, une relation mathématique entre ces valeurs d'indices et les concentrations d'ozone mesurées aux stations d'échantillonnage a été déterminée, et les concentrations d'ozone aux endroits où aucune station d'échantillonnage n'était installée ont été interpolées à partir de cette relation mathématique. Lors de cette étude, le cokrigeage a permis une meilleure prédiction des concentrations par rapport aux autres méthodes d'interpolation (pondération inverse à la distance, krigeage, etc.), ce qui est d'ailleurs généralement le cas lorsque les variables auxiliaires choisies sont bien corrélées aux concentrations d'ozone mesurées aux stations d'échantillonnage.

Somme toute, le succès de ces types de krigeage repose sur le fait qu'ils prennent en considération la dépendance entre les données pour interpoler les concentrations du polluant. Ils offrent le meilleur estimateur provenant d'un modèle linéaire à n'importe quel endroit dans l'aire d'étude (Jerrett *et al.*, 2005; Baker et collab., 2009). Toutefois, ces variétés de krigeage comportent aussi des contraintes inhérentes, comme le fait qu'elles nécessitent un nombre important de stations de mesures pour produire des estimations précises (Yu et collab., 2009). Les surfaces interpolées de pollution sont souvent fortement biaisées et presque invariablement trop régulières à cause d'un manque de

représentativité de l'environnement dans son ensemble (Briggs, 2006, Jerret et collab., 2005).

La méthode de l'analyse de type BME (*Bayesian Maximum Entropy*) ou l'analyse basée sur la méthode de l'estimation des densités de probabilités à l'aide du maximum d'entropie

Une autre méthode d'interpolation des données consiste en une analyse spatiotemporelle basée sur l'estimation des densités de probabilités à l'aide du maximum d'entropie (BME). Cette technique permet d'améliorer l'estimation par le krigeage. Tout comme pour cette dernière méthode, le BME estime des pondérations à l'aide des données de mesures provenant des stations d'échantillonnage (données observées « hard »), mais emploie en plus des données ayant divers degrés d'incertitudes statistiques (ou fonction de probabilité) comme des prédictions de modèles mathématiques ou des mesures associées à un intervalle de confiance (données estimées « soft »). L'ensemble de ces informations (données observées et estimées) est mis en commun afin de calculer une pondération qui sera associée à chacune des concentrations mesurées aux stations de mesures les plus près du point d'intérêt à estimer. Cette méthode fournit une estimation de l'exposition en termes de probabilité à tous les points d'intérêt de l'aire d'étude et permet de créer des cartes représentant des surfaces de pollution dans un continuum spatiotemporel (Bogaert et collab., 2009; De Nazelle et collab., 2010).

Contrairement au krigeage et au cokrigeage, la méthode BME n'a pas autant de contraintes d'utilisation (Yu et collab., 2009; Bogaert et collab., 2009), et ses interpolations intègrent des données qui comportent des incertitudes statistiques, ce qui en fait un modèle très intéressant pour la prédiction des concentrations de polluants atmosphériques (Kolovos et collab., 2010; Christakos et Vyas, 1998; Christakos et Serre, 2000; Bogaert et collab., 2009; De Nazelle et collab., 2010). Cette méthode demande néanmoins d'importantes connaissances en modélisation, en géostatistique et en informatique.

Projet de recherche pour estimer l'exposition de la population québécoise à l'ozone

La dispersion du réseau de stations d'échantillonnage au Québec, la surreprésentation de certaines régions métropolitaines et le manque de ressources sont les principales raisons qui motivent le recours à la modélisation environnementale pour estimer l'exposition des individus de la population à l'ozone troposphérique. Cette problématique est abordée dans un projet de recherche de la Chaire sur la pollution de l'air, les changements climatiques et la santé de l'Université de Montréal. L'objectif de cette recherche est de comparer trois méthodes permettant d'estimer l'exposition de la population du Québec aux concentrations estivales d'ozone troposphérique, à l'aide des données du réseau de stations d'échantillonnage du programme de surveillance de la qualité de l'air du MDDEFP de 1990 à 2009.

Les approches qui ont été développées à des fins de comparaison sont : 1) un modèle de régression mixte de type *Land Use* qui comporte plusieurs variables de prédiction dont la température, les précipitations, les jours de l'année, l'année, un estimé de la densité du trafic routier et la latitude; 2) un modèle d'interpolation par krigeage à l'aide de l'ensemble des données du réseau et 3) un modèle de type BME qui utilise l'ensemble des données du réseau (tout comme pour le krigeage) ainsi que les données estimées par le modèle de régression mixte de type *Land Use* et de ses incertitudes. Les estimations de ces trois approches ont été comparées par une validation croisée qui estime et compare l'erreur de prédiction de chacun des modèles par rapport aux concentrations réelles mesurées aux stations d'échantillonnage.

Les résultats de cette étude suggèrent que la méthode BME permet d'estimer les concentrations avec une plus petite erreur et avec une plus grande précision que les deux autres modèles. Les figures suivantes présentent quelques résultats de cette étude sur les modèles d'interpolation (c'est-à-dire le krigeage et la méthode BME). Ainsi, les figures 1 et 2 illustrent les moyennes des concentrations d'ozone en ppb (sur 8 heures, de 9 h à 17 h) sur le territoire montréalais en date du 29 août 2005, comme elles ont été estimées à l'aide du krigeage et de la méthode BME, alors que les figures 3 et 4 montrent les estimations des erreurs statistiques associées aux moyennes de concentrations d'ozone estimées. La comparaison des figures 1 et 2 indique que les variations de l'estimation des concentrations effectuée à l'aide du krigeage sont plus importantes que celles provenant de la méthode BME pour cette journée. Toutefois, les dispersions géographiques sont similaires pour les deux modèles d'interpolation, démontrant notamment que les concentrations d'ozone sont plus faibles dans l'est de Montréal et plus élevées dans le sud-ouest de la ville. Par ailleurs, la comparaison des figures 3 et 4 montre que le krigeage présente plus d'incertitudes statistiques sur les moyennes de concentrations estimées comparativement à la méthode BME. Les résultats de la présente étude suggèrent que le succès de la méthode BME soit associé à l'intégration des informations provenant du modèle de régression mixte de type *Land Use*.

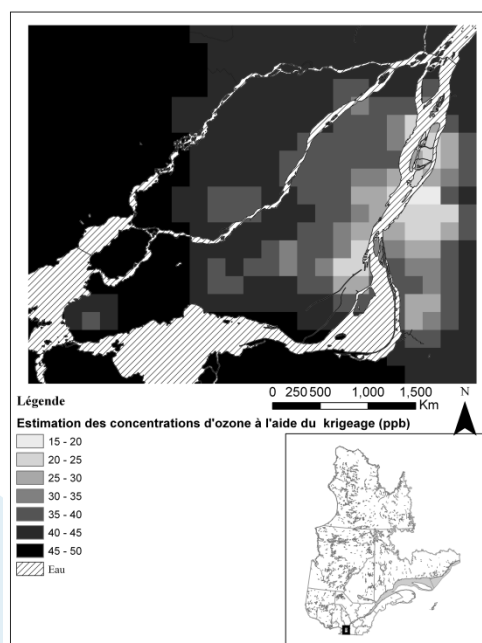


FIGURE 1
Estimation des concentrations d'ozone troposphérique sur le territoire montréalais en date du 29 août 2005 à l'aide de la méthode du krigeage (pour une période de 8 heures, entre 9 h et 17 h)

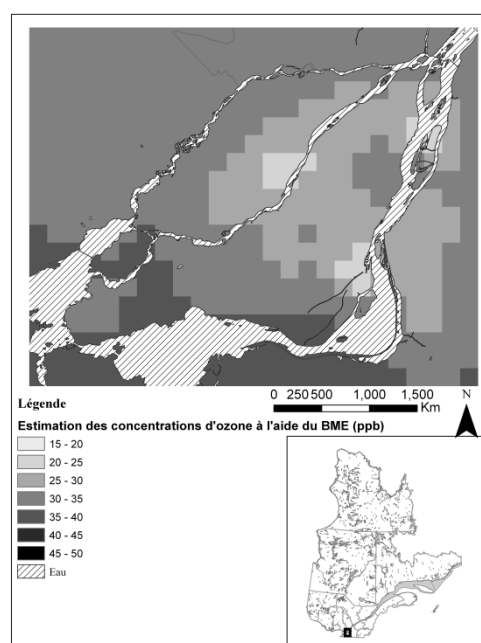


FIGURE 2
Estimation des concentrations d'ozone troposphérique sur le territoire montréalais en date du 29 août 2005 à l'aide de la méthode BME (pour une période de 8 heures, entre 9 h et 17 h)

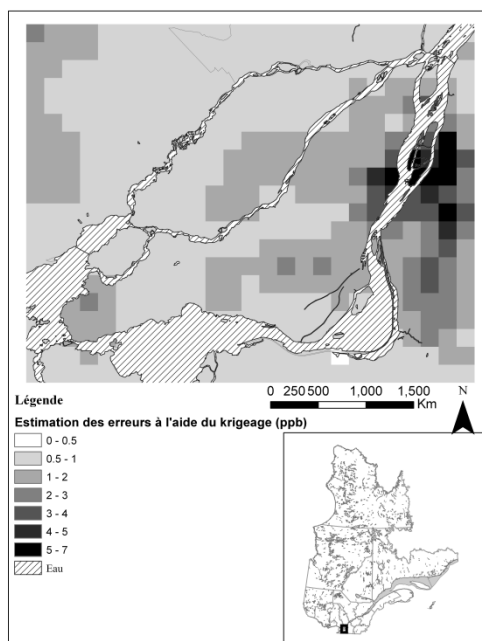


FIGURE 3
Estimation des erreurs associées à l'interpolation des concentrations d'ozone troposphérique sur le territoire montréalais en date du 29 août 2005 à l'aide de la méthode du krigeage (pour une période de 8 heures, entre 9 h et 17 h)

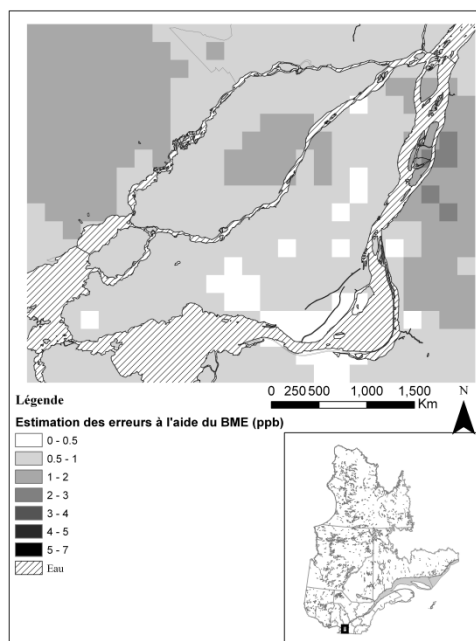


FIGURE 4
Estimation des erreurs associées à l'interpolation des concentrations d'ozone troposphérique sur le territoire montréalais en date du 29 août 2005 à l'aide de la méthode BME (pour une période de 8 heures, entre 9 h et 17 h)

CONCLUSION

Outre son utilité pour le développement de nouvelles connaissances scientifiques en épidémiologie environnementale, l'estimation des niveaux d'ozone troposphérique sur le territoire québécois offre une multitude de façons intéressantes de soutenir les efforts déployés en matière de surveillance et de protection de la santé publique. En effet, la modélisation permettra d'évaluer les concentrations d'ozone sur le territoire québécois afin d'étudier les particularités de sa dispersion, et de cibler les endroits où il serait pertinent d'ajouter des stations d'échantillonnage sur le territoire. La modélisation donnera aussi l'occasion d'évaluer l'association qui existe entre certaines maladies et les niveaux d'ozone troposphérique au Québec.

Ultimement, l'objectif de la modélisation est d'améliorer l'évaluation de l'exposition de la population à l'ozone troposphérique afin de mieux estimer les risques que ce polluant peut représenter pour la santé. Ceci s'inscrit d'ailleurs dans l'un des objectifs du plan commun de surveillance du ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec qui souhaite réduire les problèmes de santé associés à la pollution atmosphérique (MSSS, 2012).

Pour terminer, dans un contexte de changements climatiques où il est probable que les concentrations d'ozone ambiantes augmentent au cours des prochaines années (Santé Canada, 2008; Desjarlais et collab., 2010; Kelly et collab., 2012), il devient impératif de poursuivre le développement de la modélisation des niveaux d'ozone troposphérique afin de fournir des connaissances scientifiques aux intervenants et aux décideurs en santé publique pour protéger davantage la population québécoise.

RÉFÉRENCES

- Baker, D. et Nieuwenhuijsen, M. J. (2009). *Environmental epidemiology- study methods and application*. United Kingdom : Oxford Press University
- Beelen, R., Hoek, G., et collab. (2009). Mapping of background air pollution at fine spatial scale across the European Union. *Science of the Total Environment*, vol. 407, n° 6, p. 1852-1867.
- Bell, M. L. (2006). The use of ambient air quality modeling to estimate individual and population exposure for human health research: a case study of ozone in the Northern Georgia Region of the United States. *Environment International*, vol. 32, n° 5, p. 586-593.
- Bogaert, P., Christakos, G., et collab. (2009). Spatiotemporal modelling of ozone distribution in the State of California. *Atmospheric Environment*, vol. 43, n° 15, p. 2471-2480.
- Briggs, D. (2005). The role of Gis: coping with space (and time) in air pollution exposure assessment. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, vol. 68 n° 13-14, p. 1243-1261.
- Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME). (2000). *Canadian wide standards for particulate matter (PM) and ozone*. [En ligne]. www.ccme.ca/assets/pdf/pmozone_standard_e.pdf (Page consultée le 16 juillet 2012).
- Christakos, G. et Serre, M. L. (2000). BME analysis of spatiotemporal particulate matter distributions in North Carolina. *Atmospheric Environment*, vol. 34, n° 20, p. 3393-3406.
- Christiakos, G. et Vyas, V. M. (1998). A composite space/time approach to studying ozone distribution over eastern United States. *Atmospheric Environment*, vol. 32, n° 16, p. 2845-2857.
- De Nazelle, A., Arunachalam, S., et collab. (2010). Bayesian maximum entropy integration of ozone observations and model predictions: an application for attainment demonstration in North Carolina. *Environmental Science and Technology*, vol. 44, n° 15, 5707-5713.
- Desjarlais, C., Blondlot, A., et collab. (2010). *Savoir s'adapter aux changements climatiques*. Montréal : OURANOS. [En ligne]. http://www.ouranos.ca/fr/publications/documents/sscc_francais_br-V22Dec2011_000.pdf (Page consultée le 2 juin 2012).
- Environnement Canada. (1999). *Objectifs nationaux de qualité de l'air ambiant sur l'ozone troposphérique*. Groupe de travail fédéral-provincial sur les objectifs et les lignes directrices de la qualité de l'air, Environnement Canada.
- Environnement Canada (2010a). *La couche d'ozone*. [En ligne]. <http://www.ec.gc.ca/ozone/default.asp?lang=Fr&n=DB5CBDE6-1> (Page consultée le 2 juin 2012).
- Environnement Canada (2010b). *L'ozone troposphérique*. [En ligne]. <http://www.ec.gc.ca/air/default.asp?lang=Fr&n=590611CA-0> (Page consultée le 2 juin 2012).
- Environnement Canada. (2010c). *Composés organiques volatils- contexte*. [En ligne]. www.ec.gc.ca/cov-voc/default.asp?lang=Fr&n=59828567-1 (Page consultée le 2 juin 2012).
- Environnement Canada. (2012a). *Indicateurs environnementaux-Cartes interactives des indicateurs*. [En ligne]. URL: <http://maps-cartes.ec.gc.ca/indicators-indicateurs/default.aspx?lang=fr>. (Page consultée le 25 juin 2012).
- Environnement Canada. (2012b). *Niveaux ambiants d'ozone troposphérique*. [En ligne]. www.ec.gc.ca/indicateurs-indicateurs/default.asp?lang=Fr&n=9EBBCA88-1. (Page consultée le 25 juin 2012).

- Hopkins, L. P., Ensor, K. B. et Rifai, H. S. (1999). Empirical evaluation of ambient ozone interpolation procedures to support exposure models. *Journal of the Air & Waste Management Association*, vol. 49, n° 7, p. 839-846.
- Institut national de santé publique du Québec. (2012). *Bilan de la qualité de l'air au Québec en lien avec la santé, 1975-2009*. Québec : Direction de la santé environnementale et de la toxicologie, Institut national de santé publique du Québec.
- Institut national de recherche et de sécurité pour la prévention des accidents du travail et des maladies professionnelles – INRS (1997). *Fiche toxicologique N.43 : Ozone*. [En ligne]. <http://www.inrs.fr/accueil/produits/bdd/doc/fichetox.html?refINRS=FT%2043>. (Page consultée le 2 juin 2012).
- Jerrett, M., Arain, A., et collab. (2005). A review and evaluation of intraurban air pollution exposure models. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, vol. 15, n° 2, p. 185-204.
- Kelly, J., Makar, P. A., et collab. (2012). Projections of mid-century summer air-quality for North America: effects of changes in climate and precursor emissions. *Atmospheric Chemistry and Physics*, vol. 12, n° 2, p. 5367-5390.
- Kolovos, A., Skupin, A., et collab. (2010). Multi-perspective analysis and spatiotemporal mapping of air pollution monitoring data. *Environmental Science and Technology*, vol. 44, n° 17, p. 6738-6744.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs – MDDEP. (1997). *La qualité de l'air au Québec, de 1975 à 1994*. Québec : Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du milieu atmosphérique et Service de la qualité de l'atmosphère. Québec.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs – MDDEP. (2007). Formation and origin of smog. *Info-Smog*. [En ligne]. http://www.mddep.gouv.qc.ca/air/info-smog/fiche-formation_en.pdf (Page consultée le 1^{er} juillet 2012).
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs – MDDEP. (2010a). *Fine particles and ozone in Quebec relative to the Canada-Wide standards* (2009 Report). Québec : Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction des politiques de la qualité de l'atmosphère.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs – MDDEP. (2010b). *Le programme de surveillance de la qualité de l'air*. [En ligne]. http://www.mddefp.gouv.qc.ca/air/programme_surveillance/index.htm. (Page consultée le 2 juin 2012).
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs – MDDEP. (2010c). *Mise à jour des critères québécois de qualité de l'air*. Québec : Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement de la Faune et des Parcs – MDDEP. (2012). *Règlement sur la qualité de l'atmosphère : Loi sur la qualité de l'environnement* (L.R.Q., c. Q-2, a. 20, 31, 53, 70, 71, 72, 87 et 124.1).
- Organisation mondiale de la Santé – OMS. (2006). *Lignes directrices OMS relatives à la qualité de l'air : particules, ozone, dioxyde d'azote et dioxyde de soufre*. [En ligne]. whqlibdoc.who.int/hq/2006/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_fre.pdf. (Page consultée le 2 juin 2012).
- Phillips, D. L., Lee, E. H., et collab. (1997). Use of auxiliary data for spatial interpolation of ozone exposure in southeastern forests, *Environmetrics*, vol. 8, p. 43-61.

Ministère de la Santé et des Services sociaux – MSSS. (2012). *Santé environnementale-surveillance*. [En ligne]. www.msss.gouv.qc.ca/sujets/santepub/environnement/index.php?surveillance. (Page consultée le 2 juin 2012).

Ryan, P. H. et Lemasters, G.K. (2007). A review of land-use regression models for characterizing intraurban air pollution exposure. *Inhalation Toxicology*, vol. 19, suppl. 1, 127-133.

Santé Canada. (2008). *Santé et changements climatiques : évaluation des vulnérabilités et de la capacité d'adaptation au Canada*. Ottawa : Santé Canada.

United State Environmental American Agency – U.S. EPA. (2006). *Air quality criteria for ozone and other photochemical oxidants*, n° EPA /600/P-93/004aF.

United States Environmental American Agency – U.S. EPA. (2008). *National ambient air quality standards for ozone; final rule*. [En ligne]. www.gpo.gov/fdsys/pkg/FR-2008-03-27/html/E8-5645.htm (Page consultée le 16 juillet 2012).

United States Environmental American Agency – U.S. EPA. (2012). *Ground-level ozone-regulatory actions*. [En ligne]. www.epa.gov/groundlevelozone/actions.html. (Page consultée le 16 juillet 2012).

Vienneau, D., De Hoogh, K., et collab. (2009). A GIS-based method for modelling air pollution exposures across Europe. *Science of the Total Environment*, vol. 408, n°2, p. 255-266.

Wong, D. W., Yuan, L., et collab. (2004). Comparison of spatial interpolation methods for the estimation of air quality data. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, vol. 14, n° 5, p. 404-415.

Yu, H. L., Chen, J. C., et collab. (2009). BME Estimation of residential exposure to ambient PM10 and ozone at multiple time scale. *Environmental Health Perspectives*, vol. 117, n° 4, p. 537-544.

Zou, B., Wilson, J. G., et collab. (2009). Air pollution exposure assessment methods utilized in epidemiological studies. *Journal of Environmental Monitoring*, vol. 11, n° 3, p. 475-490.

AUTEURS

Ariane Adam-Poupart
Département de santé environnementale et santé au travail
Faculté de médecine, Université de Montréal

Allan Brand
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie
Institut national de santé publique du Québec

Michel Fournier
Agence de la santé et des services sociaux de Montréal/Direction de santé publique

Audrey Smargiassi
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie
Institut national de santé publique du Québec
Chaire sur la pollution de l'air, les changements climatiques et la santé, Faculté de médecine, Université de Montréal

Cette étude est financée par le Fonds vert dans le cadre de l'Action 21 du Plan d'action 2006-2012 sur les changements climatiques du gouvernement québécois.

N° de publication : 1680

Ce rapport est disponible intégralement en format électronique (PDF) sur le site Web de l'Institut national de santé publique du Québec au : <http://www.inspq.qc.ca>.

Les reproductions à des fins d'étude privée ou de recherche sont autorisées en vertu de l'article 29 de la Loi sur le droit d'auteur. Toute autre utilisation doit faire l'objet d'une autorisation du gouvernement du Québec qui détient les droits exclusifs de propriété intellectuelle sur ce document. Cette autorisation peut être obtenue en formulant une demande au guichet central du Service de la gestion des droits d'auteur des Publications du Québec à l'aide d'un formulaire en ligne accessible à l'adresse suivante : <http://www.droitauteur.gouv.qc.ca/autorisation.php>, ou en écrivant un courriel à : droit.auteur@cspq.gouv.qc.ca.

Les données contenues dans le document peuvent être citées, à condition d'en mentionner la source.

DÉPÔT LÉGAL – 3^e TRIMESTRE 2013
BIBLIOTHÈQUE ET ARCHIVES NATIONALES DU QUÉBEC
BIBLIOTHÈQUE ET ARCHIVES CANADA
ISBN : 978-2-550-68443-5 (VERSION IMPRIMÉE)
ISBN : 978-2-550-68444-2 (PDF)

©Gouvernement du Québec (2013)