

Affiner les méthodes :
L'évaluation de l'exposition de populations aux gaz
d'échappement des véhicules automobiles

Article rédigé pour le compte de la
Commission de coopération environnementale

par

Chris Van Atten et coll.

Novembre 2004

Affiner les méthodes : L'évaluation de l'exposition de populations aux gaz d'échappement des véhicules automobiles

Auteurs : *Chris Van Atten*¹, *Michael Brauer*², *Tami Funk*³, *Nicolas L. Gilbert*⁴, *Lisa Graham*⁵, *Debra Kaden*⁶, *Paul J. Miller*⁷, *Leonora Rojas Bracho*⁸, *Amanda Wheeler*⁴ et *Ronald H. White*⁹, avec la collaboration de participants additionnels à l'Atelier sur les méthodes d'évaluation de l'exposition aux gaz d'échappement des véhicules*

¹M.J. Bradley and Associates, 47 Junction Square Drive, Concord, MA, 01742, États-Unis

²School of Occupational and Environmental Hygiene, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique) V6T 1Z3, Canada

³Sonoma Technologies, Inc., 1360 Redwood Way, Suite C, Petaluma, CA, 94954, États-Unis

⁴Santé Canada, Édifice Standard Life, bureau 710, 274, rue Slater, P.L. 3807-B, Ottawa (Ontario) K1A 0K9, Canada

⁵Environnement Canada, 335, chemin River, Ottawa (Ontario) K1A 0H3, Canada

⁶Health Effects Institute, Charlestown Navy Yard, 120 Second Avenue, Boston, MA, 02129, États-Unis

⁷**Auteur-ressource** : Commission de coopération environnementale, 393 rue Saint-Jacques Ouest, bureau 200, Montréal (Québec) H2Y 1N9, Canada

⁸Instituto Nacional de Ecología, Periferico Sur No. 5000, Col. Insurgentes Cuicuilco, Ciudad de México, Distrito Federal, 04530, Mexique

⁹Risk Sciences and Policy Institute, Johns Hopkins Bloomberg School of Public Health, 615 N. Wolfe Street, Room W6035, Baltimore, MD, 21205, États-Unis

*Participants additionnels à l'Atelier sur les méthodes d'évaluation de l'exposition aux gaz d'échappement des véhicules, tenu les 29 et 30 septembre 2003 au siège de la Commission de coopération environnementale, à Montréal (Québec) : Jeffrey Brook, Timothy Buckley, Verónica Garibay Bravo, Fernando Holguin, Hortencia Moreno-Macias, Alvaro R. Osornio Vargas, Matiana Ramírez Aguilar et Iris Xiaohong Xu.

Les auteurs tiennent en outre à remercier les personnes suivantes pour la contribution utile qu'ils ont apportée à la rédaction du présent article : Richard Baldauf, de l'*Environmental Protection Agency* (Agence de protection de l'environnement des États-Unis), Barry Jessiman, de Santé Canada, et Anne-Marie Baribeau.

Avertissement

Le présent article, rédigé pour le compte du Secrétariat de la Commission de coopération environnementale (CCE), est le produit de discussions tenues en atelier. Les opinions et autres renseignements qu'il contient ne reflètent pas nécessairement les vues ou les politiques de la CCE, des gouvernements du Canada, du Mexique et des États-Unis et, ni du *Health Effects Institute* et de ses commanditaires (*Environmental Protection Agency* des États-Unis et fabricants de véhicules automobiles et de moteurs).

Intérêts conflictuels

Aucun intérêt conflictuel déclaré.

Contribution respective des auteurs

Tous les auteurs ont contribué à l'étude. Tous les auteurs ont lu et approuvé la version finale du présent article.

Sigles et acronymes

| | |
|-----------------|---|
| CALINE | <i>California Line Source Dispersion Model</i> (Modèle de dispersion à sources linéaires de la Californie) |
| CCE | Commission de coopération environnementale |
| CMEM | <i>Comprehensive Modal Emissions Model</i> (Modèle complet d'évaluation des émissions selon le mode d'utilisation des véhicules) |
| COV | Composés organiques volatils |
| GPS | <i>Global Positioning System</i> (Système mondial de localisation) |
| EPA | <i>Environmental Protection Agency</i> (Agence de protection de l'environnement des États-Unis) |
| LUCAS | <i>Lung Cancer in Stockholm Study</i> (Étude du cancer du poumon à Stockholm) |
| MEASURE | <i>Mobile Emissions Assessment System for Urban and Regional Evaluation</i> (Système d'évaluation des émissions des sources mobiles à l'échelle urbaine et régionale) |
| MOVES | <i>Motor Vehicle Emission Simulator</i> (Simulateur des émissions des véhicules automobiles) |
| MVP | Mille-véhicule parcouru |
| SAGC | Système avancé de gestion de la circulation |
| SAVIAH | <i>Small Area Variations in Air Pollution and Health</i> (Étude des variations micro-locales de la pollution atmosphérique et de ses effets sur la santé) |
| SIG | Système d'information géographique |
| TRANSIMS | <i>Transportation Analysis Simulation System</i> (Système de simulation et d'analyse des transports) |
| TRAPCA | <i>Traffic-Related Air Pollution on Children Asthma</i> (Étude des effets de la pollution atmosphérique engendrée par les véhicules sur l'asthme chez les enfants) |

Résumé

Il devient de plus en plus nécessaire d'évaluer avec davantage de précision l'exposition aux gaz d'échappement des véhicules automobiles des populations qui sont situées à proximité des grandes voies routières. Cette nécessité résulte en partie de nouvelles politiques qui exigent une évaluation plus ciblée des effets localisés sur la santé engendrés par des expansions du réseau routier et un transport commercial accru. En outre, les milieux scientifiques s'intéressent de plus en plus au perfectionnement des méthodes qui permettent de mesurer l'exposition à une échelle micro-locale et de déterminer les composantes des gaz d'échappement susceptibles d'accroître les risques pour la santé dans les populations exposées à une importante pollution automobile. En vue de décrire l'état actuel des connaissances dans le domaine de l'évaluation de l'exposition aux abords des grandes voies routières, et de renseigner les décideurs sur les besoins en recherche et les tendances à cet égard, nous donnons un aperçu des nouvelles exigences en matière de politiques et nous présentons un cadre conceptuel de l'évaluation de l'exposition aux gaz d'échappement qui pourra contribuer à éclairer la prise de décisions stratégiques. Nous décrivons également les forces et les faiblesses des techniques d'évaluation actuellement utilisées, ce qui pourra contribuer à guider les travaux futurs d'affinement des méthodes employées pour évaluer l'exposition de populations aux gaz d'échappement des véhicules automobiles.

Contexte

On ressent de plus en plus le besoin, dans le domaine de la santé publique, de recueillir davantage de données concernant les effets localisés sur la santé engendrés par la pollution de l'air dans les collectivités qui sont situées aux abords immédiats des grandes voies routières. Ce besoin résulte du nombre croissant d'études qui ont soulevé des préoccupations quant aux liens possibles entre la proximité d'une dense circulation automobile (et l'important volume d'émissions ainsi occasionné) et un risque accru de maladies cardiovasculaires et respiratoires ainsi que de cancer [1–6], de même que d'études qui ont décrit les fortes concentrations de polluants atmosphériques mesurées à proximité des grandes routes. De telles études ont amené les responsables gouvernementaux, les partisans de la protection de la santé et de l'environnement aussi bien que les chercheurs à porter leur attention sur les conséquences de cette pollution en matière de politique publique.

Par exemple, la Californie a récemment adopté une loi qui oblige à évaluer les répercussions des routes à circulation intense situées dans le voisinage immédiat d'emplacements proposés pour la construction d'écoles. Cette loi interdit d'aménager une école à moins de 500 pieds de la route à forte circulation la plus proche, à moins que les autorités scolaires ne puissent établir que la qualité de l'air à l'emplacement proposé ne présente aucun risque notable, à court ou à long terme, pour la santé des écoliers [7].

Dans beaucoup de régions métropolitaines, les citoyens qui habitent aux abords des grandes artères achalandées sont souvent des membres de groupes minoritaires ou des personnes à faible revenu, ce qui soulève les questions de la justice environnementale ainsi que des effets de la pollution atmosphérique et de la situation socioéconomique sur la santé [8, 9]. Ces groupes démographiques peuvent être exposés à d'autres risques pour la santé, dans l'environnement et en milieu de travail; ils peuvent souffrir d'un mauvais état nutritionnel et avoir un accès limité aux soins de santé, ou présenter une prévalence plus élevée de certaines maladies sous-jacentes liées à la pollution atmosphérique. De tels facteurs peuvent modifier les effets de l'exposition à la pollution de l'air engendrée par la proximité de grandes voies routières et aggraver les répercussions néfastes de cette pollution sur la santé.

Les émissions des moteurs diesel représentent une proportion importante de la pollution émise par les sources mobiles en Amérique du Nord et elles constituent la principale source de polluants atmosphériques liés aux activités commerciales. En 1998, la Californie a ajouté les émissions de particules attribuables aux moteurs diesel à sa liste de polluants atmosphériques toxiques, en raison de leur potentiel cancérigène [10]; en 2002, l'*Environmental Protection Agency* (EPA, Agence de protection de l'environnement des États-Unis) a désigné les émissions des moteurs diesel comme étant des cancérigènes probables pour les humains [11]. Cela soulève la question de savoir si les collectivités situées aux abords immédiats des grands couloirs commerciaux et des points de passage transfrontalier congestionnés assument une part disproportionnée des risques pour la santé associés à l'augmentation du transport commercial. Dans ce contexte, on accorde une attention particulière aux villes où les points de passage frontalier sont achalandés, en raison du volume important de camionnage, des longues

files de camions à moteur diesel et des longues périodes d'attente où les moteurs de ces camions tournent au ralenti [12–14].

Les pressions accrues exercées par l'étalement urbain sont susceptibles de favoriser l'expansion des voies routières à circulation dense et l'augmentation connexe du nombre de milles-véhicules parcourus (MVP), et d'accentuer ainsi les préoccupations suscitées par l'état de santé des populations exposées aux gaz d'échappement des véhicules [8]. Les politiques axées sur l'intégration de zones domiciliaires dans les quartiers centraux des villes comportent des avantages sur le plan de la revitalisation économique, de la réduction de l'étalement urbain et de la diminution du nombre de MVP, mais elles pourraient également entraîner une augmentation du nombre de citoyens exposés à un niveau élevé de polluants émis par les véhicules automobiles et, en particulier, par les véhicules lourds.

Compte tenu de la nécessité de mieux comprendre les répercussions localisées des gaz d'échappement des véhicules sur la santé humaine, la Commission de coopération environnementale (CCE) a entrepris d'examiner les méthodes d'évaluation de l'exposition des populations situées dans le voisinage immédiat des grandes artères à circulation intense. Les gouvernements du Canada, du Mexique et des États-Unis ont créé la CCE en 1993, en vertu d'un accord environnemental parallèle à l'Accord de libre-échange nord-américain, en vue de « favoriser un développement durable fondé sur la coopération et sur des politiques environnementales et économiques cohérentes » [15].

Afin de cerner les enjeux et d'évaluer l'état actuel des connaissances scientifiques, la CCE a organisé en septembre 2003, à Montréal (Canada), un atelier de deux jours sur les méthodes d'évaluation de l'exposition aux gaz d'échappement des véhicules. Un groupe d'experts canadiens, mexicains et américains issus de l'administration publique, du monde universitaire et des milieux de la consultation dans le secteur privé a examiné, au cours de cet atelier, les éléments constitutifs de diverses approches adoptées pour l'évaluation de l'exposition de populations aux gaz d'échappement. Le présent article rend compte des informations et des connaissances qui ont été échangées durant l'atelier et donne une vue d'ensemble des méthodes utilisées pour évaluer l'exposition aux émissions des véhicules le long des grands couloirs de transport.

Notre examen est axé sur les éléments fonctionnels des méthodes qui servent à évaluer l'exposition des populations. Divers autres facteurs externes, notamment la situation socioéconomique, les habitudes de comportement et les troubles de santé préexistants, peuvent influencer sur les conséquences pour la santé de l'exposition aux gaz d'échappement des véhicules. Nous reconnaissons les effets de ces facteurs externes, mais nous ne les étudions pas en détail car ils ont fait l'objet d'autres travaux (voir [9] et les études qui y sont citées).

Cadre conceptuel

Afin de contribuer à tracer la voie du perfectionnement des méthodes d'évaluation de l'exposition, de telle sorte qu'elles puissent répondre aux nouveaux besoins en matière de politiques, nous proposons un cadre conceptuel qui permet de mieux comprendre le processus d'évaluation et de cerner les multiples difficultés à résoudre dans le cadre du processus. Après la description du cadre conceptuel, nous donnerons un aperçu de certains outils et techniques auxquels on peut avoir recours pour mesurer l'exposition des populations situées à proximité des grands couloirs de transport.

En général, on évalue l'exposition d'une population à un polluant dans deux types de contexte : 1) dans le cadre d'études épidémiologiques, qui visent à établir le lien entre les maladies respiratoires, le cancer ou d'autres troubles de santé et leurs causes; 2) dans le cadre d'évaluations des risques environnementaux, où l'on cherche à quantifier le risque qu'une source donnée de polluants engendre pour une population. Dans un cas comme dans l'autre, l'objectif visé et les ressources disponibles influenceront sur le choix et le degré de rigueur de la méthode appliquée.

Notre cadre conceptuel, résumé à la **figure 1**, adopte comme point de départ les émissions produites par un véhicule (facteur 1). On sait que toute une série de facteurs influent sur le volume des émissions d'un véhicule : l'âge de celui-ci, la nature du carburant, l'état et le degré d'efficacité des dispositifs antipollution installés, la charge du moteur, le cycle de conduite, etc. Des essais de laboratoire ont pour objet de mesurer ces facteurs en simulant des cycles de conduite typiques à l'aide de dynamomètres pour châssis ou pour moteur, et en analysant les gaz d'échappement. Il est aussi possible d'évaluer en laboratoire les pertes survenant par évaporation, durant la marche et lors du remplissage du réservoir; toutefois, les méthodes employées à cette fin sont souvent complexes et difficiles à appliquer, et les résultats obtenus ne sont pas très représentatifs des conditions réelles. Par ailleurs, on peut analyser les émissions en conditions réelles en ayant recours à des techniques de mesure à réaction rapide des gaz d'échappement de véhicules en marche [16] ou en utilisant des systèmes de captage et d'analyse directement montés sur des véhicules [17].

Figure 1. Cadre conceptuel de l'évaluation de l'exposition de populations aux gaz d'échappement des véhicules automobiles

Toute une série de facteurs influent sur l'exposition aux gaz d'échappement et sur les conséquences de cette exposition pour la santé. Notre cadre conceptuel indique les principaux facteurs qui exercent une action sur le niveau d'exposition, depuis la source des émissions (les véhicules) jusqu'à la population réceptrice.

| Émissions | | Dispersion et transformation | | Concentration inhalée | Exposition | Effets sur la santé |
|--|---|---|---|---|---|--|
| Facteur 1 | Facteur 2 | Facteur 3 | Facteur 4 | | Facteur 5 | Facteur 6 |
|  |  |  |  |  |  | |
| <p>Les émissions d'un véhicule sont influencées par divers facteurs :</p> <p>Chargement du véhicule</p> <p>Température du véhicule (p. ex., démarrage à froid)</p> <p>Entretien</p> <p>Caractéristiques du carburant</p> <p>Dispositifs antipollution</p> <p>Trafiage</p> <p>Vitesse</p> | <p>Collectivement, les émissions des véhicules en un lieu donné dépendent des facteurs suivants :</p> <p>Nombre de milles parcourus par les véhicules</p> <p>Type et âge des véhicules</p> <p>Pente de la route</p> <p>Degré de congestion</p> <p>Feux de circulation</p> | <p>Les caractéristiques des voies routières ont un effet sur le transport et la dispersion des polluants :</p> <p>Hauteur des immeubles le long des rues</p> <p>Palissades antibruit</p> <p>Tunnels</p> <p>Brise-vent</p> <p>Topographie, p. ex. : vallée</p> | <p>La transformation et la décomposition dans l'atmosphère influent sur la concentration spatiale et temporelle des polluants :</p> <p>Rayonnement solaire</p> <p>Température</p> <p>Humidité</p> <p>Force et direction du vent</p> <p>Hauteur de mélange</p> <p>Mélange des substances chimiques dans l'atmosphère et réactions entre elles</p> <p>Retombées</p> | | | <p>Le niveau d'exposition dépend des activités accomplies par la personne et du temps qu'elle passe dans différents micro-environnements :</p> <p>Les gens utilisent différents modes de transport et de déplacement pour se rendre d'une ville à l'autre, circuler dans une ville, se rendre au travail, à l'école, etc.</p> <p>Dans un véhicule ou un autre micro-environnement, les concentrations de polluants peuvent être supérieures à celles du milieu ambiant</p> |

Le facteur 2 (émissions collectives des véhicules) correspond aux émissions totales des centaines ou milliers de véhicules qui circulent sur une route donnée dans diverses conditions de conduite (p. ex., congestion). Des modèles informatiques basés sur des coefficients d'émission (p. ex., le modèle MOBILE de l'EPA) sont conçus pour estimer les gaz d'échappement en fonction de toute une série de données d'entrée et d'hypothèses telles que la composition du parc automobile, les milles-véhicules parcourus, les départs et arrêts des véhicules, les vitesses de conduite, le taux de détérioration des dispositifs antipollution, etc. On peut aussi appliquer d'autres méthodes d'évaluation en conditions réelles, notamment des systèmes de télémessure, des études en tunnel ou des inventaires des émissions en fonction du type de carburant [18, 19]. Chacune des méthodes présente ses propres limites et incertitudes, dont il faut tenir compte lors de l'établissement d'un inventaire des émissions des sources mobiles.

Pour certaines applications, il est possible que les coefficients d'émission produits par le modèle MOBILE ne fournissent pas les caractéristiques détaillées indispensables à une analyse sur une petite échelle, par exemple sur un tronçon de route de 2 km. Toutefois, la version la plus récente de ce modèle, MOBILE6, comprend des coefficients d'émission expressément applicables à différents types de voie routière et degrés de congestion. L'EPA est en train de mettre au point son modèle de la prochaine génération pour l'évaluation des émissions des sources mobiles, appelé *Motor Vehicle Emission Simulator* (MOVES, Simulateur des émissions des véhicules automobiles), au moyen duquel on pourra estimer les émissions en fonction du mode d'utilisation des véhicules. Le modèle MOVES permettra de calculer des coefficients d'émission pour une gamme d'échelles géospatiales. Outre ces travaux, on a aussi mis au point d'autres modèles de calcul de coefficients d'émission à une échelle micro-locale [20, 21].

Une méthode consiste à dénombrer les véhicules de chaque type qui circulent sur la route étudiée et à utiliser les résultats obtenus comme données d'entrée dans un modèle. Le *Georgia Tech Research Partnership* (Partenariat pour la recherche technologique de l'État de Géorgie) a mis au point un modèle de recherche appelé *Mobile Emissions Assessment System for Urban and Regional Evaluation* (MEASURE, Système d'évaluation des émissions des sources mobiles à l'échelle urbaine et régionale) qui calcule les émissions des véhicules en ayant recours à un système d'information géographique (SIG) [22]. L'emploi d'un SIG permet de relier entre eux les résultats de modèles classiques basés sur la demande de transport, les résultats de modèles de simulation et les débits routiers estimés par des systèmes avancés de gestion de la circulation (SAGC). Le modèle MEASURE comporte plusieurs approches « modales » qui permettent d'estimer les émissions en fonction de la technologie du parc automobile et du « mode » d'utilisation des véhicules, c'est-à-dire toute une gamme de conditions de conduite telles que les suivantes : vitesse de croisière, accélération, décélération, ralenti, demandes de puissance entraînant une élévation du rapport carburant-air. Un autre modèle récent est le *Comprehensive Modal Emissions Model* (CMEM, Modèle complet d'évaluation des émissions selon le mode d'utilisation des véhicules), qui a été mis au point en collaboration par l'University of California at Riverside et l'University of Michigan. Le CMEM est un modèle modal qui permet d'estimer la consommation d'essence et les émissions de polluants gazeux en fonction de principes physiques; il est

étalonné à partir d'un ensemble de données relatives à 300 véhicules utilisés dans diverses conditions de conduite. Récemment, le CMEM a été jumelé au modèle *Transportation Analysis Simulation System* (TRANSIMS, Système de simulation et d'analyse des transports), mis au point par le *Los Alamos National Laboratory* (Laboratoire national de Los Alamos), qui simule les comportements de déplacement d'une population urbaine selon la méthode des automates cellulaires [23]. Le TRANSIMS modélise les déplacements des véhicules et ses résultats servent de données d'entrée pour le calcul des émissions en temps réel à l'aide du CMEM. Il ne faut cependant pas oublier que l'emploi de ces modèles nécessite un volume considérable de données d'entrée.

Les données de comptage de la circulation peuvent aider à mieux estimer les émissions le long de voies routières précises; toutefois, on peut avoir de la difficulté à obtenir des données portant sur une période relativement récente, ou encore les données recueillies peuvent être limitées à de brèves périodes (p. ex., 12 heures), auquel cas elles sont d'une utilité limitée pour l'évaluation de l'exposition à long terme.

Lorsque les gaz d'échappement ou d'évaporation ont été émis dans l'atmosphère, les caractéristiques géographiques (facteur 3) ainsi que les conditions météorologiques et atmosphériques locales (facteur 4) influent sur la transformation chimique des polluants, leur transport et leur dispersion. Les chercheurs emploient parfois des modèles de dispersion pour prédire le devenir et le transport des polluants atmosphériques en fonction de ces variables.

Il importe de souligner que les mélanges de polluants urbains ont des caractéristiques variables. La configuration spatiale des substances polluantes présentes dans l'air ambiant varie en fonction de la nature de ces substances. Les polluants secondaires, qui se forment dans l'atmosphère par suite de l'interaction entre les polluants précurseurs, peuvent être répartis plus uniformément à l'échelle d'une ville entière. L'ozone est un polluant important qui fait exception à la règle. Aux abords immédiats des grandes artères, l'ozone est présent en concentrations plus faibles, alors que sa répartition est davantage uniforme à une plus grande distance. Le déficit d'ozone à proximité des routes est attribuable à la destruction rapide des molécules de ce polluant par le monoxyde d'azote (NO) initialement dégagé dans les gaz d'échappement, mais dont la durée de vie est brève. Selon l'hypothèse d'une répartition uniforme, la moyenne spatiale des concentrations de polluants secondaires dans l'air ambiant peut fournir une estimation raisonnablement précise de l'exposition individuelle à ces polluants. Les polluants primaires — ceux qui sont directement émis par les sources locales, soit le carbone élémentaire, le monoxyde de carbone (CO), le dioxyde de soufre (SO₂), le monoxyde d'azote et, dans une moindre mesure, le dioxyde d'azote (NO₂) provenant des gaz d'échappement — présentent une plus grande variabilité spatiale à l'échelle d'une ville. En raison de cette variabilité, la moyenne spatiale des concentrations de polluants primaires dans l'air ambiant est beaucoup moins fiable pour l'estimation de l'ampleur véritable de l'exposition individuelle.

Les polluants émis dans l'air ambiant présentent aussi une variabilité temporelle qui influe sur l'exposition individuelle. Cette variabilité temporelle comprend les changements dans les tendances à long terme de la qualité de l'air, les variations saisonnières, ainsi que les variations de jour en jour et au cours d'une même journée. L'objectif visé par l'évaluation déterminera dans quelle mesure on tiendra compte de ces différents types de variabilité. Par exemple, la variabilité à long terme de l'exposition aux polluants atmosphériques peut être un paramètre important dans une étude longitudinale destinée à évaluer les effets chroniques sur la santé; en revanche, dans le cas d'une étude des effets aigus sur la santé — p. ex., visites aux salles d'urgence des hôpitaux, exacerbation des symptômes de l'asthme ou mortalité quotidienne — le paramètre pertinent serait celui des variations quotidiennes des concentrations de polluants.

L'exposition d'une personne aux polluants émis par les véhicules (facteur 5) dépend de la structure des activités accomplies par cette personne, de l'interaction entre ces activités et les sources d'émissions, ainsi que de la part représentée par les autres sources dans le niveau d'exposition aux polluants en question. Au cours d'une journée, une personne peut être exposée à des concentrations très différentes de polluants, selon les micro-environnements dans lesquels elle passe du temps, sa proximité par rapport aux sources de pollution, sa consommation ou non de tabac et son niveau d'exposition professionnelle. L'exposition totale d'une personne correspond à la somme des niveaux d'exposition des divers micro-environnements. Comme nous l'avons déjà donné à entendre, la variabilité peut être plus ou moins prononcée d'un polluant à l'autre (les polluants secondaires tendant à être uniformément répartis à l'échelle d'une ville, et les polluants primaires ayant une variabilité spatiale beaucoup plus grande). L'intégration à une évaluation d'un plus grand nombre de micro-environnements accroît la complexité des travaux, en raison de la mobilité des sujets étudiés et des changements à long terme survenant dans les facteurs 1 à 3. Plus une évaluation s'étend sur une longue période, plus il est probable que des sujets déménageront d'une ville à l'autre ou à l'intérieur de la même ville au cours de l'étude, ce qui peut engendrer des variations importantes des niveaux d'exposition.

Des échantillonneurs individuels qui mesurent directement le niveau d'exposition d'une personne sont disponibles pour divers polluants, c'est-à-dire certains gaz (ozone, oxydes d'azote, dioxyde de soufre), les particules (PM_{2.5}, PM₁₀) ou le carbone élémentaire et organique [24–26]; il existe d'autres échantillonneurs qui mesurent simultanément l'exposition à des polluants multiples (particules, principaux polluants gazeux et carbone élémentaire et organique) [27]. On a eu recours à des relevés chronologiques des activités accomplies pour déterminer la structure habituelle des activités des sujets [28]. En combinant l'information fournie par ces relevés avec des mesures ou des estimations des concentrations de polluants dans l'air ambiant et dans les micro-environnements, les chercheurs peuvent évaluer l'exposition individuelle totale. En outre, on peut se servir des relevés chronologiques des activités et des mesures des polluants dans les micro-environnements, de concert avec des données de surveillance de l'exposition individuelle, pour évaluer les principaux déterminants de l'exposition d'une personne [29, 30]. D'autres chercheurs ont utilisé des dispositifs de détection reliés au *Global Positioning System* (GPS, Système mondial de localisation) pour estimer la

variabilité spatiale de l'exposition des sujets [31]. À nouveau, l'évaluation de l'exposition à long terme est plus complexe : elle nécessite la collecte de données sur les lieux de résidence successifs des sujets, de même que sur les niveaux de polluants des divers micro-environnements dans lesquels les sujets passent du temps [32].

Le facteur 6, c'est-à-dire les variables personnelles qui peuvent ou non concourir à l'apparition d'effets sur la santé, se situent hors du champ de l'évaluation de l'exposition. Nous l'avons néanmoins inclus dans le cadre conceptuel afin de présenter un modèle plus complet, et de tenir compte du fait que les éléments du facteur 5 peuvent avoir des effets systématiquement différents sur les personnes exposées en fonction de leur âge et, le cas échéant, de leurs maladies sous-jacentes. L'apparition d'un effet néfaste sur la santé dépendra de facteurs tels que l'âge, la nutrition et le patrimoine génétique de la personne exposée.

De nombreuses approches différentes ont été utilisées pour estimer l'exposition aux polluants atmosphériques émis par les véhicules dans le cadre d'études épidémiologiques et d'évaluations des risques environnementaux, et l'on a souvent dû faire des compromis entre la précision de l'évaluation et l'applicabilité des méthodes à de vastes populations. Nous passerons maintenant en revue les divers outils et techniques auxquels on a recours, que nous avons regroupés en trois grandes catégories : 1) les techniques substitutives; 2) les techniques de modélisation; 3) les techniques de mesure. Dans bien des cas, l'évaluation de l'exposition repose sur l'application de plusieurs de ces techniques, dans le cadre de l'étude principale ou de sous-études destinées à évaluer la répartition des erreurs dans les estimations primaires de l'exposition.

Les techniques substitutives

Les techniques que nous appelons « substitutives » sont peut-être les méthodes d'évaluation les plus simples : elles utilisent comme valeurs des indicateurs des concentrations relatives de polluants auxquelles une personne ou une population est exposée. L'approche substitutive peut être utile pour remplacer l'évaluation directe de l'exposition dans le cas d'études où l'échantillon est de taille relativement importante.

Parmi les exemples de techniques substitutives, on compte les mesures subjectives et objectives de l'intensité de la circulation. Dans le cadre de certaines approches subjectives, on s'est appuyé sur des estimations par les sujets de l'intensité de la circulation ou des connaissances locales sur la congestion des routes pour évaluer les relations statistiques entre les maladies et la proximité d'une dense circulation automobile [33–35]. On demandait aux participants d'estimer la distance entre leur domicile et la grande voie routière la plus proche, la fréquence des embouteillages à proximité de leur domicile, le nombre de camions ou d'autobus passant devant leur habitation, la vitesse permise sur leur rue, le niveau de nuisance engendré par la circulation automobile et la perception des gaz d'échappement. Par exemple, dans une étude portant sur environ 39 000 sujets, Ciccone et coll. [33] ont observé une forte association entre les troubles

respiratoires chez les enfants et la densité de circulation des camions à proximité du domicile.

Dans d'autres études, on a employé des mesures de l'exposition déterminées objectivement, par exemple la densité de la circulation sur la rue où se trouve le domicile [36], la distance entre le domicile et l'autoroute ou l'artère achalandée la plus proche [37–39], la circulation totale dans un certain rayon [40,41] et la densité de la circulation pondérée en fonction de la distance [42].

Les exemples susmentionnés portent uniquement sur un sous-ensemble des variables du facteur 2, c'est-à-dire le nombre de véhicules en usage et le degré de congestion des routes. Comme l'indique notre cadre conceptuel, il y a de nombreuses autres variables qui contribuent à déterminer le niveau d'exposition individuelle et dont les techniques décrites ci-dessus ne tiennent pas compte, ce qui en fait ressortir les limites potentielles. Selon l'objectif visé par l'évaluation de l'exposition, cependant, les techniques en question peuvent se révéler adéquates.

En ce qui concerne la détermination des zones d'une ville où les concentrations de polluants atmosphériques sont susceptibles d'être plus élevées, les participants à l'atelier estimaient que les planificateurs des transports locaux seraient en mesure de circonscrire les zones les plus congestionnées de la ville. On pourrait ensuite se concentrer sur ces zones afin de déterminer si le niveau d'exposition individuelle y est également élevé. En dépit de sa faible technicité, cette méthode peut fort bien se révéler appropriée pour atteindre l'objectif visé (p. ex., ciblage de projets d'amélioration de la qualité de l'air, sélection préliminaire de zones en vue d'une étude plus détaillée).

Si l'objectif consiste à évaluer des projets faisant appel à des modes de transport non polluants pour remplacer les modes actuels, les techniques substitutives risquent de ne pas être utiles. Pour l'évaluation d'une série de scénarios ou de conditions futures possibles, il faut recourir à d'autres méthodes telles que la modélisation des émissions, ainsi que de la dispersion des polluants dans les zones avoisinantes, selon chacun des scénarios envisagés.

Les techniques de modélisation

Les techniques de modélisation se divisent en deux grandes catégories : 1) les modèles de régression ou basés sur un SIG; 2) les modèles de dispersion.

Les modèles de régression

Les chercheurs ont de plus en plus recours à des modèles de régression pour estimer l'exposition individuelle dans le cadre d'études épidémiologiques. Dans certains cas, ils utilisent un SIG pour calculer des variables indépendantes qui serviront de données d'entrée dans le modèle. Parmi les exemples d'application de cette approche, on compte les deux études suivantes : *Traffic-Related Air Pollution on Childhood Asthma*

(TRAPCA, Étude des effets de la pollution atmosphérique engendrée par les véhicules sur l'asthme chez les enfants) et *Small Area Variations in Air Pollution and Health* (SAVIAH, Étude des variations micro-locales de la pollution atmosphérique et de ses effets sur la santé).

Les méthodes d'évaluation de l'exposition appliquées dans les études TRAPCA [1,43,44] et SAVIAH [45–47] ont été mises au point pour estimer l'exposition individuelle dans le cadre de grandes études épidémiologiques. Les deux approches permettent de modéliser l'exposition individuelle par régression des concentrations mesurées de polluants en fonction de variables substitutives obtenues à l'aide d'un SIG. L'emploi de variables substitutives liées à la circulation permet d'estimer l'exposition directement attribuable aux polluants engendrés par les véhicules.

Dans l'étude SAVIAH, on a observé une variation notable des concentrations de NO₂ dans quatre zones urbaines européennes [47]. On a eu recours à la modélisation géographique pour estimer l'exposition individuelle à partir de mesures des concentrations de NO₂ à un nombre limité d'emplacements, et pour prédire les concentrations en fonction de données géographiques telles que l'intensité de la circulation, la densité démographique et l'altitude. En appliquant des modèles de régression reliant les concentrations mesurées aux variables géographiques, on a produit des estimations de l'exposition pour des emplacements où aucune mesure n'avait été effectuée.

Dans l'étude TRAPCA, on a employé une méthode semblable, que l'on a également étendue aux particules; on a constaté une variabilité considérable des concentrations annuelles moyennes mesurées de NO₂, de PM_{2.5} et de « suie » (paramètre substitutif du carbone élémentaire) à 40 emplacements dans chacune des trois zones étudiées. Les concentrations de polluants variaient par un facteur de deux pour les PM_{2.5}, par un facteur de trois à quatre pour la « suie » et par un facteur de quatre pour le NO₂. Dans les trois zones étudiées, les variables géographiques appliquées, par exemple la densité démographique et la proximité d'une route importante, étaient à l'origine d'une forte proportion de la variabilité.

La méthode de base utilisée dans les études SAVIAH et TRAPCA reposait sur la mesure des concentrations moyennes à long terme de polluants atmosphériques à des sites de prélèvement expressément choisis pour permettre une caractérisation de la plage complète de variabilité des concentrations en milieu urbain. Pour chacun de ces sites, on a calculé des variables géographiques (p. ex., densité de la circulation et de la population). On a ensuite relié, au moyen d'un modèle de régression, les concentrations mesurées de polluants et les données géographiques afin de pouvoir prédire les concentrations de polluants à d'autres emplacements pour lesquels on ne disposait pas de données de surveillance, tel le domicile de chaque sujet étudié. On a introduit les données relatives au domicile de chaque sujet dans le modèle de régression et l'on a pu estimer l'exposition pour chacun des domiciles à l'aide d'un SIG. Il devenait ainsi possible d'évaluer l'exposition à vie des sujets qui avaient déménagé, en introduisant de nouvelles données pour chaque domicile occupé. Une méthode analogue a consisté à employer une

combinaison de modèles de régression et de techniques substitutives pour prendre en compte la pollution atmosphérique locale (proximité de voies routières importantes) et la pollution atmosphérique de fond dans une étude de cohorte sur la mortalité [3, 48]. Dans cette étude multidimensionnelle, la variable substitutive (domicile situé à proximité d'une route à circulation dense) était associée à un risque sensiblement accru de mortalité attribuable aux maladies cardio-pulmonaires, alors que la variable d'exposition modélisée (pollution atmosphérique de fond) ne l'était pas.

Les participants à l'atelier ont signalé certaines des difficultés que présente l'utilisation de données géographiques pour estimer l'exposition. Par exemple, de nombreux services de géocodage n'incluent pas uniformément ou avec précision l'adresse des habitations dans leurs données. En raison de la variation micro-locale de la répartition des polluants aux abords des routes importantes, les participants estimaient qu'il faudrait géocoder l'emplacement du domicile des sujets à un degré de précision de 20 à 30 mètres. En outre, le réseau routier utilisé pour la modélisation de l'exposition doit être compatible avec la base de données servant au géocodage des adresses.

Les modèles de dispersion

Selon cette approche, on introduit les paramètres des émissions dans des modèles de dispersion ou d'autres types de modèle atmosphérique pour prédire les concentrations de polluants à divers « points récepteurs ». Par exemple, le modèle CALINE 4 (*California Line Source Dispersion Model* — Modèle de dispersion à sources linéaires de la Californie), reposant sur le principe de la répartition gaussienne, peut prédire les concentrations de polluants atmosphériques en aval d'un tronçon de route à partir de coefficients d'émission (émissions/longueur du tronçon) et de données météorologiques [49].

Les modèles de dispersion nécessitent un important volume de données d'entrée propres à l'emplacement étudié, notamment des renseignements précis sur la composition du parc automobile, la nature des émissions de types représentatifs de véhicule et le volume de la circulation, ainsi que des renseignements météorologiques et topographiques détaillés. Les participants à l'atelier ont exprimé des préoccupations au sujet de l'applicabilité des estimations des émissions des véhicules basées sur des essais de laboratoire, lesquelles peuvent ne pas représenter fidèlement la variabilité des conditions réelles de conduite. La présence de véhicules « très polluants » (en général, il s'agit de véhicules plus anciens, mal entretenus ou que l'on a trafiqués) et de véhicules issus de nouvelles technologies rend plus complexe l'estimation des émissions dans des conditions de conduite variables pour une gamme de polluants atmosphériques.

On utilise couramment les modèles de dispersion pour évaluer les programmes de gestion de la qualité de l'air et les risques environnementaux. On y a rarement recours dans le cadre d'études épidémiologiques. Font exception à la règle l'étude *Lung Cancer in Stockholm* (LUCAS, Étude du cancer du poumon à Stockholm) [50] ainsi qu'une étude des liens entre la pollution engendrée par les véhicules et le cancer chez les enfants à Copenhague et dans plusieurs régions rurales du Danemark [51]. Dans ces deux cas, on a

employé des modèles de dispersion pour estimer les concentrations de NO₂. Dans l'étude danoise, on a comparé les estimations produites par les modèles de dispersion aux concentrations mesurées de NO₂ à 200 adresses de Copenhague et à plusieurs emplacements ruraux du pays. L'analyse indiquait une bonne correspondance entre les concentrations observées et les résultats obtenus par les modèles à partir de données sur la circulation et sur les caractéristiques physiques environnantes à chacune des adresses.

Les techniques de mesure

Les techniques de ce type sont basées sur des mesures en conditions réelles de l'exposition à la pollution engendrée par les véhicules, les données étant recueillies par des réseaux de surveillance de la qualité de l'air ou au moyen d'échantillonneurs personnels. Étant directement axées sur les concentrations mesurées de polluants, ces techniques contournent essentiellement les nombreuses complexités que présente l'estimation des émissions des véhicules ainsi que du transport et de la dispersion ultérieurs des polluants. Les techniques de mesure posent toutefois plusieurs importantes difficultés.

Les polluants émis par les véhicules automobiles sont également produits par diverses autres sources. Par conséquent, il est impossible de déterminer, uniquement à partir des données de surveillance, la proportion des concentrations mesurées et du niveau d'exposition qui est imputable aux émissions des véhicules et celle qui est attribuable aux autres sources (cette limite vaut également pour les modèles de régression). Il est cependant possible d'affiner les méthodes afin d'estimer cette part relative en utilisant d'autres informations telles que les données des inventaires des émissions et des mesures météorologiques. Les méthodes basées sur les points récepteurs (modèles de réception), qui requièrent généralement une caractérisation chimique plus détaillée des PM_{2,5}, des PM₁₀ ou des composés organiques volatils (COV), constituent un outil utile pour la répartition des émissions entre les sources. La combinaison de toutes les données et méthodes disponibles pour les particules et pour les polluants gazeux devrait permettre la meilleure caractérisation. Les travaux nécessaires sont toutefois complexes et exigent une somme considérable d'efforts, de ressources et d'expérience. En outre, même si certains aspects des résultats de ces travaux seront semblables d'un emplacement à l'autre, on peut s'attendre à ce que les interprétations détaillées soient propres à chaque site et varient également en fonction du temps (c.-à-d., les résultats ne seront valides que pour la période durant laquelle les mesures ont été effectuées).

Voici certains moyens possibles de déterminer la proportion relative des émissions des véhicules dans les concentrations totales de polluants présents dans l'air ambiant :

- 1) Comparer des mesures simultanées des polluants effectuées à des emplacements multiples, si au moins un site est situé de manière à refléter les répercussions maximales des sources de pollution automobile connues et que ces sources n'ont aucune incidence sur les autres sites. On pourrait comparer à cette fin les mesures

effectuées à des sites en amont et en aval, ou encore les mesures effectuées à des sites proches des sources et à des sites représentatifs de la pollution de fond régionale ou urbaine.

2) Comparer les mesures effectuées au cours de diverses périodes à un emplacement unique dont on sait qu'il subit les répercussions de la pollution automobile (p. ex., heures de pointe par opposition aux autres périodes, jours de semaine par rapport aux jours de week-end, heures du jour comparativement aux heures de la nuit).

3) Déterminer les moyennes de mesures continues effectuées en temps réel à un niveau de résolution infrahoraire. Par exemple, les concentrations obtenues par calcul de moyennes horaires représentent une meilleure « empreinte » des sources que les mesures instantanées. La soustraction de ces deux valeurs peut indiquer les répercussions de la circulation locale sur les concentrations ambiantes.

4) Les variations des concentrations en fonction de la direction du vent peuvent aussi permettre de faire des inférences utiles sur l'apport relatif d'une source préoccupante. Dans le cas des sources rapprochées, une figuration graphique simple des concentrations de polluants (« rose des vents ») où les données horaires sont regroupées en fonction des secteurs de direction du vent peut révéler des niveaux de polluants plus élevés en provenance de certaines directions, indiquant la présence de sources ponctuelles ou de voies routières à circulation intense. Dans ce contexte, il faut que les mesures des particules et de la direction du vent soient effectuées à un niveau de résolution horaire (ou meilleur).

Dans de nombreuses études épidémiologiques, on s'est basé sur les données de surveillance de l'air ambiant pour déterminer des niveaux d'exposition moyens. Deux études, une de l'*American Cancer Society* (Société américaine du cancer) et une autre de la *Harvard School of Public Health* (École de santé publique de l'Université Harvard) portant sur six régions urbaines [52, 53], comptent parmi les études les plus fréquemment citées quant aux effets de l'exposition à la pollution atmosphérique sur la santé humaine, en raison de leur recours à la méthode des cohortes et à la très grande taille de leurs échantillons. Dans les deux cas, on a utilisé des valeurs moyennes à long terme des concentrations de polluants, calculées à partir de mesures effectuées à des sites fixes de surveillance de l'air ambiant dans chaque région urbaine, pour caractériser l'exposition des populations étudiées. Dans des études transversales ou basées sur de plus petits échantillons, par contre, on a adopté des approches plus ciblées. Par exemple, Krämer et coll. [54] ont eu recours à des échantillonneurs personnels et à des mesures des concentrations de polluants dans l'air extérieur pour évaluer l'exposition d'enfants habitant à proximité de grandes artères dans deux quartiers urbains et un quartier de banlieue. Ils ont observé une corrélation entre les concentrations de NO₂ dans l'air extérieur et un indice de densité de la circulation devant le domicile des sujets ($r = 0,70$). Les concentrations de NO₂ à l'extérieur du domicile des enfants étaient associées à de l'atopie et à des symptômes d'allergie.

Janssen et coll. [55] ont étudié l'exposition d'enfants de 24 écoles situées à moins de 400 mètres de 22 tronçons différents de routes à circulation intense. Ils ont mesuré les concentrations de PM_{2,5}, de NO₂ et de benzène à l'intérieur et à l'extérieur des 24 écoles. Cette étude, basée sur des techniques de mesure, a permis d'observer des corrélations significatives entre les concentrations de polluants atmosphériques à l'intérieur et à l'extérieur des écoles et la proximité de la route, la densité et la composition de la circulation, ainsi que le temps passé sous le sens du vent, ce qui laisse penser qu'il est possible d'utiliser ces paramètres comme variables substitutives pour évaluer l'exposition de la pollution engendrée par les véhicules.

Dans un nombre limité d'études, on a évalué l'exposition en menant des travaux exhaustifs de surveillance de l'air ambiant dans l'ensemble de la région visée (p. ex., échantillonnages en grille à des points multiples ou au domicile de tous les sujets) [54, 56]. Dans des cas où il était impossible d'effectuer des mesures aussi complètes, les chercheurs ont interpolé les valeurs des concentrations de polluants à partir de données en provenance de stations ou de réseaux de surveillance de la qualité de l'air [57, 58]. L'interpolation des données de surveillance ne permet pas de déterminer les variations de concentrations micro-locales, compte tenu de la densité de la plupart des réseaux courants de surveillance et de la distribution spatiale des sources de polluants.

La variabilité spatiale des concentrations de polluants dans les zones urbaines

Les programmes de mesure plus perfectionnés que l'on peut appliquer dans le cadre d'études épidémiologiques sont de plus en plus sensibles à la variabilité spatiale des niveaux de polluants dans les zones urbaines [47, 51, 59, 60]. Des travaux récents ont mis en évidence des variations plus considérables que prévu des concentrations ambiantes dans les villes. Plusieurs études ont documenté la variabilité des concentrations d'ozone en milieu urbain [61], essentiellement attribuable à la variabilité des niveaux de monoxyde d'azote (NO) — substance qui détruit l'ozone lorsqu'elle est présente en quantité suffisante comparativement aux hydrocarbures réactifs. Dans d'autres études, on a observé d'importantes variations dans les concentrations d'une gamme de polluants gazeux et particulaires, surtout en fonction de la densité de la circulation à proximité (p. ex., centre-ville et banlieue) [51, 59, 60, 62].

Des recherches récentes ont aussi indiqué que certains types de polluants émis par les véhicules sont susceptibles de se concentrer davantage dans les zones proches (à moins de quelques centaines de mètres) des voies routières à circulation dense. Ainsi, Levy et coll. [31] et Zhu et coll. [63] ont observé que les niveaux de particules ultrafines et de CO diminuaient jusqu'à atteindre les concentrations de fond entre 200 et 300 mètres en aval d'une autoroute; une autre étude [62] a fait des constatations analogues à l'égard du NO₂. Hitchins et coll. [64] ont noté une diminution d'environ 50 % des concentrations de particules submicroniques à des emplacements situés à 150 mètres d'une route. Les résultats de ces études portent à croire que les niveaux d'au moins certains des polluants émis par les véhicules décroissent considérablement en fonction de la distance. Par conséquent, les mesures effectuées dans des stations fixes de surveillance peuvent ne pas

être une représentation fidèle des concentrations de polluants imputables aux gaz d'échappement aux abords immédiats des routes.

En outre, des chercheurs ont observé des concentrations élevées de polluants émis par les véhicules dans de plus petits micro-environnements. Ainsi, dans des études portant sur des voies routières à forte circulation en Californie et à Mexico, on a mesuré des niveaux de polluants plusieurs fois plus importants (de deux à dix fois plus élevés) à l'intérieur des voitures ou des autobus qu'à l'extérieur des véhicules [65, 66]. Les études californiennes ont montré que l'air intérieur des voitures était près de deux fois plus pollué aux heures de pointe qu'aux autres périodes de la journée où le réseau routier est moins congestionné [66]. Selon les études menées dans la région métropolitaine de Mexico, l'exposition individuelle des usagers du transport en commun aux $PM_{2.5}$ et au CO était plus élevée durant les heures de pointe du matin que durant celles de l'après-midi, ce qui concordait avec les niveaux maximaux enregistrés par des stations fixes de surveillance pour les mêmes périodes [67, 68].

Étant basées sur des données de surveillance de la qualité de l'air ambiant, les techniques de mesure évitent les nombreuses complexités que présente l'estimation des polluants émis par un seul type de source et de leur dispersion ultérieure dans l'atmosphère. Toutefois, les données de surveillance de la qualité de l'air ambiant n'offrent guère de possibilités de répartir les concentrations totales de polluants selon le type de source. Lorsqu'on élabore des stratégies visant à déterminer les risques pour la santé humaine, il importe de pouvoir bien distinguer les sources de polluants.

Les composantes du mélange d'émissions provenant des véhicules : les gaz d'échappement des moteurs diesel

L'exposition aux gaz d'échappement des moteurs diesel est un problème particulièrement préoccupant et les participants à l'atelier ont discuté des méthodes employées pour évaluer et caractériser cette exposition. La plupart des participants estimaient que les techniques disponibles ne sont pas encore assez précises pour permettre d'évaluer l'exposition de populations aux polluants directement imputables aux moteurs diesel. Dans le passé, on a utilisé le carbone élémentaire comme marqueur de la combustion de carburant diesel par les véhicules. Même si le carbone élémentaire peut être un marqueur utile pour estimer l'exposition professionnelle, dans les cas où les moteurs diesel sont la principale source de particules, ce marqueur n'est pas suffisamment sensible et précis pour qu'on puisse le considérer comme une signature des gaz d'échappement des moteurs diesel lorsqu'on étudie l'exposition dans l'air ambiant, où du carbone élémentaire produit par d'autres sources de combustion est généralement présent. Par exemple, l'essence ordinaire et de multiples procédés industriels de combustion non liés aux véhicules automobiles peuvent être à l'origine d'émissions de carbone élémentaire, et celui-ci ne peut donc pas être un identificateur unique fiable permettant de différencier les polluants imputables aux moteurs automobiles diesel et ceux provenant des autres véhicules ou d'autres sources [69].

En 2002, le *Health Effects Institute* (Institut d'étude des effets sur la santé) a organisé un atelier sur l'amélioration de l'estimation des émissions des moteurs diesel et autres dans le contexte des études épidémiologiques [70]. Parmi les participants et les conférenciers, on comptait des spécialistes qui travaillent à élaborer des méthodologies de mesure de l'exposition humaine aux gaz d'échappement des véhicules et à évaluer les limites des diverses méthodes d'estimation de l'exposition. L'une des principales questions abordées dans le cadre de cet atelier était la mise au point de marqueurs ou d'un ensemble de marqueurs (« signature ») validés en vue de distinguer les émissions des moteurs automobiles diesel de celles des autres véhicules et des autres sources de polluants.

La détermination d'une signature des gaz d'échappement des véhicules repose sur le principe suivant : il s'agit de déceler les composés présents dans l'air ambiant qui, si on les mesure conjointement, constitueront un ensemble unique de marqueurs de ces gaz. Pour l'instant, il n'est pas encore possible d'évaluer avec précision l'exposition individuelle aux gaz d'échappement des véhicules dans l'air ambiant, qui contient des polluants provenant de multiples sources. Il est donc souhaitable de déterminer les composés qui, séparément, ne peuvent pas être directement reliés à un type de source précis mais qui, considérés ensemble, peuvent représenter une signature très fiable de la combustion de carburant par les véhicules.

Une signature idéale pour les gaz d'échappement des moteurs diesel et à essence aurait les caractéristiques suivantes : 1) elle pourrait être directement reliée à la combustion de carburant par les véhicules; 2) elle serait mesurable; 3) elle pourrait être mesurée à partir de données couramment recueillies; 4) elle serait applicable à un coût raisonnable; 5) elle serait relativement peu sensible à la technologie des moteurs et aux caractéristiques des carburants. Afin de mettre au point des signatures ou des marqueurs des gaz d'échappement des véhicules, les chercheurs se sont engagés dans diverses voies de recherche prometteuses, bien qu'aucune méthode ne soit encore pour l'instant généralement applicable. Des instruments tels que le spectromètre de masse d'aérosol fournissent des renseignements détaillés sur la composition chimique et les propriétés physicochimiques des particules (répartition selon la taille, masse ionique positive ou négative) [71–73]. Le microscope électronique à transmission a été utilisé pour caractériser la morphologie des particules émises par les moteurs automobiles [74]. Il existe en outre des méthodes d'analyse statistique que l'on peut appliquer à des marqueurs chimiques de substitution pour inférer des niveaux d'exposition aux émissions engendrées par les véhicules [75].

Idéalement, si l'on a recours à un marqueur chimique pour estimer l'exposition humaine aux gaz d'échappement des véhicules, cette estimation « inférée » devrait s'accompagner d'une estimation de l'erreur de mesure. Divers facteurs peuvent en effet être à l'origine d'erreurs de mesure, notamment les variations spatiales et temporelles des concentrations de particules dans l'air ambiant ainsi que de la proportion relative des particules de diverses tailles, la variabilité des conditions d'utilisation des moteurs [76] et l'échelle spatiale et temporelle limitée des ensembles de données compilés.

Des progrès ont récemment été accomplis dans la mise au point de signatures ou de marqueurs chimiques des gaz d'échappement. Les hopanes et les stéranes présents dans l'huile de lubrification des moteurs peuvent être utiles en tant que marqueurs uniques des particules émises par les véhicules [77]. Des chercheurs ont démontré l'utilité de la méthode des marqueurs moléculaires, de concert avec les mesures du carbone élémentaire, pour la répartition des concentrations selon les sources dans des échantillons prélevés sur le terrain aux fins d'études épidémiologiques [77, 78]. Il serait possible d'accroître le degré de confiance de cette méthode d'estimation en y incluant d'autres mesures des caractéristiques des particules, notamment les concentrations exprimées en nombre de particules et la distribution selon la taille.

Même si les travaux relatifs aux signatures et aux marqueurs progressent, aucune méthode n'est suffisamment au point pour satisfaire à la totalité des cinq critères susmentionnés concernant les caractéristiques d'une signature utile des gaz d'échappement des véhicules. Les problèmes qu'il reste à résoudre comprennent la faisabilité des mesures (complexité de l'instrumentation et des conditions expérimentales, expertise opérationnelle), les capacités requises en matière d'analyse des données (compétences spécialisées nécessaires pour l'analyse et l'interprétation des valeurs clés dans les ensembles de données) et le coût de l'application des méthodes (longs travaux dans des conditions expérimentales, temps requis pour l'analyse, rémunération de techniciens spécialisés).

Conclusions et recommandations

Chaque technique d'évaluation de l'exposition de populations aux polluants émis par les véhicules automobiles a ses propres forces et faiblesses, que l'on peut caractériser selon les critères suivants : 1) la faisabilité, sous l'angle du coût et de la disponibilité des données; 2) la précision; 3) la résolution temporelle; 4) la résolution spatiale; 5) la nature des polluants pouvant être soumis aux analyses; 6) la sensibilité (la capacité de distinguer une réponse du bruit de fond ou de la variabilité des mesures). Au **tableau 1**, nous indiquons les forces et faiblesses des approches examinées dans le présent article en fonction de ces critères. En dernière analyse, c'est l'objectif de l'étude qui influera le plus sur le choix de la méthode à privilégier pour l'évaluation de l'exposition.

En s'appuyant sur l'état actuel des connaissances dans le domaine, les participants à l'atelier ont soulevé diverses questions qui ont servi de base à l'élaboration de recommandations relatives aux travaux ultérieurs. En ce qui concerne l'objectif de la Commission de coopération environnementale qui consiste à promouvoir le développement durable dans le contexte de l'expansion du commerce international, plusieurs facteurs peuvent permettre de déterminer quelles populations sont exposées à un risque disproportionné en raison du transport commercial accru, d'évaluer les niveaux d'exposition de ces populations et de fixer des priorités à cet égard. Parmi ces populations, on compte celles qui vivent aux abords immédiats des points de passage frontalier congestionnés et des grandes routes touchées par l'intensification de la circulation liée au commerce. Les recommandations qui suivent sont formulées dans ce

contexte, mais il est aussi possible d'en étendre l'application à l'évaluation de l'exposition aux gaz d'échappement des véhicules dans d'autres endroits.

Il importe de poursuivre les travaux de mise au point d'une signature des émissions des moteurs automobiles diesel, particulièrement dans la perspective de la congestion des points de passage frontalier et de l'augmentation de la circulation des camions le long des principaux couloirs de transport. De plus, il faut recueillir de meilleures données sur les émissions des moteurs qui tournent au ralenti, celles-ci constituant un facteur clé dans les endroits où les embouteillages sont fréquents et où de nombreux camions sont en attente. Dans le domaine de la modélisation des émissions des sources mobiles, il faut continuer à améliorer la précision des facteurs suivants : les coefficients d'émission des véhicules, la composition du parc automobile et les paramètres relatifs au cycle de conduite. Il sera possible d'apporter des améliorations additionnelles en obtenant des données de comptage de la circulation auprès des planificateurs des réseaux routiers ou des autres autorités compétentes, ou en recueillant ces données s'il est impossible d'obtenir des renseignements relativement récents sur le dénombrement des véhicules.

Il serait instructif d'analyser la faisabilité de l'application d'une méthode normalisée d'évaluation de l'exposition dans des régions différentes et très éloignées les unes des autres. L'adoption d'une approche uniformisée pourrait contribuer à confirmer que les répercussions différentes observées dans des zones préoccupantes, par exemple les points de passage frontalier, sont liées au mélange de polluants présents dans l'air ambiant et ne sont pas un artéfact de l'application de méthodes d'évaluation différentes. Par exemple, des concentrations différentes de polluants observées dans diverses zones où de nombreux camions circulent ou sont en attente pourraient être imputables à des différences dans la teneur en soufre du carburant diesel ou dans les normes en vigueur concernant les émissions des moteurs diesel.

Tableau 1. Tableau récapitulatif des forces et faiblesses des méthodes d'évaluation de l'exposition de populations aux gaz d'échappement des véhicules automobiles

| Méthode | Forces | Faiblesses |
|--|---|---|
| Méthodes substitutives | <ul style="list-style-type: none"> • Généralement les moins exigeantes en ressources et présentant donc une plus grande faisabilité. • Applicables aux évaluations de zones urbaines entières. • Se prêtent le mieux à l'analyse des conditions existantes. • Conçues pour évaluer les concentrations à long terme. | <ul style="list-style-type: none"> • Ne conviennent pas pour l'évaluation isolée d'une route ou d'un tronçon. • Ne prennent pas nécessairement en compte les changements dans les conditions existantes. • Généralement déficientes sur le plan de la variabilité à court terme. • Ne s'appliquent pas à des polluants ciblés, ce qui peut constituer une grave lacune pour les chercheurs tentant de relier un polluant précis à un risque pour la santé. • Les techniques substitutives basées sur des évaluations subjectives sont exposées à des biais statistiques. |
| Modèles de dispersion | <ul style="list-style-type: none"> • Peuvent être les plus appropriés pour la modélisation de scénarios précis (prédictions) et d'un nombre limité de voies routières. • Utiles pour les organismes de planification des transports qui possèdent déjà une grande partie des données d'entrée requises. • Permettent d'évaluer les changements à court terme dans les concentrations de polluants (p. ex., profils horaires, journaliers, saisonniers) si les données d'entrée sont disponibles au niveau de résolution temporelle requis (comptage de la circulation, coefficients d'émission, renseignements météorologiques). | <ul style="list-style-type: none"> • Exigeants en ressources; nécessitent un volume important de données d'entrée propres aux emplacements étudiés, p. ex. : renseignements précis sur la composition du parc automobile, le volume d'émissions de types de véhicule représentatifs et la densité de la circulation; renseignements météorologiques et topographiques détaillés. • Difficiles à appliquer sur l'ensemble d'une région métropolitaine. |
| Modèles de régression ou basés sur un SIG | <ul style="list-style-type: none"> • Grande faisabilité pour la réalisation d'une analyse de régression à partir de données et variables existantes et à l'aide d'un SIG (p. ex., distance par rapport à la grande voie routière la plus proche). | <ul style="list-style-type: none"> • Des analyses plus rigoureuses basées sur des données réelles de comptage de la circulation et sur des mesures spatiales peuvent nécessiter une quantité considérable de ressources additionnelles. |
| Dispositifs personnels de surveillance | <ul style="list-style-type: none"> • Méthodes les plus appropriées pour l'élaboration de modèles et la validation d'approches de modélisation. • Conviennent le mieux pour les études épidémiologiques. • Permettent de recueillir des données sur chaque participant à l'étude. • Selon le polluant, les dispositifs personnels peuvent permettre une meilleure résolution temporelle (mais pas toujours). • Il existe des échantillonneurs passifs qui mesurent les COV, le NO₂, le SO₂, l'ozone et les aldéhydes. | <ul style="list-style-type: none"> • Méthodes applicables uniquement à des sous-ensembles relativement restreints de la population. • À cause de la taille de certains échantillonneurs en continu (p. ex., pour le CO, le NO₂ et les PM), les sujets peuvent ne pas respecter leur structure quotidienne d'activités en portant le dispositif, ce qui peut introduire un biais dans les résultats. • Résolution temporelle moindre dans le cas des échantillonneurs passifs qui nécessitent des périodes d'intégration plus longues (p. ex., 24 heures). |
| Surveillance de l'air ambiant | <ul style="list-style-type: none"> • Les réseaux de surveillance établis peuvent déjà disposer de données homogènes sur les tendances à long terme de la pollution atmosphérique à certains emplacements. • Méthodes permettant une résolution temporelle élevée pour un grand nombre de polluants atmosphériques. • Dans les cas où la surveillance est déjà prescrite par la réglementation, les réseaux en place peuvent représenter une source peu coûteuse de données pour les études d'évaluation de l'exposition. | <ul style="list-style-type: none"> • En général, les réseaux n'offrent pas à eux seuls une couverture spatiale suffisante pour rendre compte de la variabilité des niveaux de polluants à l'intérieur des zones urbaines. • La pertinence des données de surveillance de l'air ambiant pour la mesure de l'exposition aux polluants émis par les véhicules automobiles varie en fonction de l'emplacement du ou des sites, du niveau de résolution temporelle et chimique des données et de la quantité de données disponible. |

Il faudrait mener des travaux additionnels afin de déterminer l'importance du rôle que pourraient jouer les données de surveillance de l'air ambiant à grande résolution temporelle dans la mise en lumière d'effets différents sur la santé ou la confirmation des résultats d'études existantes. Certains effets sur la santé occasionnés par l'exposition à court terme à des niveaux élevés de polluants pourraient passer inaperçus dans des évaluations où l'on utilise des moyennes à long terme des concentrations de polluants dans l'air ambiant. L'importance de disposer de données à résolution temporelle élevée pourrait toutefois dépendre du type d'effet sur la santé que l'on entend étudier. Par exemple, dans une étude portant sur l'exacerbation de l'asthme, la résolution temporelle à court terme pourrait avoir beaucoup d'importance, tandis que les moyennes annuelles pourraient être suffisantes dans une étude portant sur le cancer.

Toujours au chapitre de l'utilité possible de la collecte de données de surveillance de l'air ambiant à grande résolution temporelle, il faudrait établir des critères de sélection de l'emplacement des stations de mesure de telle sorte que des renseignements soient recueillis sur des emplacements particulièrement préoccupants, notamment à proximité des écoles et des points de passage frontalier congestionnés. À ces endroits, il pourrait être important que les données aient un niveau de résolution temporelle élevé, selon le temps que les sujets passent dans les divers lieux et les relations entre ces lieux et les pics et creux de la circulation locale. La mise en place de stations de surveillance dans des sites représentatifs de l'exposition de la population aux gaz d'échappement des véhicules constitue clairement un besoin important en matière d'évaluation. Pour ce qui est des dispositifs personnels de surveillance, les travaux que l'on effectue afin d'accroître le nombre de polluants qu'ils mesurent, d'augmenter leur résolution temporelle et de réduire leur poids sont importants et devraient se poursuivre.

Les chercheurs devraient collaborer avec les planificateurs des transports en vue de déterminer les « points chauds » possibles, où il conviendrait d'évaluer l'exposition, le long des importantes voies routières existantes ou prévues. Les responsables des études pourraient utiliser des modèles de dispersion ou basés sur un SIG pour déterminer quelles populations risquent d'être affectées par les substances toxiques et les autres polluants émis par les véhicules. Il serait possible d'accroître la précision des résultats des évaluations en mettant au point des stratégies hybrides en vue de recueillir des données rendant compte de la variabilité spatiale et temporelle et portant sur des composantes précises des gaz d'échappement. Il sera important d'améliorer le degré de précision spatiale des données sur les routes servant à la modélisation au moyen d'un SIG, de manière à réduire les incertitudes engendrées par les erreurs de localisation des voies routières. Une erreur de quelques centaines de mètres dans la localisation d'une route peut entraîner à elle seule des changements considérables dans les estimations de l'exposition d'une population.

Puisque les techniques de modélisation et les données d'entrée qu'elles requièrent sont complexes, leur utilisation afin d'évaluer l'exposition s'accompagnera toujours d'un certain degré d'incertitude. Pour aider les décideurs et les planificateurs des transports, compte tenu de ces incertitudes, il serait utile que les résultats de toute évaluation s'accompagnent d'une mise en contexte décrivant de façon générale les substances

toxiques et les autres polluants présents dans l'air ambiant, de même que les populations sensibles à ces contaminants. S'il existe déjà des données de surveillance ou de modélisation propres aux zones étudiées, il conviendrait de les inclure. On pourrait aussi décrire, dans la mise en contexte, les changements raisonnablement prévisibles dans le volume ou le degré de congestion de la circulation qui pourraient entraîner à l'avenir une modification des volumes de polluants toxiques et autres émis à l'échelle locale par les véhicules (les réductions d'émissions de benzène et de particules attribuables aux moteurs diesel sont des exemples de changements de cette nature). Une telle mise en contexte permettrait aux décideurs et aux planificateurs des transports de mieux comprendre les conditions locales à la lumière desquelles il faut examiner les résultats des évaluations, ainsi que les incertitudes, dans la perspective de l'exposition de populations sensibles aux polluants engendrés par les véhicules automobiles.

Références

1. Brauer, M., G. Hoek, P. van Vliet, K. Meliefste, P.H. Fischer, A. Wijga, L.P. Koopman, H.J. Neijens, J. Gerritsen, M. Kerkhof, J. Heinrich, T. Bellander et B. Brunekreef. « Air pollution from traffic and the development of respiratory infections and asthmatic and allergic symptoms in children ». *Am J Respir Crit Care Med* 2002, 166 : 1092–98.
2. Creason, J., L. Neas, D. Walsh, R. Williams, L. Sheldon, D. Liao et C. Shy. « Particulate matter and heart rate variability among elderly retirees : the Baltimore 1998 PM study ». *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2001, 11 : 116–22.
3. Hoek, G., B. Brunekreef, S. Goldbohm, P. Fischer et P.A. van den Brandt. « Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands : a cohort study ». *Lancet* 2002, 360 : 1203–9.
4. Lin, S., J.P. Munsie, S.A. Hwang, E. Fitzgerald et M.R. Cayo. « Childhood asthma hospitalization and residential exposure to state route traffic ». *Environ Res* 2002, 88 : 73–81.
5. Schwartz, J., et R. Morris. « Air pollution and hospital admissions for cardiovascular disease in Detroit, Michigan ». *Am J Epidemiol* 1995, 142 : 23–35.
6. Zanobetti, A., J. Schwartz et D.W. Dockery. « Airborne particles are a risk factor for hospital admissions for heart and lung disease ». *Environ Health Perspect* 2000, 108 : 1071–77.
7. California Senate Bill 352. *California Statutes Chapter 668*. Sacramento (Californie), 2003.
8. Frumkin, H. « Urban sprawl and public health ». *Public Health Reports* 2002, 117 : 201–17.
9. O'Neill, M.S., M. Jerrett, I. Kawachi, J.I. Levy, A.J. Cohen, N. Gouveia, P. Wilkinson, T. Fletcher, L. Cifuentes et J. Schwartz, avec la collaboration des participants à l'atelier « Workshop on Air Pollution and Socioeconomic Conditions : Health, wealth, and air pollution : advancing theory and methods ». *Environ Health Perspect* 2003, 111 : 1861–70.
10. State of California Air Resources Board. *Resolution 98-35*. Sacramento (Californie), 1998 <<http://www.arb.ca.gov/regact/diesltac/res98-35.pdf>>.

11. US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment. *Health Assessment Document for Diesel Engine Exhaust*. Washington (D.C.), 2002.
12. Diamond, G., et M. Parker. « Preliminary air quality assessment related to traffic congestion at Windsor's Ambassador Bridge, Southwestern Region ». Ministère de l'Environnement de l'Ontario, PIBS 4624e, 2004 <<http://www.ene.gov.on.ca/envision/techdocs/4624e.pdf>>.
13. Lwebuga-Mukasa, J.S., S.J. Ayirookuzhi et A. Hyland. « Traffic volumes and respiratory health care utilization among residents in close proximity to the Peace Bridge before and after September 11, 2001 ». *J Asthma* 2003, 40 : 855–64.
14. Romieu, I., M. Ramirez-Aguilar, H. Moreno-Macias, A. Barraza-Villarreal, L. Hernandez-Cadena et L. Carbajal-Arroyo. *Impact de la pollution atmosphérique sur la morbidité et la mortalité chez les enfants de Ciudad Juárez, dans l'État de Chihuahua (Mexique)*. Commission de coopération environnementale, Montréal, 2003 <http://www.cec.org/pubs_docs/documents/index.cfm?varlan=english&ID=1347>.
15. *Accord nord-américain de coopération dans le domaine de l'environnement*, article 1, 1993.
16. Pokharel, S.S., G.A. Bishop, D.H. Stedman et R. Slott. « Emissions reductions as a result of automobile improvement ». *Environ Sci Technol* 2003, 37 : 5097–5101.
17. Norbeck, J.M., J.W. Miller, W.A. Welch, M. Smith, K. Johnson et D. Pankratz. *Develop On-Road System for Emissions Measurement from Heavy-Duty Trucks*. Rapport final, South Coast Air Quality Management District, contrat 20906, 2001 <http://www.cert.ucr.edu/research/pubs/trailer_build_fr_20906b.pdf>.
18. Gertler, A.W., J.A. Gillies, W.R. Pierson, C.F. Rogers, J.C. Sagebiel, M. Abu-Allaban, W. Coulombe, L. Tarnay et T.A. Cahill. « Real-world particulate matter and gaseous emissions from motor vehicles in a highway tunnel ». *Health Effects Inst* 2002, 107: 5–56; discussion, 79–92.
19. Singer, B.C., et R.A. Harley. « A fuel-based inventory of motor vehicle exhaust emissions in the Los Angeles area during summer 1997 ». *Atmos Environ* 2000, 34 : 1783–95.
20. Singh, R.B., et J.J. Colls. « Development and preliminary evaluation of a particulate matter emission factor model (PMFAC) for European motor vehicle emission ». *J Air Waste Manage* 2000, 50 : 1805–17.

21. Singh, R.B., A.H. Huber et J.N. Braddock. « Development of a microscale emission factor model for particulate matter for predicting real-time motor vehicle emissions ». *J Air Waste Manage* 2003, 53 : 1204–17.
22. Fomunung, I., S. Washington, R. Guensler et W. Bachman. « Performance evaluation of MEASURE emission rates : a comparison to MOBILE5A ». Dans : *Proceedings of the 78th Annual Meeting of the Transportation Research Board : 2000*. Washington (D.C.), 2000
<<http://transaq.ce.gatech.edu/guensler/publications/proceedings/trb00%20fomunung.pdf>>.
23. Los Alamos National Laboratory. « TRANSIMS Documentation ». 2003
<<http://transims.tsasa.lanl.gov/>>.
24. Clayton, C.A., E.D. Pellizzari, C.E. Rodes, R.E. Mason et L.L. Piper. « Estimating distributions of long-term particulate matter and manganese exposures for residents of Toronto, Canada ». *Atmos Environ* 1999, 33 : 2515–26.
25. Howard-Reed, C., A.W. Rea, M.J. Zufall, J.M. Burke, R.W. Williams, J.C. Suggs, L.S. Sheldon, D. Walsh et R. Kwok. « Use of a continuous nephelometer to measure personal exposure to particles during the US Environmental Protection Agency Baltimore and Fresno Panel studies ». *J Air Waste Manage* 2000, 50 : 1125–32.
26. Thomas, K.W., E.D. Pellizzari, C. Clayton, D.A. Whitaker, R.C. Shores, J.D. Spengler, H. Özkaynak, S.E. Froehlich et L.A. Wallace. « Particle total exposure assessment methodology (PTEAM) 1990 study : method performance and data quality for personal, indoor and outdoor monitoring ». *J Expo Anal Environ Epidemiol* 1993, 3 : 203–26.
27. Demokritou, P., I.G. Kavouras, S.T. Ferguson et P. Petroukis. « Development and laboratory performance evaluation of a personal multipollutant sampler for simultaneous measurements of particulate and gaseous pollutants ». *Aerosol Sci Technol* 2001, 35 : 741–52.
28. Zmirou, D., S. Gauvin, I. Pin, I. Momas, J. Just, F. Sahraoui, Y. Le Moullec, F. Brémont, S. Cassadou, M. Albertini, N. Lauvergne, M. Chiron et A. Labbé. « Five epidemiological studies on transport and asthma : objectives, design and descriptive results ». *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2002, 12 : 186–96.
29. Rojas-Bracho, L., H.H. Suh, P.J. Catalano et P. Koutrakis. « Personal PM_{2.5} and PM₁₀ exposures and their relationships with personal activities for chronic obstructive pulmonary disease patients living in Boston ». *J Air Waste Manage* 2004, 54 : 207–17.

30. Sarnat, J.A., J. Schwartz, P.J. Catalano et H.H. Suh. « Gaseous pollutants in particulate matter epidemiology : confounders or surrogates? ». *Environ Health Perspect* 2001, 109 : 1053–61.
31. Levy, J., D. Bennett, S. Melly et J. Spengler. « Influence of traffic patterns on particulate matter and polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in Roxbury, Massachusetts ». *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2003, 13 : 364–71.
32. Kunzli, N., et I.B. Tager. « Long-term health effects of particulate and other ambient air pollution : research can progress faster if we want it to ». *Environ Health Perspect* 2000, 108 : 915–18.
33. Ciccone, G., F. Forastiere, N. Agabiti, A. Biggeri, L. Bisanti, E. Chellini, G. Corbo, V. Dell'Orco, P. Dalmasso, T.F. Volante, C. Galassi, S. Piffer, E. Renzoni, F. Rusconi, P. Sestini et G. Viegi. « Road traffic and adverse respiratory effects in children ». *Occup Environ Med* 1998, 55 : 771–78.
34. Duhme, H., S.K. Weiland, U. Keil, B. Kraemer, M. Schmid, M. Stender et L. Chambless. « The association between self-reported symptoms of asthma and allergic rhinitis and self reported traffic density on street of residence in adolescents ». *Epidemiology* 1996, 7 : 578–82.
35. Weiland, S.K., K.A. Mundt, A. Rückmann et U. Keil. « Self-reported wheezing and allergic rhinitis in children and traffic density on street of residence ». *Ann Epidemiol* 1994, 4 : 243–47.
36. Savitz, D.A., et L. Feingold. « Association of childhood cancer with residential traffic density ». *Scand J Work Environ Health* 1989, 15 : 360–63.
37. Brunekreef, B., N.A. Janssen, J. de Hartog, H. Harssema, M. Knape et P. van Vliet. « Air pollution from truck traffic and lung function in children living near motorways ». *Epidemiology* 1997, 8 : 298–303.
38. Livingstone, A.E., G. Shaddick, C. Grundy et P. Elliott. « Do people living near inner city main roads have more asthma needing treatment? Case control study ». *BMJ* 1996, 312 : 676–77.
39. van Vliet, P., M. Knape, J. de Hartog, N. Janssen, H. Harssema et B. Brunekreef. « Motor vehicle exhaust and chronic respiratory symptoms in children living near freeways ». *Environ Res* 1997, 74 : 122–32.
40. English, P., R. Neutra, R. Scalf, M. Sullivan, L. Waller et L. Zhu. « Examining associations between childhood asthma and traffic flow using a geographic information system ». *Environ Health Perspect* 1999, 107 : 761–67.

41. Wilkinson, P., P. Elliott, C. Grundy, G. Shaddick, B. Thakrar, P. Walls et S. Falconer. « Case-control study of hospital admission with asthma in children aged 5–14 years : relation with road traffic in northwest London ». *Thorax* 1999, 54 : 1070–74.
42. Langholz, B., K.L. Ebi, D.C. Thomas, J.M. Peters et S.J. London. « Traffic density and the risk of childhood leukemia in a Los Angeles case-control study ». *Ann Epidemiol* 2002, 12 : 482–87.
43. Brauer, M., G. Hoek, P. van Vliet, K. Meliefste, P. Fischer, U. Gehring, J. Heinrich, J. Cyrus, T. Bellander, M. Lewne et B. Brunekreef. « Prediction of long term average particulate air pollution concentrations by traffic indicators for epidemiological studies ». *Epidemiology* 2003, 14 : 228–39.
44. Hoek, G., K. Meliefste, J. Cyrus, M. Lewne, M. Brauer, P. Fischer, U. Gehring, J. Heinrich, P. van Vliet et B. Brunekreef. « Spatial variability of fine particle concentrations in three European countries ». *Atmos Environ* 2002, 36 : 4077–88.
45. Briggs, D.J., S. Collins, P. Elliott, P. Fischer, S. Kingham, E. Lebret, K. Pryn, H. van Reeuwijk, K. Smallbone et A. van der Veen. « Mapping urban air pollution using GIS : a regression-based approach ». *Int J Geographical Information Science* 1997, 11 : 699–718.
46. Briggs, D.J., C. de Hoogh, J. Gulliver, J. Wills, P. Elliott, S. Kingham et K. Smallbone. « A regression-based method for mapping traffic-related air pollution : application and testing in four contrasting urban environments ». *Sci Total Environ* 2000, 253 : 151–67.
47. Lebret, E., D.J. Briggs, S. Collins, H. van Reeuwijk, P. Fischer, K. Smallbone, H. Harssema, B. Kriz, P. Gorynski et P. Elliott. « Small area variations in ambient NO₂ concentrations in four European areas ». *Atmos Environ* 2000, 34 : 177–85.
48. Hoek, G., P. Fischer, P. van den Brandt, S. Goldbohm et B. Brunekreef. « Estimation of long-term average exposure to outdoor air pollution for a cohort study on mortality ». *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2001, 11 : 459–69.
49. Benson, P. *CALINE4 – A Dispersion Model for Predicting Air Pollution Concentrations near Roadways*. Rapport final établi par le California Department of Transportation, FHWA/CA/TL-84/15, révisé en novembre 1986 et en juin 1989.
50. Bellander, T., N. Berglind, P. Gustavsson, T. Jonson, F. Nyberg, G. Pershagen et L. Jarup. « Using geographic information systems to assess individual historical exposure to air pollution from traffic and house heating in Stockholm ». *Environ Health Perspect* 2001, 109 : 633–39.

51. Raaschou-Nielsen, O., O. Hertel, E. Vignati, R. Berkowicz, S.S. Jensen, V.B. Larsen, C. Lohse et J.H. Olsen. « An air pollution model for use in epidemiological studies : evaluation with measured levels of nitrogen dioxide and benzene ». *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2000, 10 : 4–14.
52. Dockery, D.W., A.C. Pope, X. Xu, J.D. Spengler, J.H. Ware, M.E. Fay, B.G. Ferris et F.E. Speizer. « An association between air pollution and mortality in six US cities ». *N Engl J Med* 1993, 329 : 1753–59.
53. Pope, C.A., R.T. Burnett, M.J. Thun, E.E. Calle, D. Krewski, K. Ito et G.D. Thurston. « Lung cancer, cardiopulmonary mortality and long-term exposure to fine particulate air pollution ». *JAMA* 2002, 287 : 1132–41.
54. Krämer, U., T. Koch, U. Ranft, J. Ring et H. Behrendt. « Traffic-related air pollution is associated with atopy in children living in urban areas ». *Epidemiology* 2000, 11 : 64–70.
55. Janssen, N.A.H., P.H.N. van Vliet, F. Aarts, H. Harssema et B. Brunekreef. « Assessment of exposure to traffic related air pollution of children attending schools near motorways ». *Atmos Environ* 2001, 35 : 3875–84.
56. Hirsch, T., S.K. Weiland, E. von Mutius, A.F. Safeca, H. Grafe, E. Csaplovics, H. Duhme, U. Keil et W. Leupold. « Inner city air pollution and respiratory health and atopy in children ». *Eur Respir J* 1999, 14 : 669–77.
57. Brown, P.J., N.D. Le et J.V. Zidek. « Multivariate spatial interpolation and exposure to air-pollutants ». *Can J Stat* 1994, 22 : 489–509.
58. Li, K.H., N.D. Le, L. Sun et J.V. Zidek. « Spatial-temporal models for ambient hourly PM₁₀ in Vancouver ». *Environmetrics* 1999, 10 : 321–38.
59. Bernard, N.L., C.M. Astre, B. Vuillot, M.J. Saintot et M.J. Berber. « Measurement of background urban nitrogen dioxide pollution levels with passive samplers in Montpellier, France ». *J Expo Anal Environ Epidemiol* 1997, 7 : 165–78.
60. Cyrus, J., J. Heinrich, M. Brauer et H.E. Wichmann. « Spatial variability of acid aerosols, sulfate and PM10 in Erfurt, Eastern Germany ». *J Expo Anal Environ Epidemiol* 1998, 8 : 447–64.
61. Liu, L.J.S., et A.J. Rossini. « Use of kriging models to predict 12-h mean ozone concentrations in metropolitan Toronto — a pilot study ». *Environment International* 1996, 22 : 677–92.
62. Gilbert, N.L., S. Woodhouse, D.M. Stieb et J.R. Brook. « Ambient nitrogen dioxide and distance from a major highway ». *Sci Total Environ* 2003, 312 : 43–46.

63. Zhu, Y., W.C. Hinds, S. Kim et C. Sioutas. « Concentration and size distribution of ultrafine particles near a major highway ». *J Air Waste Manage* 2002, 52 : 1032–42.
64. Hitchins, J., L. Morawska, L. Wolff et D. Gilbert. « Concentration of submicrometer particles from vehicle emissions near a major road ». *Atmos Environ* 2000, 34 : 51–59.
65. Fernández-Bremauntz, A., et M.R. Ashmore. « Exposure of commuters to carbon monoxide in Mexico City II. Comparison of in-vehicle and fixed-site concentrations ». *J Expo Anal Environ Epidemiol* 1995, 5 : 447–64.
66. South Coast Air Quality Management District. *AQMD Fact Sheet : Study of air pollution levels inside vehicles.* 1999
<http://www.aqmd.gov/news1/1999/in_car_facts.htm>.
67. Gómez-Perales, J.E., R.N. Colville, M.J. Nieuwenhuijsen, A. Fernández-Bremauntz, V.J. Gutiérrez-Avedoy, V.H. Páramo-Figueroa, S. Blanco-Jiménez, E. Bueno-López, F. Mandujano, R. Bernabé-Cabanillas et E. Ortiz-Segovia. « Commuters' exposure to PM_{2.5}, CO, and benzene in public transport in the metropolitan area of Mexico City ». *Atmos Environ* 2004, 38 : 1219–29.
68. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología. *Segundo Almanaque de Datos y Tendencias de la Calidad del Aire en Seis Ciudades Mexicanas* [en espagnol]. Mexico, 2003.
69. HEI Diesel Epidemiology Working Group. *Research Directions to Improve Estimates of Human Exposure and Risk from Diesel Exhaust, Special Report.* Health Effects Institute. Boston (Mass.), 2002.
70. Health Effects Institute. *Improving Estimates of Diesel and Other Emissions for Epidemiologic Studies.* Boston (Mass.), 2003.
71. Guazzotti S.A., et K.A. Prather. « Using individual particle signatures to discriminate between HDV and LDV emissions ». Dans : *HEI Communication 10 : Improving Estimates of Diesel and Other Emissions for Epidemiologic Studies.* Health Effects Institute. Boston (Mass.), 2003.
72. Worsnop D.R., M. Canagaratna, J. Jayne et J. Jimenez. « Characterization of vehicle emissions and urban aerosols by an aerosol mass spectrometer (AMS) ». Dans : *HEI Communication 10 : Improving Estimates of Diesel and Other Emissions for Epidemiologic Studies.* Health Effects Institute. Boston (Mass.), 2003.

73. Ziemann, P.J., H.J. Tobias, H. Sakurai, P.H. McMurry et D.B. Kittelson. « On-line mass spectral analysis of thermally evaporated diesel exhaust particles ». Dans : *HEI Communication 10 : Improving Estimates of Diesel and Other Emissions for Epidemiologic Studies*. Health Effects Institute. Boston (Mass.), 2003.
74. Blom, D.A., J.M.E. Storey et R.L. Graves. « Morphological aspects of combustion particles ». Dans : *HEI Communication 10 : Improving Estimates of Diesel and Other Emissions for Epidemiologic Studies*. Health Effects Institute. Boston (Mass.), 2003.
75. Smith, R.L. « Data analytic procedures for monitoring specific pollutants in epidemiological studies ». Dans : *HEI Communication 10 : Improving Estimates of Diesel and Other Emissions for Epidemiologic Studies*. Health Effects Institute. Boston (Mass.), 2003.
76. Kittelson, D.B. « Some characteristics of diesel and gasoline particulate emissions ». Dans : *HEI Communication 10 : Improving Estimates of Diesel and Other Emissions for Epidemiologic Studies*. Health Effects Institute. Boston (Mass.), 2003.
77. Fujita, E., et B. Zielinska. « Chemical characterization of on-road motor vehicle PM emissions ». Dans : *HEI Communication 10 : Improving Estimates of Diesel and Other Emissions for Epidemiologic Studies*. Health Effects Institute. Boston (Mass.), 2003.
78. Schauer, J.J. « Diesel exhaust signatures for source attribution: parts 1 & 2 ». Dans : *HEI Communication 10 : Improving Estimates of Diesel and Other Emissions for Epidemiologic Studies*. Health Effects Institute. Boston (Mass.), 2003.