


170

DB50

Centrale à cycle combiné du Suroît
par Hydro-Québec

Beauharnois

AUD 6211-03-064

 Santé
Canada

Health
Canada

Environnement
Canada

Environment
Canada

OBJECTIFS NATIONAUX DE QUALITÉ DE L'AIR AMBIANT QUANT AUX MATÈRES PARTICULAIRES

Sommaire



PARTIE 1 : RAPPORT D'ÉVALUATION SCIENTIFIQUE

Un rapport par le
Groupe de travail fédéral–provincial
de la LCPE sur les objectifs et les lignes
directrices de la qualité de l'air

Canada

OBJECTIFS NATIONAUX DE QUALITÉ DE L'AIR AMBIANT QUANT AU MATÈRES PARTICULAIRES

Sommaire



PARTIE 1 : RAPPORT DÉVALUATION SCIENTIFIQUE

Un rapport par le
Groupe de travail fédéral-provincial
de la LCPE sur les objectifs et les lignes
directrices de la qualité de l'air

Ce rapport est publié sous l'article 8 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE).

Toute demande de renseignement concernant cette publication ou de copies doit être adressée directement aux personnes suivantes :

Directeur
Bureau des dangers des produits chimiques
Direction de l'hygiène du milieu
Santé Canada, Adresse postale 0801 B3
Pré Tunney
Ottawa (Ontario)
K1A 0L2

Directeur
Évaluation de la science et intégration des politiques
Service de l'environnement atmosphérique
Environnement Canada
4905, rue Dufferin
Toronto (Ontario)
M3H 5T4

Table des matières

Introduction	1
Caractéristiques physiques et chimiques	1
Sources	3
Surveillance du milieu ambiant	4
Niveaux dans l'air ambiant	6
Évaluation de l'exposition humaine	8
Effets esthétiques	10
Impacts environnementaux	12
Effets sur la santé humaine	12
Caractérisation du risque	19
Identification des niveaux de référence	22

SOMMAIRE

Introduction

Le Groupe de travail fédéral-provincial de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE) sur les objectifs et les lignes directrices de la qualité de l'air (GTOLDQA), dirigé par le Comité consultatif fédéral-provincial (CCFP), formule des objectifs nationaux de qualité de l'air ambiant (ONQAA) pour les polluants atmosphériques et procède à leur réévaluation périodique. Ces objectifs sont établis en vue de fournir une protection aux personnes et à l'environnement contre les effets nocifs des polluants atmosphériques.

Les ONQAA sont formulés en deux étapes, dont la première est l'évaluation scientifique, résumée dans le rapport d'évaluation scientifique. Le processus d'évaluation scientifique détermine un ou plusieurs niveaux de référence pour le polluant examiné, au moyen d'analyses appropriées des données scientifiques, telles que décrites dans Protocole pour l'élaboration des objectifs nationaux de qualité de l'air ambiant – Partie 1 : Rapport d'évaluation scientifique et détermination des niveaux de référence. Le niveau de référence est un niveau au-dessus duquel l'apparition d'un effet sur le récepteur (humain ou environnemental) a été démontrée. Les niveaux de référence peuvent être proposés pour une ou plusieurs périodes (p. ex. de 24 heures, annuelle) et pour un ou plusieurs récepteurs. Dans la seconde étape, qui consiste à formuler les objectifs de qualité de l'air (OQA), on introduit les techniques de surveillance, les avantages économiques et la consultation du public et des intervenants. L'OQA peut être établi au niveau de référence ou il peut être inférieur ou supérieur, en fonction des niveaux de fond du polluant, des incertitudes concernant les données scientifiques sous-jacentes et d'autres considérations dont la liste est présentée ci-dessus. La procédure de formulation des OQA est décrite dans Partie 2 : Rationale Document and Derivation of Air Quality Objectives (en cours de préparation).

Les objectifs de qualité de l'air pour les matières particulaires au Canada ont été formulés dans les années soixante-dix et ont été révisés dans les années quatre-vingts. On pensait alors que des épisodes de forte pollution pouvaient avoir des effets nocifs et des conséquences sur l'environnement, mais que des

concentrations plus faibles de matières particulaires, telles que celles généralement observées au Canada, n'étaient pas particulièrement néfastes. À partir de 1990 environ, cette hypothèse a été sérieusement mise en doute, en raison d'une multitude d'études scientifiques provenant des États-Unis, du Canada, de Grande-Bretagne et d'Europe. Ces études démontraient l'apparition d'effets nocifs dus aux matières particulaires sur l'appareil cardiorespiratoire, avec une augmentation des hospitalisations et de la mortalité prématurée, à des niveaux de polluants souvent nettement inférieurs aux objectifs de qualité de l'air fixés. Ces résultats ont entraîné la révision des objectifs de qualité de l'air pour les matières particulaires, non seulement du Canada, mais également des États-Unis, de Grande-Bretagne, de la Communauté européenne et de l'Organisation mondiale de la santé.

Cette révision a conduit à ce que les objectifs qui étaient précédemment fixés pour les particules totales en suspension (PTS), qui englobent une grande variété de tailles de particules, le soient pour des particules d'une taille égale ou inférieure à 10 micromètres de diamètre (PM_{10}) et pour ses sous-fractions ($PM_{2,5}$). Cela reflète le fait que l'on croit actuellement que ces fractions de particules plus petites sont en grande partie responsables des effets nocifs observés sur la santé et sur l'environnement.

Ce rapport d'évaluation scientifique fait état de la révision de la pollution atmosphérique par les matières particulaires au Canada et de ses conséquences possibles sur la santé humaine et sur l'environnement. Ce document établit des niveaux de référence pour les PM_{10} (particules $\leq 10 \mu m$) et les $PM_{2,5}$ ($\leq 2,5 \mu m$).

Caractéristiques physiques et chimiques

Les matières particulaires incluent toutes les particules atmosphériques solides et liquides de taille microscopique, excepté l'eau pure. La taille des particules peut aller d'environ $0,005 \mu m$ à $100 \mu m$ de diamètre, la portion en suspension étant cependant généralement inférieure à $40 \mu m$. Les matières particulaires sont un constituant unique de l'atmosphère

en ce sens qu'elles ne sont pas définies sur la base de leur composition chimique. Elles peuvent comprendre une grande variété d'espèces chimiques : composés de carbone organique et élémentaire; oxydes de silicium, d'aluminium et de fer; métaux-traces; sulfates; nitrates et ammoniac.

Les PM_{10} incluent les matières particulaires de 10 μm ou moins de diamètre. Elles se subdivisent généralement en une fine fraction de particules de 2,5 μm ou moins ($PM_{2,5}$) et une grosse fraction de particules de plus de 2,5 μm . Les PM_{10} sont généralement classées en particules primaires (émises directement dans l'atmosphère) et secondaires (formées dans l'atmosphère par des transformations chimiques et physiques). Les principaux gaz impliqués dans la formation des particules secondaires sont le dioxyde de soufre (SO_2), les oxydes d'azote (NO_x), les composés organiques volatils (COV) et l'ammoniac (NH_3). Les particules primaires apparaissent dans les fractions fine et grosse, tandis que les particules secondaires, telles que les sulfates et les nitrates, apparaissent principalement dans la fraction fine. Les matières particulaires primaires et secondaires peuvent provenir de sources naturelles ou anthropiques (humaines).

On estime que la taille des particules est le paramètre le plus important pour caractériser le comportement physique des matières particulaires dans l'atmosphère. Les particules extrêmement petites (« ultrafines ») de moins de 0,1 μm de diamètre (le mode noyau) sont principalement formées par la condensation de vapeurs chaudes au cours de procédés de combustion à température élevée et par la nucléation d'espèces atmosphériques pour former de nouvelles particules. Bien que la plus grande concentration de particules atmosphériques apparaisse dans le mode noyau, ces particules apportent une faible contribution à la masse totale de particules en raison de leur très petite taille. Elles sont sujettes à un mouvement aléatoire et à des procédés de coagulation lors desquels les particules s'entrechoquent et forment rapidement des particules plus grosses. Ces minuscules particules ont donc une courte durée de vie atmosphérique.

Les particules dont la taille se situe entre 0,1 et 2,0 μm (le mode accumulation) résultent de la coagulation de particules en mode noyau et de la condensation de vapeurs sur les particules existantes dont la taille augmente alors dans la gamme. Ces particules représentent la plus grande partie de l'aire superficielle de particules et de la masse de particules dans l'atmosphère. Le mode accumulation est ainsi appelé car les procédés d'élimination atmosphérique sont moins efficaces dans cette gamme de tailles. Ces fines particules peuvent rester dans l'atmosphère durant des jours ou des semaines. Les retombées sèches et la

récupération par les précipitations sont les principaux procédés par lesquels ces fines particules sont finalement éliminées de l'atmosphère. On a calculé que la récupération par les précipitations représentait environ 80–90 % de la masse de particules éliminées de l'atmosphère.

Les particules de plus de 2,0 μm (le mode sédimentation ou grossier) sont généralement associées à des procédés mécaniques tels que l'érosion éolienne, bris des vagues océaniques et les opérations de broyage, qui entraînent la fragmentation physique des grosses particules en particules plus petites et produisent des particules telles que le sol transporté par le vent, le brouillard salin et la poussière provenant d'opérations d'exploitation de carrières. Ces particules sont efficacement éliminées par décantation sous l'action de la gravité; elles restent donc dans l'atmosphère pendant des périodes plus courtes qui sont de l'ordre de quelques heures à quelques jours. Elles contribuent peu à la concentration des particules, mais beaucoup à leur masse totale.

Les autres caractéristiques physiques qui influent sur le comportement des particules sont la forme et la densité des particules et des propriétés générales telles que la composition chimique, la pression de vapeur, l'hygroscopicité (capacité à absorber l'humidité), la déliquescence et l'indice de réfraction. Les particules (telles que les sulfates et les nitrates) restent sèches, leur humidité relative augmentant jusqu'à ce que leur point de déliquescence (qui varie selon la chimie de la particule) soit atteint; une soudaine absorption d'eau se produit alors, accompagnée d'une augmentation correspondante de la taille des particules. La taille des particules résultantes se situe généralement dans la gamme qui est la plus apte à diffuser la lumière. L'augmentation de la taille des particules par déliquescence peut donc avoir un impact important sur la visibilité atmosphérique.

Les propriétés de surface, telles que la charge électrostatique, la présence de films de surface et les irrégularités de surface peuvent également influencer le comportement des particules. Les petites particules sont caractérisées par une grande aire superficielle par rapport à leur masse qui, lorsqu'elle est combinée à des irrégularités de surface et à des pores internes, entraîne une plus grande réactivité des particules fines par rapport aux grosses particules.

En raison de leurs sources et mécanismes de production différents, les particules fines et grosses possèdent également des propriétés chimiques très différentes. Les grosses particules proviennent principalement de la croûte terrestre et sont donc riches en oxyde de fer, de calcium, de silicium et d'aluminium et elles sont

habituellement de nature basique. Dans les régions côtières, les particules sont enrichies de chlorure de sodium. Les fines particules sont principalement composées de sulfate, de nitrate, d'ammonium, de composés carbonés inorganiques et organiques et de métaux lourds, tels que le plomb et le cadmium, qui sont tous des indicateurs de procédés de production anthropiques. Les fines particules tendent à être de nature acide. On a montré à maintes reprises que le sulfate était le composé des particules fines le plus abondant. Cependant, seuls quelques-uns des nombreux composés carbonés organiques ont été identifiés; ils doivent représenter environ 50 % de la masse des particules fines. Étant donné que bon nombre des composés qui forment la masse carbonée sont probablement toxiques, des éclaircissements supplémentaires concernant la fraction carbonée des matières particulaires sont nécessaires.

Sources

Les matières particulaires sont un polluant omniprésent, étant donné que leurs sources sont tout aussi bien naturelles qu'anthropiques. Les sources naturelles de matières particulaires primaires comprennent le sol transporté par le vent et les particules minérales, la poussière volcanique, le brouillard salin, les matériaux biologiques tels que le pollen, les spores et les bactéries et les débris provenant d'incendies de forêt. Généralement parlant, ces sources naturelles produisent de grosses particules, bien que des sources de températures élevées telles que des incendies de forêt génèrent de fines particules. Les matières particulaires secondaires peuvent être formées par des réactions impliquant les sources naturelles des gaz précurseurs. Par exemple, les composés organiques volatils (COV) sont libérés des arbres et les oxydes d'azote sont libérés des sols. Les sources anthropiques produisent également des matières particulaires primaires et secondaires et des particules fines et grosses. Le sol agricole transporté par le vent et la poussière provenant des routes, des sites de construction et des opérations d'exploitation de carrières apportent tous une forte contribution à la grosse fraction. Les particules plus petites, de composition chimique plus complexe, sont générées par de nombreux procédés industriels et par la combustion de combustibles fossiles (usines de production d'énergie électrique, véhicules fonctionnant à l'essence et au diesel, chaudières industrielles, chauffage domestique, etc.), directement et par la libération de gaz précurseurs (COV, SO₂ et NOx).

Les estimations actuelles de l'ampleur des sources d'émission au Canada se limitent aux matières particulaires primaires et sont donc incomplètes. En 1990, on a estimé à 1,0 Mt les PM₁₀ émises par les

sources primaires, en excluant les sources à ciel ouvert. Les PM_{2,5} primaires ont représenté environ 75 % de ce total. La répartition par type de sources pour les émissions de PM₁₀ primaires est la suivante : 42 % pour les sources industrielles, 28 % pour les incendies de forêt, 15 % pour la combustion de carburants non industriels, 11 % pour le transport, 2 % pour l'incinération et 2 % pour diverses sources. La répartition correspondante pour les émissions de PM_{2,5} indique une contribution aussi importante (34 %) des incendies de forêt et des sources industrielles et une contribution plus faible de la combustion de carburants non industriels (16 %), du transport (13 %), de l'incinération (2 %) et de diverses sources (1 %). Les sources prises en considération dans chacune des catégories sont les suivantes :

industrielles : industrie houillère, industrie des pâtes et papiers, extraction et fusion non ferreuses, production de fer et d'acier, industrie du bois et exploitation des mines et des carrières;

combustion de carburants non industriels : combustion de carburants commercial et domestique, combustion de bois de chauffage domestique et production d'énergie électrique;

transport : véhicules et camions fonctionnant à l'essence et au diesel, véhicules fonctionnant au propane, chemins de fer, bateaux, aéronefs et usure des pneus;

incinération : déchets de bois et autres types d'incinération;

sources diverses : incendies d'immeuble, épandage de pesticides et d'engrais, tabagisme et industrie de transport de marchandises par voie maritime.

Ces estimations d'émissions excluent les sources à ciel ouvert telles que les chaussées revêtues et non revêtues, les sites de construction et le brûlage dirigé, pour lesquels il est particulièrement difficile d'obtenir des estimations d'émissions de particules. Bien que les émissions de matières particulaires primaires provenant de ces sources n'aient pas encore été quantifiées de façon adéquate, on sait que ces sources émettent des quantités importantes de particules fines et grosses, quoique ces émissions soient habituellement de nature épisodique. Des estimations de l'ampleur des sources de particules secondaires sont nécessaires pour compléter les données concernant les émissions primaires; toutefois, celles-ci ne peuvent être obtenues qu'à l'aide de modèles mathématiques qui prennent en considération les émissions de gaz précurseurs et la chimie de l'atmosphère complexe qui entre en jeu dans la formation des matières particulaires secondaires. Ces modèles en sont encore au stade de la formulation. Des études limitées menées dans la vallée du bas Fraser en

Colombie-Britannique ont indiqué que les particules secondaires pouvaient représenter jusqu'à 50 % des $PM_{2,5}$ au cours des mois d'été. On peut s'attendre à ce que les contributions soient aussi élevées dans les autres zones urbaines du Canada.

Les données disponibles indiquent clairement que les contributions des sources varient d'une province ou d'une région à une autre. Dans le Yukon et dans les Territoires du Nord-Ouest, en Colombie-Britannique et en Saskatchewan, les incendies de forêt et/ou le brûlage dirigé constituent les plus importantes sources estimées de PM_{10} . Les sources industrielles contribuent de façon importante aux émissions provinciales de PM_{10} dans toutes les provinces excepté sur l'Île-du-Prince-Édouard, où la combustion de carburants non industriels (principalement la combustion de bois de chauffage domestique) constitue la principale source. Le secteur du transport représente également une source importante en Ontario et en Colombie-Britannique, alors que la combustion de carburants non industriels est importante en Alberta, en Ontario, au Québec et en Nouvelle-Écosse. Les variations saisonnières des émissions de particules sont un autre élément à prendre en considération. La combustion de bois de chauffage domestique est plus importante au cours des mois d'hiver, alors que les incendies de forêt sont généralement limités aux mois d'été. Les émissions provenant des secteurs industriels et du transport se produisent toute l'année, bien qu'elles soient sujettes à de nombreuses fluctuations.

Surveillance du milieu ambiant

Les mesures de matières particulaires aux fins de la surveillance de la conformité actuelle sont généralement exprimées en termes de masse. Les mesures de masse peuvent être effectuées directement ou indirectement. Les mesures directes (ou manuelles) des concentrations de matières particulaires dans l'air ambiant sont effectuées en prélevant des particules sur un filtre prépesé pendant une période donnée, en pesant le filtre souillé et en divisant le gain de masse par le volume d'air échantillonné. Les échantillons sont habituellement prélevés pendant une période de 24 heures, tous les 6 jours, comme dans le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA). Lorsque cela s'avère nécessaire, différentes périodes et fréquences d'échantillonnage peuvent être utilisées, bien que le fait que ces filtres soient prélevés manuellement constitue une contrainte pour le fonctionnement de ces échantillonneurs. On effectue des mesures indirectes en utilisant des paramètres autres que la masse, qui peuvent être ensuite convertis en unités de concentration massique basées sur les relations connues entre les deux paramètres.

Par le passé, l'instrument manuel de surveillance des matières particulaires au Canada a été l'échantillonneur à grand débit, qui tire son nom du fait qu'il fait passer de grands volumes d'air dans le filtre, sur lequel les matières particulaires sont retenues. Utilisé à l'origine pour l'échantillonnage des PTS, cette technique a dû être modifiée pour la surveillance des PM_{10} . Une entrée d'échantillonnage spécialement conçue a été ajoutée pour éliminer les particules de $> 10 \mu m$ de façon à ce que les particules se situant dans la gamme de tailles des PM_{10} soient retenues de façon sélective sur le filtre. Ce type d'échantillonneur est donc appelé échantillonneur à grand débit à entrée munie d'un système de sélection par taille.

L'échantillonneur dichotomique a été le premier échantillonneur pour particules inhalables (PM_{10}), séparant les particules en deux classes de taille comme l'indique son nom. Cet échantillonneur fonctionne à une faible vitesse d'échantillonnage par rapport à l'échantillonneur à grand débit. L'échantillon passe tout d'abord par une entrée sélective limitée aux particules $\leq 10 \mu m$. Les particules sont ensuite fractionnées en une fine fraction ($\leq 2,5 \mu m$) et en une grosse fraction ($> 2,5-10 \mu m$), qui sont recueillies sur des filtres différents pour être mesurées et analysées. Les échantillonneurs dichotomiques permettent donc de mesurer les PM_{10} (fractions fine et grosse), les $PM_{2,5}$ (fraction fine) et la grosse fraction. L'échantillonneur Partisol est un autre échantillonneur manuel à faible débit utilisé pour surveiller les PM_{10} . Il peut être équipé de têtes d'entrée adaptées au PTS, aux PM_{10} ou aux $PM_{2,5}$. Les autres échantillonneurs de particules fines comprennent divers impacteurs à inertie et cyclones échantillonneurs qui sont équipés d'entrées destinées à retenir les particules $\leq 2,5 \mu m$ de diamètre.

Les entrées de ces échantillonneurs manuels de matières particulaires sont conçues avec des coupures à 50 % (D_{50}), qui sont définies comme le diamètre aérodynamique des particules auquel 50 % des particules passent par l'entrée et 50 % sont rejetées. Les coupures à 50 % ne sont exactes qu'à des débits donnés; le degré auquel le débit d'air qui passe dans l'échantillonneur peut être contrôlé constitue donc un élément de conception important de l'instrument. Le fait que la coupure à 50 % (à environ $10 \mu m$) se situe près du maximum des distributions de la masse des particules constitue un sujet de préoccupation en ce qui concerne les échantillonneurs de PM_{10} . Ainsi, même de légères différences dans les coupures de différents instruments peuvent entraîner des différences dans les mesures de la masse des matières particulaires. Ce problème est moins préoccupant avec les instruments de contrôle des $PM_{2,5}$ étant donné que la coupure à $2,5 \mu m$ se situe à peu près au minimum de la distribution de la masse des particules.

La comparabilité des mesures de la masse des matières particulaires effectuées à l'aide d'échantillonneurs différents constitue un sujet de préoccupation. Des différences peuvent surgir en raison de distorsions dans les coupures et de différences dans l'entretien, qui ont à leur tour des conséquences sur le fonctionnement de l'instrument, et d'autres facteurs. Dans le réseau national, on utilise à la fois des échantillonneurs dichotomiques et des échantillonneurs à grand débit à entrée munie d'un système de sélection par taille, et ceci dans cinq sites : Saint John, Ottawa, Edmonton, Vancouver Rocky Point Park et Vancouver West 10th Ave. D'après les échantillons recueillis entre 1984 et 1993, les ratios moyens entre les [PM₁₀] mesurées à l'aide d'échantillonneurs dichotomiques et les PM₁₀ mesurées à l'aide d'échantillonneurs à grand débit ont varié entre 0,93 aux sites d'Edmonton et de Saint John et 1,17 au site de Vancouver West 10th Ave. On a constaté une excellente corrélation entre les échantillonneurs (0,84–0,95). Relativement peu d'études de comparaison ont été réalisées à ce jour pour les échantillonneurs de PM_{2,5}.

Il existe diverses techniques d'analyse pour déterminer les concentrations de composés inorganiques et organiques dans la masse de matières particulaires prélevée sur les filtre. Certaines de ces techniques sont des méthodes non destructives qui laissent le filtre intact, permettant ainsi des analyses chimiques supplémentaires; d'autres détruisent le filtre. Bien que ces techniques soient régulièrement utilisées dans les sites du Canada pour aider à évaluer la composition des particules, des systèmes spécialisés d'échantillonnage de particules sont toutefois nécessaires pour le type d'analyses chimiques détaillées que nécessitent les études de répartition par source (l'attribution des matières particulaires d'un site à des sources données). L'échantillonneur IMPROVE, qui a été utilisé lors d'études exhaustives réalisées dans quelques sites urbains et ruraux au Canada pour examiner la portée visuelle et la composition des matières particulaires, constitue un exemple de ces échantillonneurs à particules spécialisés.

On a par le passé effectué des mesures indirectes des matières particulaires en utilisant deux méthodes : les échantillonneurs British Smoke Shade (BSS) et AISI, qui mesurent le coefficient de transmission (CoH). Ces deux méthodes sont basées sur les propriétés optiques des particules et sont extrêmement sensibles aux éléments fuligineux des matières particulaires qui se situent dans une gamme de tailles d'environ $\leq 3,5\text{--}4,5\ \mu\text{m}$ de diamètre. L'instrument de contrôle Beta Attenuation, également connu sous le nom de Beta Gauge, a été utilisé en Europe et au Japon pendant plusieurs années. La détermination de la masse est basée sur l'atténuation du rayonnement des particules bêta, qui se produit

lorsque les particules traversent un filtre exposé. L'instrument de contrôle Beta Attenuation peut fournir les concentrations de matières particulaires toutes les heures, mais il s'agit d'un instrument très coûteux qui présente un certain nombre de contraintes de fonctionnement.

Contrairement aux techniques décrites ci-dessus, la formulation du TEOM (Tapered Element Oscillation Microbalance – tiré de l'anglais) permet d'effectuer des mesures continues des concentrations de matières particulaires avec beaucoup moins de travail. Le TEOM fonctionne 24 heures sur 24 et est automatisé. Le TEOM est basé sur le principe que les accumulations de matières particulaires sur le filtre entraîneront des changements dans la fréquence d'oscillation d'un tube spécialement conçu relié au filtre. D'après la relation directe entre la masse de matières particulaires et la fréquence d'oscillation, le microprocesseur de l'instrument calcule en temps réel l'accumulation de masse totale sur le filtre, ainsi que les concentrations et le débit de la masse. Les échantillonneurs TEOM doivent être équipés d'une entrée d'échantillonnage des PM₁₀ ou des PM_{2,5}, mais pas des deux à la fois.

En ce qui concerne les échantillonneurs manuels, des problèmes de comparabilité des mesures sont apparus. Des résultats provenant d'échantillonneurs TEOM et d'échantillonneurs de PM₁₀ à grand débit installés au même endroit ont indiqué que les deux types d'instruments étaient en accord, avec des coefficients de corrélation de 0,977 pour des moyennes de 24 heures. Cependant, d'autres données semblent indiquer que les données provenant des TEOM sont régulièrement plus faibles que les données provenant des échantillonneurs manuels, cette différence ayant été liée, du moins en partie, à la température d'échantillonnage élevée utilisée pour les TEOM qui entraîne une perte de certains composés volatils, un problème particulièrement préoccupant lorsqu'on procède à l'échantillonnage des PM_{2,5}.

Représentativité spatiale

Lors de la mise en place d'un réseau de surveillance, le choix des sites doit être basé sur des critères qui reflètent l'objectif de la collecte de données et qui réduisent au maximum les distorsions excessives dans les mesures résultantes. Néanmoins, chaque site est unique pour ce qui est de l'emplacement de la sonde, des constructions environnantes, des types d'aménagement foncier, de la météorologie locale, etc., facteurs qui influencent les niveaux de pollution de l'air ambiant. De ce fait, il est admis que les données de contrôle provenant d'échantillonneurs fixes peuvent ne pas représenter les niveaux de pollution de toute la

communauté. De plus, les instruments de contrôle fixes ne reflètent pas de façon adéquate les niveaux de pollution auxquels les individus peuvent être exposés (voir la section ci-dessous concernant l'évaluation de l'exposition humaine). Afin de mieux caractériser les expositions individuelles, des PEM (instruments de contrôle de l'exposition personnelle), dispositifs d'échantillonnage portés sur le corps, ont été mis au point. Cependant, en raison de la nature de leur application, la conception des PEM doit satisfaire à un certain nombre de critères contraignants : faible bruit, légèreté, portabilité, solidité, fonctionnement simple, durée de vie adéquate des piles (de façon à satisfaire aux exigences de l'échantillonnage) et comparabilité avec les instruments de contrôle fixes des sites.

Niveaux dans l'air ambiant

Un programme national de surveillance des PM_{10} et des $PM_{2,5}$ fonctionne depuis 1984 sous l'égide du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA). Il s'agit principalement d'un réseau urbain avec quelques sites ruraux. En plus du réseau national, la Colombie-Britannique, l'Ontario et le Québec procèdent à des contrôles de matières particulaires.

Les données sont généralement recueillies sur une période d'échantillonnage de 24 heures avec un échantillonnage tous les six jours. Procéder selon ce calendrier permet, sur une période d'échantillonnage assez longue, que chaque jour de la semaine soit échantillonné de la même manière et donc que toutes les conditions de la semaine soient représentées. Il faut cependant mentionner que cette fréquence d'échantillonnage ne permet pas de quantifier de façon adéquate la distribution des concentrations extrêmes. Le calendrier d'échantillonnage d'un jour sur six est susceptible de sous-estimer la fréquence et l'ampleur des épisodes de concentration élevée de PM_{10} (de 20–30 %), parce que les jours proches de l'épisode et/ou le jour même de l'épisode peuvent être exclus du calendrier d'échantillonnage.

Les niveaux de matières particulaires dans l'atmosphère dépendent des sources naturelles et anthropiques. Les matières particulaires « de fond » sont généralement définies comme la distribution des concentrations de matières particulaires qui seraient observées en l'absence d'émissions anthropiques de matières particulaires et d'émissions de polluants précurseurs de COV, de NO_x et de SO_2 . L'ampleur réelle des matières particulaires de fond pour un emplacement donné est difficile à déterminer en raison de l'influence du transport à grande distance de particules anthropiques et de leurs précurseurs. La gamme des concentrations de fond escomptées sur une base annuelle ou à long terme va

de $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les PM_{10} et de 1 à $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les $PM_{2,5}$ pour des sites éloignés en Amérique du Nord. La gamme des concentrations de fond escomptées sur une base à court terme est beaucoup plus large étant donné la nature épisodique des événements naturels tels que les incendies de forêt et les tempêtes de poussière des prairies, qui peuvent entraîner des niveaux de matières particulaires à court terme comparables à ceux qui sont observés dans les atmosphères urbaines polluées.

Les données sur 24 heures concernant les matières particulaires présentent habituellement une distribution fortement asymétrique dominée par un grand nombre de faibles valeurs. Habituellement les concentrations de matières particulaires présentent également des variations sur un certain nombre d'échelles temporelles : quotidiennes, hebdomadaires (jour de la semaine), saisonnières et annuelles. Les causes de ces variations sont multiples et sont liées à la variabilité des émissions et aux variations des variables géophysiques telles que l'épaisseur de la couche de mélange, la vitesse du vent et les niveaux d'humidité.

Les concentrations moyennes sur 24 heures de PM_{10} au Canada vont de 15 à $42 \mu\text{g}/\text{m}^3$, la plupart des sites se situant dans la gamme de $20\text{--}30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ces niveaux sont nettement supérieurs aux niveaux de fond, indiquant ainsi que les activités anthropiques contribuent de façon significative à la quantité de PM_{10} dans l'air ambiant. Les concentrations de PM_{10} sur 24 heures les plus élevées enregistrées par le réseau de surveillance du RNSPA ont été observées au Québec et en Ontario (dans les sites de Montréal, Windsor, Hamilton et Walpole Island) et dans un site unique à Calgary, en Alberta. Cependant, même dans les villes, des sites peuvent présenter des niveaux de PM_{10} dans l'air ambiant sur 24 heures comparativement faibles, comme c'est le cas à Montréal et à Calgary. Les trois sites ruraux de Kejimikujik, Sutton et Egbert ont enregistré des concentrations respectives de PM_{10} sur 24 heures de 11, 11 et $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$; cependant, les observations ne sont disponibles que pour 1992–1995 pour Kejimikujik et Egbert et pour mai-septembre 1993 pour Sutton.

La saison des concentrations maximales de PM_{10} sur 24 heures varie selon la région, reflétant les variations dans les sources dominantes de PM_{10} (particulièrement les aérosols secondaires) et la météorologie synoptique. Les sites qui présentent le degré le plus élevé de variations saisonnières se trouvent à Windsor (maximum au cours de l'été) et à Victoria (maximum au cours de l'hiver). Bon nombre des sites de Colombie-Britannique semblent présenter un maximum à la fin de l'hiver et au printemps pour les concentrations moyennes et médianes de PM_{10} et pour le quartile supérieur de la distribution, indiquant que les concentrations moyennes et extrêmes

de PM_{10} sur 24 heures sont habituellement plus élevées durant les mois de janvier, février et mars. Les sites de l'Ontario semblent présenter en été une concentration quotidienne maximale de PM_{10} qui pourrait refléter la plus grande quantité d'aérosols secondaires dans le couloir Windsor-Québec où on sait que les concentrations de polluants précurseurs sont élevées.

Un cycle hebdomadaire de concentrations de PM_{10} est manifeste dans la plupart des sites urbains. Habituellement, les concentrations de PM_{10} sur 24 heures sont plus faibles durant la fin de semaine que durant la semaine. Cette différence est amplifiée pour les sites routiers, où une augmentation des PM_{10} ayant atteint 50 % a été observée dans les concentrations enregistrées en milieu de semaine par rapport aux concentrations mesurées le dimanche (tous les sites). Ceci laisse entendre que les sources liées au transport contribuent de façon importante aux concentrations de PM_{10} .

Les variations annuelles dans les concentrations de PM_{10} au cours de la période d'échantillonnage de 1984 à 1995 montrent une diminution manifeste dans la plupart des sites ayant un registre de données complet. Les baisses de pourcentage les plus importantes ont été observées aux sites de Montréal (Duncan/Décarie), Edmonton et Vancouver. Une analyse des tendances des données annuelles de PM_{10} pour la période de 1984 à 1993 a indiqué une tendance à la baisse des [PM_{10}] statistiquement significative ($p < 0,001$) sur une base nationale avoisinant 2 % par an.

Les concentrations moyennes de $PM_{2,5}$ sur 24 heures mesurées dans les sites urbains du RNSPA ont varié entre 8,5 et 20,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Les concentrations de $PM_{2,5}$ sont plus homogènes dans l'espace que les PM_{10} , mais elles présentent encore des différences importantes d'un site à un autre, même au sein d'une même zone urbaine. Les concentrations de $PM_{2,5}$ les plus élevées (en termes de moyennes et de 90^e percentiles) ont été mesurées aux sites de Montréal, Toronto, Hamilton, Windsor, Walpole Island et Vancouver. Ces sites ont été pratiquement les mêmes que ceux qui ont présenté les concentrations de PM_{10} les plus élevées. Les trois sites ruraux de Kejimikujik, Sutton et Egbert ont enregistré des concentrations moyennes de $PM_{2,5}$ sur 24 heures respectives de 7,0, 7,7 et 10,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, bien que ces observations ne soient de nouveau disponibles que pour 1992–1995 pour Kejimikujik et Egbert et pour mai-septembre 1993 pour Sutton.

La variabilité saisonnière des $PM_{2,5}$ est plus prononcée que celle des PM_{10} ; cependant, aucune structure géographique de cette variabilité n'est visible. Les sites de Montréal, Ottawa, Edmonton, Calgary et Vancouver/Victoria enregistrent des concentrations

de $PM_{2,5}$ plus élevées au cours des mois d'hiver et en particulier en janvier et février. Les autres sites de l'Ontario enregistrent leurs concentrations quotidiennes les plus élevées au cours des mois d'été, avec une médiane maximale en août. Les sites des Maritimes présentent une variation saisonnière variable des concentrations de $PM_{2,5}$, Saint John et Kejimikujik présentant un maximum marqué en été et Halifax un maximum en hiver.

La plupart des sites urbains présentent des concentrations minimales de $PM_{2,5}$ sur 24 heures le dimanche et des concentrations maximales en milieu de semaine. De nouveau, cette différence est amplifiée pour les sites routiers, où on a observé une augmentation des $PM_{2,5}$ atteignant 60 % en milieu de semaine par rapport au dimanche (tous les sites). Ceci indique qu'il existe d'importants écarts dans les émissions anthropiques en fonction du jour de la semaine et que les contributions des véhicules à moteur sont significatives.

Une analyse des tendances des données concernant les $PM_{2,5}$ pour la période de 1984-1993 a présenté une tendance à la baisse des $PM_{2,5}$ statistiquement significative ($p < 0,001$) sur une base nationale avoisinant 3,3 % par an. Pour les sites de l'Ontario, on n'a observé aucun changement significatif dans les $PM_{2,5}$ entre 1987 et 1993.

En 1994, dix sites (tous sauf deux dans la vallée du bas Fraser) ont fourni des concentrations horaires de PM_{10} au RNSPA en utilisant des TEOM. Une concentration horaire maximale de PM_{10} de 255 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a été mesurée au site d'Abbotsford (dans la vallée du bas Fraser) et de 204 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ au site d'Edmonton. L'analyse des variations journalières des PM_{10} a montré qu'une augmentation importante des niveaux de PM_{10} se produisait le matin à l'heure de pointe, avec une pointe secondaire en fin de soirée. Les valeurs minimales sont enregistrées en milieu d'après-midi et très tôt le matin (0 h–6 h).

Relations entre les PTS, les PM_{10} , les $PM_{2,5}$ et les constituants inorganiques des matières particulaires

Quatorze sites urbains du réseau d'échantillonneurs dichotomiques du RNSPA ayant fonctionné de 1986 à 1994 ont mesuré simultanément les PTS, les PM_{10} , les $PM_{2,5}$ et les sulfates (SO_4^{2-}). Cet ensemble de données est précieux en ce sens qu'il permet d'étudier la composition de ces différentes fractions de matières particulaires dans les 14 sites. En moyenne, dans les 14 sites, les PM_{10} ont représenté environ 50 % des PTS, alors que les $PM_{2,5}$ en ont représenté environ 25 %. Les particules fines et grosses ont représenté des portions à peu près égales (environ 50 %) des PM_{10} . La plus grande partie du sulfate a été trouvée sur les particules fines, dont il a représenté en moyenne environ 17 %.

Cependant, il existe pour ces ratios des variations considérables dans et entre les sites. Les relations entre les PTS, les PM_{10} et les $PM_{2,5}$ dépendent de la concentration, les ratios entre les PM_{10} , et $PM_{2,5}$ et les PTS diminuant lorsque la concentration de PTS augmente (c.-à-d. une plus grande partie de la masse de PTS est composée de très grosses particules).

D'autres données du RNSPA confirment la variabilité des ratios $PM_{2,5}/PM_{10}$ et le fait que l'on ait découvert qu'en moyenne, au Canada, les particules fines représentent environ 50 % des PM_{10} (53 % dans le cas présent). Ces données, recueillies dans 19 sites (16 lieux) entre 1984 et 1993, montrent que les ratios médians $PM_{2,5}/PM_{10}$ pour la plupart des sites se situent dans une gamme assez restreinte de 0,4–0,6, c'est-à-dire qu'au moins la moitié du temps, 40–60 % des PM_{10} d'un site sont composées de particules fines ($\leq 2,5 \mu\text{m}$ de diamètre). Bien qu'il existe manifestement une variabilité temporelle dans les ratios $PM_{2,5}/PM_{10}$ d'un site, environ 50 % du temps les ratios ne varient pas de beaucoup plus de $\pm 10\%$, comme l'indiquent les intervalles interquartiles (25^e-75^e percentiles).

Il existe d'assez fortes corrélations (r^2) entre les PM_{10} et les $PM_{2,5}$ dans chacun des 19 sites, ce qui est en accord avec l'hypothèse que les variations temporelles dans les particules fines ont une influence significative sur la variabilité observée dans les PM_{10} . Dans la plupart des sites, la variabilité quotidienne dans la masse des particules fines a eu une plus forte influence sur les variations dans les PM_{10} que celle des grosses particules. Cela a été particulièrement évident dans les sites ruraux et dans les sites sur lesquels l'urbanisation n'a pas un fort impact (c.-à-d. circulation et construction). Les exceptions à ce schéma ont été les sites des Prairies, où la masse de grosses particules a dominé les PM_{10} , et un site à Montréal recevant un fort impact de la circulation.

La comparaison des distributions de la masse des PTS, des PM_{10} , des $PM_{2,5}$ et du sulfate dans les sites de tout le Canada a indiqué quelques tendances fondamentales. Les sites des trois grandes villes des Prairies, à savoir Winnipeg, Calgary et Edmonton, présentent des concentrations de PTS importantes et variables, mais leurs concentrations de $PM_{2,5}$ et de sulfate sont faibles par rapport aux autres sites et leur variabilité est moins importante. On pense que la plus grande partie des matières particulaires atmosphériques observées dans ces zones est d'origine mécanique et consiste probablement en matériel crustal local. Deuxièmement, on a observé une nette baisse des niveaux de sulfate dans les sites se trouvant à l'est du secteur supérieur des Grands Lacs par rapport aux sites se trouvant à l'ouest des lacs. Ce schéma a été observé à maintes reprises et reflète directement l'ampleur et la

densité spatiale des émissions de SO_2 au sein et en amont de ces deux zones.

La comparaison des sites urbains et ruraux proches l'un de l'autre montre, ce qui n'est pas surprenant, que les concentrations urbaines de matières particulaires sont supérieures aux concentrations rurales, particulièrement pour les grosses particules. Ceci se traduit par un enrichissement des zones urbaines en concentration de tous les éléments et ions inorganiques analysés. Il existe plusieurs éléments/ions pour lesquels la différence urbaine-rurale est cependant disproportionnellement supérieure à la différence dans la masse totale, indiquant ainsi que ces constituants sont particulièrement enrichis dans les zones urbaines (Ca, Si, NO_3^- , Fe, Al, Mg, Zn, Ti, Mn, V, Pb, Ni). Ce schéma est très vraisemblablement attribuable à la plus grande suspension de poussières de route et l'activité industrielle et de combustion plus intensive dans les zones urbaines.

Les estimations de la masse de particules fines et grosses attribuable à la matière carbonée (carbone organique et élémentaire) ont été réalisées en utilisant une approche de bilan massique. Selon le site, seuls 37 à 61 % des $PM_{2,5}$ ont pu être expliqués d'après les concentrations mesurées des divers ions et éléments inorganiques. Ainsi, la matière carbonée, qui a probablement été de nature principalement organique, a été à l'origine d'environ la moitié de la masse totale de particules fines. Cette fraction a été plus élevée en Alberta et en Colombie-Britannique (~65 %) qu'elle ne l'a été sur la côte est (40-45 %). Le sulfate, le NO_3^- et le NH_4^+ dominent les éléments identifiables de la masse de particules fines, ce qui est en accord avec les résultats de nombreuses études. En raison de l'importance accrue du matériel crustal, une plus grande portion de la masse de grosses particules (~70 %) a été expliquée par les constituants inorganiques. Cette approche de bilan massique pour diviser la masse de matières particulaires en fractions organique et inorganique devrait être complétée par des études analytiques plus détaillées de la matière carbonée.

Évaluation de l'exposition humaine

La probabilité d'une réponse nocive aux particules est influencée par le degré d'exposition, défini comme tout contact entre un polluant à une concentration donnée et la surface externe (p. ex. la peau) ou interne (p. ex. l'épithélium de l'appareil respiratoire) du corps humain. Les changements dans le degré d'exposition sont influencés par la durée, l'ampleur et la fréquence de l'exposition. L'inhalation est le seul mode d'exposition

aux matières particulaires pris en considération dans la présente évaluation.

Les concentrations de particules dans l'air ambiant sont habituellement mesurées sur une période d'échantillonnage de 24 heures, comme nous l'avons décrit ci-dessus. Sur une période de 24 heures, une personne passe son temps dans de nombreux endroits ou microenvironnements. Par exemple, la plupart des gens passent chaque jour beaucoup de temps dans des environnements intérieurs, à la maison et au travail; un certain temps dans des véhicules et relativement peu de temps à l'extérieur. La proportion de temps passé dans différents environnements varie selon l'âge, le sexe et le jour de la semaine. Dans la mesure où les concentrations de matières particulaires dans les microenvironnements sont différentes des concentrations observées à l'extérieur, les expositions de la population (et des individus) aux matières particulaires seront différentes de celles qui sont estimées à partir des données de contrôle de l'air ambiant. Les fortes corrélations qui ont été observées entre l'exposition personnelle et les concentrations de matières particulaires dans les locaux, combinées au temps passé à l'intérieur, indiquent que les microenvironnements intérieurs sont les éléments qui contribuent le plus à l'exposition aux matières particulaires.

Les niveaux de particules dans les locaux dépendent : des sources intérieures, des niveaux de particules à l'extérieur, de la fraction d'air ambiant qui pénètre dans les locaux, de la filtration, de l'échange d'air (p. ex. les maisons plus anciennes ont tendance à être moins étanches), de la désintégration des particules et des taux de remise en suspension (p. ex. due au passage de l'aspirateur ou à l'époussetage). La dernière source aide à expliquer pourquoi la véritable exposition personnelle est généralement plus importante que les estimations indirectes combinant les concentrations de l'air intérieur et extérieur et les informations concernant les activités. L'augmentation de la concentration de particules résultant de l'occupation du microenvironnement par une personne n'est pas prise en considération.

Plusieurs études anciennes ont indiqué que la pénétration de l'air ambiant dans les environnements s'avérait être plus efficace pour les fines particules que pour les grosses particules. Certaines études plus récentes ont indiqué que les facteurs de pénétration des particules fines et grosses étaient très similaires. Néanmoins, les croyances scientifiques actuelles maintiennent que les petites particules pénètrent dans les locaux de façon plus efficace que les grosses particules. Au Canada, où la construction immobilière met l'accent sur l'efficacité énergétique, qui implique de plus faibles taux d'échange d'air, les fractions de particules fines et grosses provenant de l'air ambiant qui

seront trouvées en équilibre dans les locaux seront de l'ordre de 50 % ou moins, particulièrement en hiver. Une fois à l'intérieur, les particules plus grosses ont tendance à se déposer plus rapidement que les particules plus petites; cependant, les grosses particules sont plus facilement remises en suspension par les activités intérieures.

Le tabagisme a été identifié comme la principale source de particules dans l'air intérieur (particulièrement les fines particules, mais également les PM_{10}) dans les habitations où des personnes fument, élevant les concentrations de matières particulaires dans l'air des locaux sensiblement au-dessus de celles des foyers où personne ne fume. Une concentration de $PM_{2,5}$ de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ correspond à l'impact qu'aurait le fait de fumer environ un paquet de cigarettes par jour. Dans les habitations où personne ne fume, l'air extérieur est la principale source des niveaux de matières particulaires dans les locaux. Les autres sources de particules dans l'air des locaux comprennent les poêles et les appareils de chauffage au bois et au kérosène, les poils et squames d'animaux, les produits d'entretien de la maison et les produits d'hygiène et de beauté, ainsi que diverses sources de fibres minérales dans l'air des locaux. En général, on peut s'attendre à de fortes variations dans les concentrations de particules dans l'air des locaux d'une habitation à une autre. Certaines études ont signalé des concentrations moyennes dans l'air des locaux supérieures aux niveaux mesurés à l'extérieur, alors que d'autres concluent tout à fait le contraire. Dans de nombreux cas, la gamme des concentrations de particules dans l'air des locaux et dans l'air extérieur est toutefois similaire. Dans les zones où les niveaux extérieurs sont assez élevés, les concentrations dans les locaux peuvent être inférieures, alors que les concentrations dans l'air intérieur peuvent fortement dépasser les concentrations dans l'air extérieur dans les zones où les niveaux extérieurs sont relativement faibles.

Les corrélations entre les données concernant les matières particulaires dans l'air ambiant obtenues au moyen de FAM (instruments de contrôle fixes des niveaux de l'air ambiant) et les données concernant l'exposition personnelle obtenues au moyen de PEM ont été clairement examinées lors de nombreuses études. La plupart de ces études révèlent de faibles corrélations et, ce qui n'est pas surprenant, montrent que les expositions personnelles sont généralement plus importantes que les concentrations ambiantes ou dans l'air des locaux. De plus, la plupart des études signalent de faibles corrélations transversales entre l'exposition personnelle et les concentrations ambiantes. S'il existe une forte variabilité dans les concentrations de particules provenant de sources qui sont en faible corrélation avec les FAM, il est alors probable que le pourcentage de

variance dans les expositions personnelles pouvant être expliquées par les données des FAM sera faible. Une erreur d'échantillonnage, un échantillon non aléatoire, des sources intérieures très importantes et les activités personnelles sont autant d'éléments qui contribuent à une faible corrélation entre les FAM et les PEM. Cependant, les niveaux de particules dans l'air ambiant peuvent refléter plus directement l'exposition aux particules des individus qui ne sont pas exposés à des sources microenvironnementales de particules (p. ex. tabagisme) et de ceux dont les activités quotidiennes sont assez répétitives. L'introduction des expositions liées aux microenvironnements dans l'estimation de l'exposition moyenne pondérée en fonction du temps améliorera théoriquement les estimations de l'exposition personnelle aux matières particulaires totales. Les études ont montré que c'était le cas; cependant, il reste probable que de telles estimations de l'exposition personnelle indirecte sous-estiment les véritables expositions personnelles.

Des modèles d'exposition personnelle et de la population ont été formulés; ils combinent les mesures des polluants dans l'air ambiant et les informations concernant les activités en fonction de l'âge, ainsi que les estimations des concentrations de polluants liés aux microenvironnements. Un modèle probabiliste d'exposition aux PM_{10} a été appliqué aux données canadiennes en vue de fournir des estimations des distributions des concentrations de PM_{10} moyennes, personnelles, dans l'air des locaux, dans l'air extérieur et de transit sur une période de 24 heures. L'exposition personnelle moyenne aux PM_{10} calculée sur 24 heures (pour toutes régions et toutes saisons) est de $39 \mu\text{g}/\text{m}^3$. L'exposition personnelle médiane aux PM_{10} calculée est de $31 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La comparaison de ces résultats avec les prédictions d'exposition basées sur les données provenant des sites urbains du RNSPA (c.-à-d. données concernant les matières particulaires dans l'air ambiant) montre clairement que les données liées à l'air ambiant sous-estiment les expositions moyennes de la population aux matières particulaires totales (les PM_{10} moyennes et médianes dans l'air ambiant urbain sont d'environ $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivement). Les estimations canadiennes de l'exposition aux $PM_{2,5}$ n'ont pas encore été effectuées au moyen de la modélisation de l'exposition. D'après les informations actuelles, on peut raisonnablement conclure que les données concernant l'air ambiant seules peuvent représenter la gamme la plus faible dans la distribution des expositions aux particules totales. Des études supplémentaires sont nécessaires afin d'améliorer les divers éléments du modèle d'exposition, y compris la caractérisation des sources de matières particulaires dans l'air des locaux et les taux de pénétration dans les locaux des particules présentes dans l'air ambiant, particulièrement dans les

climats froids, étant donné que les taux d'échange d'air dépendent de la température ambiante.

Effets esthétiques

L'augmentation de la quantité de particules fines et de gaz dans l'atmosphère est associée à une réduction de la capacité de l'oeil humain à voir à travers l'atmosphère ou à identifier un objet à distance. La diminution de la portée visuelle (PV) dans les parcs et dans les réserves naturelles est devenue un sujet de préoccupation en raison de la perte potentielle de tourisme. La population peut également prendre la visibilité pour un indicateur de la qualité générale de l'air. Une diminution de la portée visuelle est alors perçue comme l'indication d'une mauvaise qualité de l'air, ce qui peut avoir des effets négatifs sur la qualité de vie en général.

La portée visuelle (ou inversement l'extinction de la lumière) dépend de la diffusion de la lumière et des propriétés d'absorption de la lumière des molécules de gaz et des particules. Les particules fines ($PM_{2,5}$) et les particules submicroniques, en particulier dans la gamme de tailles de $0,3\text{--}0,7 \mu\text{m}$, ont une grande capacité à réduire la visibilité. La réduction de la visibilité dépend généralement plus de la diffusion de la lumière que de l'absorption de la lumière, excepté là où des particules (p. ex. carbone élémentaire, également connu sous le nom de « suie ») ou des gaz (p. ex. NO_2) qui ont une grande capacité à absorber la lumière sont présents dans l'atmosphère.

On a déterminé qu'il existait une relation linéaire entre b_{scat} une mesure de la diffusion de la lumière, et la masse de particules fines, avec $b_{scat}/\text{masse fine} = 3,1 \text{ m}^2/\text{g}$. b_{scat} peut également être liée mathématiquement à la portée visuelle. Ainsi, la portée visuelle peut être directement déterminée à partir de la masse de particules fines si ces valeurs sont connues ou d'après les concentrations de la masse de PM_{10} si les ratios $PM_{2,5}/PM_{10}$ sont connus. Les grosses particules peuvent également troubler la visibilité, mais leur efficacité est habituellement égale à la moitié ou au tiers de celle des particules fines. Dans certaines zones, où leurs concentrations sont inhabituellement élevées, les grosses particules peuvent contribuer de façon significative à réduire la visibilité.

L'extinction de la lumière par les particules est modifiée par l'humidité relative. Lorsque l'humidité relative dépasse 70 %, l'efficacité de la diffusion de la lumière commence à augmenter, en raison de l'augmentation de l'absorption d'eau par les particules. Lorsque l'humidité augmente à 95 % ou plus, la taille des éléments hydrosolubles de l'aérosol fin peut augmenter de sept

fois leur rayon sec, augmentant de façon spectaculaire l'efficacité de la diffusion de la lumière. L'effet de l'humidité dépend également beaucoup des variables chimiques et microphysiques. Les composants des particules fines, tels que les sulfates (sulfates d'ammonium), les nitrates (nitrate d'ammonium), les composés organiques, le carbone élémentaire et la poussière du sol auront une capacité différente à absorber l'eau. La fraction hygroscopique (qui attire l'eau) de l'aérosol aura des conséquences sur la visibilité à un degré plus important dans les régions du Canada où l'humidité relative est plus élevée.

Un certain nombre d'études ont examiné les contributions relatives des différentes espèces chimiques aux réductions de la visibilité. Généralement, ce sont les sulfates qui contribuent le plus à la réduction de la visibilité. Les nitrates jouent également un rôle important dans la réduction de la visibilité, mais ils sont moins efficaces par unité de masse que les sulfates à diffuser la lumière. Même là où on a montré que la masse de particules fines était dominée par un composant organique secondaire, le sulfate et le nitrate d'ammonium ont dominé la diffusion de la lumière (p. ex. Pacifique '93 field study réalisée dans la vallée du Fraser). Les composés organiques en phase particulaire contribuent de façon relativement inefficace à la diffusion de la lumière. Le carbone élémentaire (ou noir de carbone) contribue à l'absorption de la lumière, comme nous l'avons précédemment mentionné, et, dans une faible mesure, à la diffusion de la lumière.

On dispose d'assez peu d'informations sur la portée visuelle naturelle au Canada. Des estimations de la portée visuelle mesurées dans trois sites de différentes régions du Canada, recevant relativement peu d'impacts des matières particulaires anthropiques, ont été obtenues à l'aide d'analyses néphélométriques de la diffusion de la lumière (b_{scat}) et des relations mathématiques entre b_{scat} et la portée visuelle ($b_{\text{scat}}/b_{\text{ext}} = 0,9$; $PV = 3,91/b_{\text{ext}}$); les résultats ont été les suivants : Waterton (Alberta) : 210–350 km; Egbert (Ontario) : 86–120 km; St. Andrews (N.-B.) : 185–210 km). Les niveaux de $PM_{2,5}$ ont été calculés au moyen de la relation $b_{\text{scat}}/PM_{2,5} = 3,1 \text{ m}^2/\text{g}$ (voir ci-dessus) et ils ont fourni les estimations suivantes des $PM_{2,5}$ de fond : Waterton : 3,2–5,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; Egbert : 9,7–13,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; St Andrews : 5,5–6,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Le sud-est du Canada (SE de l'Ontario) présente clairement une plus faible visibilité et des niveaux de $PM_{2,5}$ de fond plus élevés que l'est ou l'ouest du Canada. Une augmentation de 10 % des $PM_{2,5}$ par rapport au niveau de fond sert de base pour définir le niveau au-dessus duquel des effets sur la portée visuelle sont perceptibles. Ainsi, en utilisant les gammes supérieures des niveaux de fond des $PM_{2,5}$, des impacts sur la portée visuelle seraient observés lorsque les

niveaux de $PM_{2,5}$ dépassent 6–7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'est et à l'ouest du Canada et 14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ au sud-est du Canada.

La portée visuelle dans les sites urbains peut être estimée à partir des concentrations connues de $PM_{2,5}$ et de PM_{10} et à partir des relations mathématiques entre les $PM_{2,5}$ et la portée visuelle (voir ci-dessus). Sur cette base, on a estimé que la portée visuelle des sites urbains du RNSPA allait de 34 km dans un site de Montréal à 73 km à St. John, au Nouveau-Brunswick. En général, les portées visuelles estimées dans les sites urbains de l'Ontario et du Québec sont plus faibles (environ 35–50 km) que dans les sites urbains de l'est ou de l'ouest du Canada (environ 45–70 km). De même, on peut estimer la portée visuelle dans les sites ruraux du RNSPA; les résultats sont les suivants : Kejimikujik : $PV = 136 \text{ km}$; Sutton : $PV = 132 \text{ km}$; Egbert : $PV = 93 \text{ km}$. Ces valeurs sont basées sur les niveaux moyens de $PM_{2,5}$ (ou de PM_{10}) sur 24 heures et représentent donc les visibilités moyennes. En fait, on a montré que les portées visuelles variaient selon la saison, ce qui s'explique par les changements de concentrations de matières particulaires et de niveaux d'humidité.

En plus des différences régionales de visibilité, il existe des différences régionales dans la réaction du public aux changements de qualité de l'air. Les différences dans la perception du public d'une visibilité inacceptable peuvent être liées à la nature de l'environnement et de la vue, car la population peut être moins disposée à accepter la dégradation d'une réserve naturelle que d'un environnement urbain. Lors d'une étude sur la perception publique réalisée à Denver (États-Unis), la visibilité acceptable mesurée par la portée visuelle a été d'environ 50 km. Les visibilités ou les changements de visibilité acceptables dans les différentes régions du Canada restent à être déterminés.

Comme nous l'avons précédemment mentionné, on s'attend à ce qu'un changement de visibilité soit perceptible lorsque les niveaux de particules fines varient de 10 %. De ce fait, là où les niveaux de particules fines sont plus faibles (p. ex. zones rurales), le changement de la portée visuelle sera plus important lors d'augmentations progressives de $PM_{2,5}$ que dans les zones (urbaines) où les charges de particules sont plus élevées. Étant donné que les niveaux moyens de $PM_{2,5}$ dans les sites du RNSPA dans tout le Canada se situent dans une gamme d'environ 10–20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, un changement de 10 % dans les niveaux de $PM_{2,5}$ (un changement perceptible de la visibilité) correspond à une augmentation de 1–2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de ces niveaux. À partir des relations observées entre les niveaux de $PM_{2,5}$ et de PM_{10} enregistrés dans les sites ruraux et urbains canadiens, on s'attend à ce qu'un changement de visibilité soit perceptible lorsque les niveaux de PM_{10}

augmentent de 1–2 µg/m³ dans les sites ruraux et de 2–5 µg/m³ dans les sites urbains.

Reconnaissant le manque et la variabilité des données concernant les niveaux de fond des PM_{2,5} et reconnaissant qu'il n'est pas possible de définir une concentration de fond des PM_{2,5} unique pour tout le Canada, on recommande qu'aucun niveau de référence pour les PM_{2,5} basé sur la visibilité ne soit établi à ce point. On insiste cependant sur le fait qu'on peut s'attendre à des impacts différentiels sur la portée visuelle lorsque les concentrations de PM_{2,5} dans l'air ambiant augmentent de 10 % par rapport aux concentrations existantes. Étant donné que les estimations de la portée visuelle naturelle pour les différentes régions du Canada se situent dans une gamme de 86 à 350 km (voir section précédente) et que ces mesures de la visibilité fournissent une estimation des niveaux naturels de PM_{2,5} allant de 5,5 à 13 µg/m³ (estimations supérieures) (l'est et l'ouest du Canada présentant des niveaux naturels de PM_{2,5} d'environ 5,5 à 6 µg/m³ et le sud-est du Canada présentant des niveaux de PM_{2,5} plus élevés d'environ 13 µg/m³), on peut raisonnablement conclure que le niveau au-dessus duquel l'apparition d'effets sur la portée visuelle dus aux niveaux de PM_{2,5} au Canada peut être démontrée est de 6 à 14 µg/m³. On peut estimer que toute charge de particules dépassant ces niveaux réduit la portée visuelle. Étant donné qu'il est admis que les fines particules, en particulier celles qui se situent dans la gamme de tailles de 0,3–0,7 µm, sont responsables d'une réduction de la visibilité, aucun niveau de référence n'est établi pour les PM₁₀.

Impacts environnementaux

Les principaux effets des matières particulaires sur la végétation sont une réduction de la croissance et de la productivité due à une interférence avec la photosynthèse et des effets phytotoxiques dus à la composition des particules. Les mécanismes d'action sont l'étouffement de la feuille; le blocage physique des stomates; les interactions biochimiques et/ou les effets indirects par le sol. Les particules entrent en contact avec les surfaces de la végétation de trois façons : sédimentation, impaction et dépôt. L'efficacité relative de ces méthodes dépendra de la surface de la plante ou du sol, du microclimat et des conditions ambiantes (température et humidité). Étant donné la quantité limitée d'informations disponibles, particulièrement le manque d'informations quantitatives sur la relation dose-effet, il n'est pas possible d'établir un niveau de référence pour la végétation et les matières particulaires.

Le dépôt de matières particulaires sur les matériaux peut réduire leur attrait esthétique, ainsi qu'augmenter leur dégradation physique et chimique. Les principaux effets

des matières particulaires sur les matériaux touchent les taux de corrosion et d'érosion, la souillure et la décoloration. Les particules peuvent agir comme catalyseurs pour la conversion du SO₂ et des NO_x en acide sulfurique et en acide nitrique, qui accélèrent la dégradation chimique des surfaces des matériaux sensibles sur lesquels les particules se sont déposées. La plus grande partie des informations disponibles concerne les effets de l'exposition aux particules combinées au SO₂. Étant donné la quantité limitée d'informations disponibles et particulièrement le manque d'informations quantitatives sur la relation dose-effet, il n'est pas possible d'établir un niveau de référence pour les matériaux.

Effets sur la santé humaine

Il est généralement admis depuis les années soixante-dix qu'il existe une association entre la capacité respiratoire et les niveaux élevés de pollution de l'air par les particules. Ce qui n'était pas clair jusque tout récemment est que des effets nocifs apparaissent également aux concentrations ambiantes enregistrées aujourd'hui en Amérique du Nord et en Europe de l'Ouest. Il reste à déterminer dans quelle mesure les effets observés doivent être attribués à la pollution atmosphérique globale, qui consiste en polluants atmosphériques multiples, ou plus particulièrement aux matières particulaires et, si c'est le cas, à quels composants des matières particulaires, en termes de taille ou de chimie des particules.

Cela fait maintenant plus d'une décennie que des mesures physiologiquement pertinentes des matières particulaires ont été incorporées dans les programmes de surveillance. De nombreuses études, utilisant des mesures de PM₁₀ et tentant d'associer ces niveaux avec divers effets sur la santé, ont été publiées. De plus, les données de plusieurs études mesurant les particules fines, telles que les PM_{2,5} ou les PM₅, les BSS (British Smoke Shade – tiré de l'anglais), le sulfate et/ou les particules fortement acides (PSA ou H⁺) sont récemment devenues disponibles. Le rôle de la spéciation chimique des particules n'a été examiné que dans une très faible mesure, bien que plusieurs études épidémiologiques aient utilisé le sulfate comme paramètre de mesure des particules et qu'un petit nombre d'études aient utilisé l'acidité des particules. Très peu d'études épidémiologiques sur le rôle des particules ultrafines (< 0,1 µm) ont été réalisées puisque les données de surveillance actuelles dans l'air ambiant n'appuient pas de telles études.

Les études épidémiologiques sur les effets des matières particulaires sur la santé humaine examinent les associations statistiques entre les changements dans les niveaux des matières particulaires dans l'air ambiant

et les changements dans l'apparition de problèmes de santé cardiorespiratoires chez la population générale. Cinq variables de base liées à la santé ont été examinées lors d'études épidémiologiques : la mortalité, les hospitalisations et les visites aux urgences des centres hospitaliers, l'état de santé respiratoire (symptômes, prise de médicaments, journées d'activités réduites, absentéisme scolaire au niveau élémentaire), la fonction pulmonaire et le cancer (ce dernier n'a été examiné que dans quelques études, car il a un rapport secondaire avec d'autres événements cibles). Toutes les études épidémiologiques sont de nature observationnelle, c'est-à-dire que le chercheur n'a aucun contrôle sur l'exposition ou le traitement des sujets de l'étude, ce qui différencie ces études des études d'exposition humaine contrôlée examinées ci-dessous.

Effets aigus

Les variations quotidiennes ou à court terme dans les matières particulaires, telles que les PM_{10} , les BSS, les $PM_{2,5}$ ou le sulfate, ont été associées de façon significative à des augmentations de la mortalité toutes causes confondues dans 43 régressions réalisées dans vingt villes d'Amérique du Nord et du Sud et d'Europe. Presque toutes ces études ont montré des associations constantes entre la pollution atmosphérique et la mortalité aiguë. Ces associations n'ont pas pu être expliquées par l'influence du climat (on a très souvent constaté que la température et l'humidité présentaient des associations indépendantes avec la mortalité), la saison, des tendances annuelles, ses variations quotidiennes et des variations dues aux vacances, des épidémies ou d'autres facteurs non liés aux polluants, car toutes les analyses ont examiné certaines de ces distorsions potentielles et en ont tenu compte de diverses manières lors de l'analyse. La plupart des études ont également examiné un ou plusieurs polluants gazeux en plus des matières particulaires.

L'ampleur du risque lié aux PM_{10} était faible, variant entre 0,4 % et 1,7 % par augmentation de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, avec une moyenne non pondérée de 0,8 % et une moyenne pondérée de 0,5 % pour les concentrations exprimées en poids par volume d'échantillon avoisinant $25\text{--}78 \mu\text{g}/\text{m}^3$, excepté dans les deux études d'Amérique du Sud où les concentrations ont avoisiné 82 et $115 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Les résultats ont été extrêmement constants dans des conditions différentes d'exposition aux PM_{10} . L'ampleur de l'augmentation a été à peu près la même pour les BSS que pour les PM_{10} , mais un nombre d'études encore moins grand ont inclus plus d'un ou deux polluants gazeux présents simultanément.

Un nombre d'études nettement inférieur ont examiné la relation entre les concentrations de $PM_{2,5}$ et la mortalité. Lors de l'étude la mieux réalisée et la plus fiable qui

examinant les $PM_{2,5}$ (et le sulfate), on a observé une augmentation générale de la mortalité dans six grandes villes des États-Unis de 1,5 % par augmentation de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ des $PM_{2,5}$, avec une gamme de 0,85–2,2 % par $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour chacune des six villes, à des concentrations moyennes de $PM_{2,5}$ allant de 11 à $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. L'augmentation du risque de mortalité lié aux $PM_{2,5}$ est donc deux fois plus importante que celle des PM_{10} . Bien que l'ampleur du risque de mortalité ait été plus élevée dans l'étude des six grandes villes pour le sulfate que pour les $PM_{2,5}$ (2,2 % vs 1,5 % par $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$), la solidité de l'association a été plus importante pour les $PM_{2,5}$ que pour le sulfate.

Bien que l'augmentation des risques de mortalité associée aux différents paramètres de mesure des particules soit faible, elle représente néanmoins des nombres importants de décès évitables en raison de la très grande taille des populations touchées par la pollution atmosphérique. Ces augmentations de risque relatif attribuables à la pollution atmosphérique ont été observées à des concentrations de matières particulaires se situant bien à l'intérieur de la gamme de concentrations normales dans l'air ambiant et nettement en dessous des normes et des objectifs actuels (l'objectif canadien actuel concernant les PTS acceptables sur une période de 24 heures est approximativement équivalent à un niveau de PM_{10} de $60\text{--}80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et à un niveau de $PM_{2,5}$ de $30\text{--}50 \mu\text{g}/\text{m}^3$). De plus, il ne semble pas, d'après les données concernant les PM_{10} et les $PM_{2,5}$ que la courbe dose-réponse présente un seuil; on a plutôt observé que la réponse augmentait de façon monotone avec l'augmentation de la concentration dans la gamme de concentrations des PM_{10} se situant au-dessous de $80\text{--}100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et pour les concentrations moyennes de $PM_{2,5}$ de $14,7\text{--}21 \mu\text{g}/\text{m}^3$. L'absence de seuil aux faibles concentrations laisse entendre qu'il sera difficile d'identifier un niveau auquel aucun effet nocif ne devrait se produire par suite d'une exposition aux matières particulaires.

Au niveau de la population, l'hypothèse est qu'on observe l'exacerbation des maladies préexistantes ou une réaction accrue d'une sous-population d'individus prédisposés. La supposition que les personnes âgées constituent une population à risque, plus que les jeunes adultes, reste non résolue en l'absence de pathologie. Cependant, dans l'ensemble, les résultats ont semblé indiquer une augmentation étonnamment faible du risque relatif pour les personnes âgées par rapport à l'ensemble de la population. Ceci n'est pas en accord avec l'hypothèse que seules les personnes âgées sont touchées par la pollution atmosphérique et en meurent et que leur vie est écourtée par les épisodes de pollution atmosphérique de seulement quelques jours ou semaines.

Dans toutes les analyses qui ont examiné un ou plusieurs polluants atmosphériques en même temps que les matières particulaires et suivant le même modèle statistique, l'association des matières particulaires avec la mortalité quotidienne s'est avérée remarquablement solide, en dépit des difficultés de distinguer les effets des matières particulaires de ceux des autres polluants atmosphériques. Ceci a été le cas pour les quatre polluants gazeux normalement pris en considération, à savoir le SO₂, le NO₂, le CO et l'ozone. De plus, pour de nombreux endroits, l'ampleur de l'association avec les matières particulaires a été plus importante qu'avec tout autre polluant atmosphérique examiné, à l'exception de l'ozone dans quelques cas. L'ampleur, la solidité et la constance de cette association dans un si grand nombre d'endroits avec des mélanges de polluants atmosphériques différents indiquent que les matières particulaires sont le meilleur indicateur de l'effet de la pollution atmosphérique sur la mortalité et on juge que cette association apporte un certain appui au fait que les matières particulaires, agissant peut-être avec d'autres polluants atmosphériques, sont un agent causal.

Les matières particulaires de quelque type que ce soit ont présenté des associations significatives avec une augmentation des hospitalisations dans la plupart des vingt-six études examinées. Les seize études qui ont examiné les PM₁₀ et un ou plusieurs événements respiratoires cibles nécessitant une hospitalisation ont présenté des associations significatives, variant entre 0,45 % et 4,7 % par augmentation de 10 µg/m³ des PM₁₀ à des concentrations moyennes variant entre 25 et 53 µg/m³. On a montré que les matières particulaires présentaient des associations avec les maladies cardiovasculaires en plus de ses associations avec les maladies respiratoires, mais l'ampleur des associations cardiovasculaires a généralement été plus faible que celle des maladies respiratoires. Seules trois études sur les hospitalisations, soit deux à Toronto et une à Montréal, ont directement examiné l'association entre les PM_{2,5} et les effets respiratoires ou cardiaques, et une augmentation des effets respiratoires a été observée dans les trois études. Aux concentrations moyennes de 12,2–18,6 µg/m³ de PM_{2,5}, les hospitalisations et les visites dans les salles d'urgence pour des problèmes respiratoires ont augmenté de 2,5–9,6 % par augmentation des PM_{2,5} de 10 µg/m³. Cinq polluants atmosphériques différents ont été examinés en plus des matières particulaires lors d'analyses uniques, bidimensionnelles et multiples dans divers emplacements. Les matières particulaires ont été le polluant atmosphérique qui a présenté l'association la plus fréquente et la plus stable avec les augmentations d'hospitalisations. On a jugé que l'ozone et le monoxyde de carbone présentaient des associations indépendantes tout comme les matières particulaires.

On estime que l'association la plus forte et la plus constante entre les matières particulaires et les hospitalisations pour problèmes respiratoires est liée au sulfate. Une augmentation de 2,0 %–2,7 % par augmentation du sulfate (en co-régression avec l'ozone) de 10 µg/m³ a été observée au sud de l'Ontario lors de l'étude la mieux réalisée des huit examinées. On a calculé que cela équivalait à une augmentation de 1,1 % par augmentation des PM_{2,5} de 10 µg/m³ en se basant sur les facteurs de conversion et de surveillance liés au site. Les corrélations entre l'ozone et le sulfate ont été élevées (0,5–0,8) dans les huit études, ce qui engendre des difficultés à séparer les effets de l'un des effets de l'autre. En général, il existe de bonnes preuves à l'appui d'une association entre le sulfate et les hospitalisations pour problème respiratoire et on juge que le sulfate est un bon substitut pour les particules fines provenant de sources de combustion. Ceci ne signifie toutefois pas que le sulfate soit lui-même directement toxique. Une association entre les BSS (une particule un peu plus petite que les PM₁₀) et les hospitalisations pour problème respiratoire existe, mais on juge qu'elle est faible, vraisemblablement parce que ce paramètre de mesure des matières particulaires ne représente pas de façon adéquate les matières particulaires secondaires (dont la plupart sont incolores), étant donné qu'il s'agit d'une mesure optique des particules de couleur sombre. Les résultats concernant l'acidité (H⁺) n'ont pas été constants, certaines études présentant de fortes associations et étant très significatives et d'autres non.

On a observé aucun signe de l'existence d'un seuil des effets pour les hospitalisations liées à un problème respiratoire associé aux matières particulaires ou à d'autres polluants atmosphériques aux faibles (10 à 100 µg/m³ de PM₁₀) gammes de concentrations examinées. Les courbes semblent augmenter de façon monotone, avec de fortes pentes aux faibles concentrations et une indication de réponses curvilignes (pente plus faible) aux concentrations plus élevées. L'effet de l'âge sur les hospitalisations ou sur les visites au service des urgences a été examiné à divers endroits, étant donné que les données historiques concernant les épisodes de forte pollution atmosphérique avaient fortement indiqué que c'étaient les personnes âgées, les jeunes enfants et les personnes souffrant de maladies respiratoires et/ou cardiovasculaires préexistantes qui réagissaient à la pollution atmosphérique. Bien que certaines études aient constaté que les personnes âgées étaient plus à risque que d'autres groupes d'âge de la population, les augmentations des hospitalisations pour problèmes cardiorespiratoires observées n'étaient en aucun cas principalement attribuables aux effets sur les personnes âgées. Quelques études ont également montré que les enfants constituaient un groupe très à risque pour l'augmentation des maladies respiratoires.

Les personnes souffrant de bronchopneumonie chronique obstructive (BPCO) ont également été identifiées comme sous-groupe prédisposé.

En plus d'avoir des effets sur la mortalité et sur les hospitalisations, on a montré que les augmentations de matières particulaires provoquaient une dégradation faible et réversible de la fonction pulmonaire chez les enfants asymptomatiques normaux et chez les adultes et les enfants souffrant d'une certaine forme de maladie respiratoire préexistante, en particulier l'asthme. Ces changements étaient souvent accompagnés, particulièrement chez les adultes, d'augmentations des symptômes tels que la bronchite chronique ou la toux. On a également montré que les baisses d'activité liées à des problèmes respiratoires assez graves pour nécessiter un grand nombre de jours d'absentéisme au travail pour les adultes et à l'école pour les enfants étaient associées à des niveaux élevés de matières particulaires dans l'air ambiant, dans certains cas de PM_{10} et dans d'autres de $PM_{2,5}$ ou d'autres composants des particules fines tels que le sulfate. Les effets sur la capacité respiratoire (symptômes sur la fonction pulmonaire, absentéisme, etc.), bien qu'ils soient nettement moins graves que les hospitalisations et bien entendu que la mortalité, ont néanmoins le potentiel de toucher une partie beaucoup plus importante de la population.

Effets chroniques et à long terme

Contrairement au grand nombre d'études réalisées sur les variations quotidiennes de la pollution associées à la mortalité et à la morbidité, on dispose d'assez peu d'études qui examinent les effets d'une exposition chronique ou à long terme sur la santé. Ces expositions, dont la durée varie entre un et 16–20 ans, ont été associées à des augmentations de la mortalité, des symptômes liés aux maladies respiratoires, des dégradations de la fonction pulmonaire et, peut-être, des augmentations du cancer du poumon dans les études transversales et dans les études de cohortes prospectives les plus solides. Dans la première de deux études de cohortes sur la mortalité (6 villes), la mortalité moyenne a augmenté de 9 %, 14 % et 35 % pour chaque augmentation de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ des PM_{10} , des $PM_{2,5}$ ou du sulfate, respectivement. Dans la même étude, la probabilité de survie sur une période de 14 ans a été réduite d'environ 88 % dans la ville la moins polluée à 79 % dans la ville la plus polluée. En se basant sur le niveau moyen de polluants dans les six villes, on a estimé que la durée de vie était réduite d'environ deux ans sur une période de 14 ans, une observation incompatible avec les hypothèses que la plupart ou tous les décès observés liés aux matières particulaires sont attribuables à "harvesting" (mort accélérée de personnes déjà malades depuis quelques jours ou semaines).

Dans une étude plus vaste couvrant 151 grandes villes, les augmentations de la mortalité associées à une augmentation annuelle de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ des concentrations de particules fines ($PM_{2,5}$ et sulfate) ont été plus faibles, à savoir de 7 % sur une période de 7 ans.

Les effets sur la mortalité ne peuvent pas être attribués avec certitude à un véritable effet chronique car ils pourraient tout aussi bien résulter des effets cumulatifs des variations quotidiennes des matières particulaires. Cependant, les augmentations de l'incidence de bronchites chroniques et les diminutions de la fonction, de la capacité, de la croissance et du développement pulmonaires qui ont été observées dans des cohortes d'enfants de toute l'Amérique du Nord après une exposition chronique ou à vie à une pollution liée à l'acidité, au sulfate et aux particules fines doivent être considérées comme de véritables effets chroniques. Il semblerait également d'après une étude de cohortes à long terme (20–25 ans) réalisée sur des personnes âgées que cette augmentation de l'incidence de maladies, et probablement également la réduction de la capacité pulmonaire qui les accompagne, soit maintenue jusqu'à l'âge adulte où elle se traduit par une augmentation de la prédisposition aux effets nocifs des polluants atmosphériques. Bien que le développement du cancer du poumon ait également été associé à la pollution atmosphérique par les particules fines, ces associations se sont avérées faibles par rapport aux autres facteurs liés au mode de vie, tels que le tabagisme.

Fines particules versus grosses particules

Les attributs qui déterminent la toxicité des particules sont mal compris; cependant, on sait que la taille des particules est un facteur déterminant très important de l'inhalabilité et du dépôt éventuel dans l'appareil respiratoire. Pour être inhalables et pour atteindre la zone trachéobronchique de l'appareil respiratoire, les particules doivent être d'une taille inférieure à environ $10 \mu\text{m}$ de diamètre (ou d'au maximum $15 \mu\text{m}$ pour la respiration par la bouche). Les particules de 2–3 μm et moins sont capables d'atteindre les alvéoles des parties distales du poumon et on les a appelées particules inhalables (d'où le fait que les $PM_{2,5}$ sont généralement appelées particules inhalables). On a également formulé l'hypothèse que la composition chimique des matières particulaires jouait un rôle important dans leur toxicité et en effet les fines particules sont sans aucun doute beaucoup plus complexes sur le plan chimique que les grosses particules, ce qui est principalement dû au matériel crustal. On a également laissé entendre que le nombre des particules, plutôt que la masse, constituait un important facteur déterminant de la toxicité, étant donné que de grands nombres de très petites particules ont un ratio surface/volume très élevé. Elles présentent

donc une plus grande capacité d'adsorption des substances toxiques telles que les métaux lourds ou les HAP et de dépôt ultérieur dans les poumons.

Les études sur la santé les plus efficaces pour attribuer les effets à une taille et une composition de particules données sont celles dans lesquelles plusieurs paramètres de mesure des particules ont été utilisés, particulièrement si ces paramètres de mesure n'étaient pas en trop forte corrélation. Généralement, lorsqu'on mesure à la fois les concentrations de PM_{10} et de $PM_{2,5}$, il est souvent impossible de distinguer les effets des uns des effets des autres, car les $PM_{2,5}$ font partie des PM_{10} et les deux sont généralement en forte corrélation ($r \geq 0,6$). Toutefois, la grosse fraction des PM_{10} (particules dont la taille est de 2,5–10 μm) n'est généralement pas en forte corrélation avec les $PM_{2,5}$ (particules $\leq 2,5 \mu m$) car elle provient de sources différentes de la fraction fine. Quelques études récentes soigneusement réalisées, comprenant d'importantes bases de données, ont comparé de façon directe la grosse fraction des PM_{10} et les fines particules.

Les résultats de ces études et d'autres ont montré que dans presque tous les cas, dans les études de mortalité aiguë et subchronique, les fines particules telles que les $PM_{2,5}$ présentaient une association solide et plus significative avec la mortalité que les grosses particules, qu'il s'agisse de la grosse fraction, des PM_{10} et/ou des PTS. Seuls deux cas ont indiqué une association entre la grosse fraction et la mortalité, mais leur validité est contestable. Il semble que le sulfate, qui fait partie de la fraction fine de matières particulaires, présente une association aussi solide, voire plus solide, que les $PM_{2,5}$ avec l'augmentation de la mortalité et des hospitalisations. Dans une étude qui a directement comparé le sulfate et la fraction des $PM_{2,5}$ ne contenant pas de sulfate, la portion ne contenant pas de sulfate s'est cependant avérée aussi toxique, voire plus, que le sulfate lui-même, laissant ainsi entendre que le sulfate constituerait un substitut inadéquat pour les effets des particules fines.

En général, ces études appuient fortement l'hypothèse que la fraction de particules fines est plus importante comme signe avant-coureur de toxicité, que la fraction des grosses particules. Toutefois, les grosses particules sont encore prises en considération, car il semblerait qu'elles jouent un rôle dans les maladies cardiovasculaires et dans les BPCO.

Données expérimentales

Soigneusement contrôlées, les études quantitatives réalisées sur des humains exposés dans des laboratoires offrent une approche complémentaire aux études épidémiologiques. On profite de l'environnement

hautement contrôlé pour identifier les réactions aux divers polluants et quelquefois aux mélanges de polluants et, lorsque c'est possible, pour caractériser les relations entre l'exposition et les réponses. De plus, un environnement ainsi contrôlé permet d'examiner les interactions avec d'autres variables environnementales, telles que l'exercice, l'humidité ou la température. Pour autant que les individus souffrant de maladies respiratoires aiguës et chroniques puissent prendre part au protocole d'exposition, les populations potentiellement prédisposées peuvent également être étudiées, bien que les personnes souffrant de maladies préexistantes plus graves, qui sont donc les plus susceptibles d'être atteintes par les polluants atmosphériques, soient naturellement exclues. Les études cliniques présentent également d'autres limites : pour des raisons pratiques et éthiques, ces études doivent être limitées à de petits groupes, qui peuvent ne pas être représentatifs de populations plus importantes; l'exposition doit également être limitée à de courtes durées et à des concentrations de polluants qui devraient entraîner des réactions légères et transitoires; les expositions sont également souvent limitées à un polluant unique ou à un mélange de polluants très limité, qui ne reproduit jamais le mélange complexe auquel les populations sont véritablement exposées. De plus, les réactions transitoires observées lors d'études cliniques n'ont jamais été validées comme prédicteurs d'effets plus chroniques et persistants.

Les expositions humaines contrôlées aux particules acides et inertes à des niveaux relativement élevés par rapport à ceux qui sont généralement rencontrés dans l'environnement n'ont pas entraîné d'altérations significatives de la fonction respiratoire chez les personnes en bonne santé. Cependant, on a montré que l'acidité ralentissait la clairance mucociliaire des particules des voies aériennes à des concentrations aussi faibles que 100 $\mu g/m^3$. Les études cliniques identifient les asthmatiques comme une population prédisposée, mais pas les personnes souffrant de BPCO ou les personnes âgées, du moins pas pour les particules acides. Les asthmatiques, particulièrement les enfants et les adolescents, peuvent souffrir d'effets nocifs sur la fonction des voies respiratoires à des concentrations observées à l'occasion dans l'air ambiant (~35 $\mu g/m^3$ de H_2SO_4 pendant 40 minutes).

Presque toutes les études cliniques humaines ont été basées sur l'observation de changements de la fonction pulmonaire et sur le signalement de symptômes subjectifs. On n'a publié presque aucune donnée sur les réactions inflammatoires des voies respiratoires provoquées par les particules. On n'a publié aucune donnée sur les changements subis par l'appareil cardiovasculaire. Il existe également des raisons de soupçonner que les dégradations de la fonction

pulmonaire peuvent ne pas constituer un indicateur sensible des maladies pulmonaires provoquées par les particules. De plus, selon l'hypothèse que la réponse de la fonction immunitaire aux polluants atmosphériques peut constituer un mécanisme de protection des poumons contre des attaques supplémentaires des voies respiratoires profondes, l'absence de réponse de la fonction pulmonaire de certains sujets, tels que les personnes atteintes de BPCO, aux particules pourrait rendre ces patients plus vulnérables aux attaques pulmonaires. Les études cliniques réalisées sur les humains n'ont pas utilisé non plus les systèmes de génération de particules qui reflètent la complexité des particules dans l'air ambiant.

D'après les bases de données cliniques extrêmement limitées disponibles concernant diverses espèces de particules, les aérosols acides provoquent la bronchoconstriction la plus significative, alors que la toxicité du sulfate est liée à l'acidité en soi. La toxicité des nitrates n'a pas été prise en considération, car des travaux antérieurs avaient montré qu'elle n'avait pas d'effet sur la fonction pulmonaire à des concentrations inférieures à 1 000 µg/m³ dans les études cliniques. Les quelques études disponibles ont montré que les particules inertes n'avaient eu aucun effet sur la fonction pulmonaire chez des volontaires en bonne santé ou asthmatiques. Très peu d'études ont été réalisées spécifiquement sur l'effet de la taille des particules sur la fonction mucociliaire des voies respiratoires, bien que des études limitées aient montré que les particules fines (de moins de 2,5 µm) étaient éliminées des poumons plus lentement que les grosses particules et que les particules submicrométriques (< 1,0 µm) s'éliminaient très lentement, nécessitant dans quelques cas plus d'un à deux ans, particulièrement chez des personnes souffrant de maladies pulmonaires obstructives.

En général, les données cliniques n'apportent pas un grand appui aux observations effectuées lors d'études épidémiologiques, particulièrement en ce qui concerne les hypothèses que les concentrations de particules élevées dans l'air ambiant sont associées à une mortalité en l'espace de quelques heures ou de quelques jours au maximum. En dépit du fait que les gammes de concentrations de particules testées dépassent généralement les concentrations reçues par la population en générale, on trouve dans la documentation toxicologique clinique très peu de signes de l'existence d'une relation dose-réponse. Même à des concentrations de particules élevées chez des sous-populations prédisposées, on a constaté que les aérosols acides n'entraînaient que de faibles dégradations de la fonction pulmonaire. Les données identifient une sous-population prédisposée, à savoir les asthmatiques, qui représentent actuellement 5 % à 8 % de la population canadienne, un pourcentage qui a augmenté au cours de la dernière

décennie au Canada ainsi que dans les autres pays occidentaux.

La divergence entre les données cliniques et épidémiologiques peut être liée à un certain nombre de facteurs, dont beaucoup sont liés aux limites générales des études cliniques précédemment décrites. De plus, les paramètres de la fonction pulmonaire qui sont le plus souvent utilisés dans les études cliniques peuvent ne pas être assez sensibles pour indiquer des effets nocifs sur la santé provoqués par les particules. La taille et le type des particules peuvent également constituer un problème. Dans la plupart des études cliniques, des particules artificielles, qui ne reflètent pas la complexité des particules réelles, ont été utilisées. La taille des particules généralement utilisées est supérieure à 0,5 µm, ce qui ne représente pas la gamme totale de la distribution des tailles des particules que l'on trouve dans l'air ambiant. En particulier, les particules ultrafines mesurées en nanomètres, qui ont provoqué une inflammation pulmonaire aiguë et la mort à de très faibles concentrations lors d'études expérimentales sur l'animal et qui sont présentes dans l'air ambiant, n'ont pas été examinées dans les études cliniques.

Les études réalisées sur des animaux de laboratoire (ou sur des échantillons de tissus) présentent bon nombre des mêmes avantages et inconvénients que les études contrôlées réalisées sur des humains. Une vaste gamme de polluants et de concentrations peut être étudiée en laboratoire dans des conditions contrôlées et on peut procéder à l'autopsie des animaux de laboratoire pour examiner les dommages de l'exposition aux polluants sur les tissus. Cependant, la plupart des études expérimentales sont réalisées sur des espèces de particules bien définies et elles ne reflètent en aucun cas toute la gamme des mélanges complexes de particules présents dans l'air ambiant auxquels les humains sont exposés, problème également mentionné ci-dessus pour les études cliniques. Une incertitude considérable surgit également lors de l'extrapolation des résultats des études d'inhalation réalisées sur l'animal et de leur application aux humains aux fins de l'évaluation du risque. Ces études sont donc utilisées de façon plus pertinente pour étudier tous les aspects mécanistiques de la toxicité des particules. Un sommaire des effets des matières particulaires présentés dans la documentation liée à la toxicologie animale est présenté ci-dessous, suivi d'une discussion sur les aspects mécanistiques de la toxicité des matières particulaires.

Les études utilisant les animaux de laboratoire n'ont pas fourni de preuve convaincante de la toxicité des particules aux niveaux observés dans l'air ambiant. On a montré que des expositions aiguës (des expositions uniques de 4–6 heures) d'animaux de laboratoire à divers types de particules presque toujours à des

concentrations nettement supérieures à celles que l'on observe dans l'environnement, provoquent :

une baisse de la fonction respiratoire ventilatoire;

des changements dans la clairance mucociliaire des particules dans les voies respiratoires inférieures (première ligne de défense des voies respiratoires conductrices);

une augmentation du nombre des macrophages alvéolaires et des leucocytes polymorphonucléaires dans les alvéoles (première ligne de défense de la région alvéolaire contre les particules inhalées);

une altération des réactions immunitaires (la composition des particules constitue un facteur étant donné que les particules ayant des propriétés cytotoxiques, telles que les métaux, atteignent le système immunitaire à un degré sensiblement plus important);

des changements dans les mécanismes de défense des voies respiratoires contre les infections microbiennes (semblent être liés à la composition des particules et ne constituent pas un effet strict des particules);

une augmentation ou une baisse de la capacité des macrophages à phagocyter les particules (également liées à la composition des particules);

une variété de troubles histologiques, cellulaires et biochimiques, comprenant la production de cytokines proinflammatoires et d'autres médiateurs par les macrophages alvéolaires des poumons (peuvent être liés à la taille des particules, les effets les plus importants se produisant avec les particules ultrafines);

une augmentation des anomalies électrocardiographiques (une indication de trouble cardiovasculaire);

une augmentation de la mortalité.

Une hypersensibilité des bronches aux stimuli non spécifiques et une augmentation de la morbidité et de la mortalité dues à des symptômes cardiorespiratoires se produisent vraisemblablement chez les animaux souffrant de maladies cardiorespiratoires préexistantes.

Les essais d'exposition subchronique et chronique ont impliqué des expositions répétées pendant au moins la moitié de la durée de vie des espèces étudiées, souvent selon un horaire qui reproduisait quelque peu les conditions de travail (p. ex. 6 heures/jour, 5 jours/semaine). Les concentrations de la masse de particules auxquelles les animaux de laboratoire étaient exposés ont été très élevées ($> 1 \text{ mg/m}^3$), dépassant fortement les niveaux signalés dans le milieu ambiant. L'exposition a entraîné des atteintes significatives des

diverses fonctions pulmonaires, similaires à celles observées lors des études aiguës mais comprenant également :

des réductions de la clairance pulmonaire;

l'induction de changements histopathologiques et cytologiques (quel que soit le type, la masse et la concentration des particules, la durée d'exposition ou l'espèce de particules examinée);

la production d'alvéoles et de fibroses chroniques;

le développement de cancers du poumon (un effet des particules et/ou des produits chimiques).

La découverte lors d'études épidémiologiques d'une association entre les niveaux de particules dans l'air ambiant sur 24 heures inférieurs à $100 \mu\text{g/m}^3$ et la mortalité n'a pas été corroborée par les études animales en ce qui concerne les PM_{10} et les $\text{PM}_{2,5}$. À l'exception des particules ultrafines ($\leq 0,1 \mu\text{m}$), aucun des autres types et tailles de particules utilisés lors des études d'inhalation réalisées sur les animaux ne provoquent des effets aigus aussi graves, qui comprennent une forte mortalité aux concentrations mesurées dans l'air ambiant. La plus faible concentration de $\text{PM}_{2,5}$ signalées ayant provoqué la mort subite de rats accompagnée d'une inflammation pulmonaire aiguë ou d'une bronchite chronique a été de 250 g/m^3 (3 jours, 6 heures/jour), en utilisant une exposition continue à des particules de l'air ambiant concentrées.

L'extrapolation aux humains des résultats obtenus sur les animaux de laboratoire comporte toutefois de grandes incertitudes. Ces incertitudes sont liées à la dosimétrie de l'appareil respiratoire, à des différences dans la sensibilité de cellules cibles données, à des différences dans les populations de cellules des voies respiratoires des espèces animales, à des différences dans l'activité métabolique des cellules pulmonaires et à des différences dans la durée de vie entre les animaux de laboratoire et les humains. Une récente analyse dosimétrique comparative réalisée par Miller et ses collaborateurs a fourni des résultats intéressants, à savoir que, d'après les calculs par unité ventilatoire ou par alvéole, les humains reçoivent un nombre beaucoup plus important de particules que les rats lorsqu'ils sont exposés aux mêmes concentrations de matières particulaires. Cette tendance est même plus prononcée pour les individus dont les poumons sont atteints (fumeurs, asthmatiques et personnes souffrant de bronchopneumopathie chronique obstructive) par rapport aux sujets normaux. De ce fait, les rats exposés à $1\,000\text{--}1\,500 \mu\text{g/m}^3$ de particules peuvent en réalité avoir reçu un niveau de particules équivalant à $120\text{--}150 \mu\text{g/m}^3$ chez les humains. Étant donné la prudence qui doit être observée lors de l'extrapolation des risques des animaux

aux humains, les études expérimentales chez l'animal sont plus utiles pour aider à élucider le(s) mécanisme(s) de la toxicité des particules.

Les études expérimentales chez l'animal montrent clairement les effets sur les poumons qui résultent de l'inhalation de matières particulaires, effets qui peuvent être attribués à un effet des particules en soi, tel que décrit ci-dessus. Aucune conclusion ferme ne peut cependant être tirée des résultats des nombreuses études toxicologiques réalisées sur l'animal pour élucider la question du type et de la taille des particules qui sont le plus susceptibles de provoquer des effets nocifs. La taille des particules semble cependant être un élément très critique, les particules plus petites ayant des effets plus prononcés, et on pense que la taille des particules est la caractéristique qui influence le plus le dépôt dans l'appareil respiratoire humain.

L'importance de la taille des particules est également liée au nombre de particules et à l'aire superficielle. Les particules ultrafines ($\leq 0,1 \mu\text{m}$), en vertu de leur plus grand nombre (2,4 millions de particules de $0,02 \mu\text{m}$ de diamètre correspondent en masse à 1 particule de $2,5 \mu\text{m}$ de diamètre), de leur plus grande aire superficielle et de leur lente clairance du tissu interstitiel pulmonaire, peuvent être d'une importance toxicologique particulière et peuvent également apporter une réponse à l'énigme des effets épidémiologiques observés à de faibles niveaux de masse de particules. La surveillance des concentrations ambiantes de la fraction de particules ultrafines de l'aérosol urbain est très difficile et, de ce fait, on dispose de peu de données pour réaliser des études épidémiologiques sur le rôle des particules ultrafines dans le développement des maladies cardiorespiratoires et de la mort.

Il se peut que la composition chimique de la particule joue également un rôle. D'après les preuves toxicologiques, les types de particules les plus susceptibles de provoquer des effets nocifs aigus sont les métaux, les composés organiques, les acides et les sulfates acides de la fraction de particules fines, apparaissant peut-être comme revêtement sur les particules fines, voire ultrafines. La fraction de grosses particules est moins susceptible de provoquer des réactions nocives aiguës que les fractions fines ou ultrafines, un fait attribué à la taille ainsi qu'à la composition. Cependant, il se peut fort que ces particules plus grosses contribuent d'une certaine façon aux effets.

L'impact des interactions entre les différents constituants de la pollution atmosphérique a été examiné lors d'études expérimentales sur l'animal à un degré limité, en mettant l'accent principalement sur les particules et sur un seul composé en phase gazeuse. Ces expositions combinées ont entraîné des réactions variables, ne présentant aucun effet du mélange ou une certaine

synergie selon l'événement cible, mais dans l'ensemble les résultats sont équivoques. Cependant, les conditions environnementales réelles sont beaucoup plus complexes que celles utilisées dans les milieux expérimentaux. Le véritable mécanisme de réponse cardiovasculaire provoquée par les particules n'est pas encore clair. Certaines études récentes ont laissé entendre qu'il pourrait impliquer l'oxydation des lipoprotéines de faible densité par les espèces d'oxygène réactif qui accompagnent la pollution par les particules. On sait que les lipoprotéines de faible densité oxydées sont très cytotoxiques.

Caractérisation du risque

Les données concernant les effets sur la santé des matières particulaires ont été examinées lors d'études de toxicité réalisées sur l'animal, lors d'études d'exposition humaine contrôlée et lors d'études épidémiologiques réalisées sur les humains. Les preuves de loin les plus probantes des effets nocifs sur la santé des matières particulaires atmosphériques aux niveaux actuellement observés dans l'atmosphère proviennent des études épidémiologiques. Les données épidémiologiques identifient de façon appropriée des sous-populations prédisposées, qui sont les mêmes que celles qui seraient déterminées cliniquement (les personnes âgées, les enfants et les personnes souffrant de maladies préexistantes), les réponses dépendant des événements cibles. Les effets aigus, tels qu'ils sont mentionnés dans la documentation épidémiologique et classés selon leur gravité, sont les suivants :

- une augmentation de la mortalité due aux maladies cardiorespiratoires;
- une augmentation des hospitalisations pour maladies cardiorespiratoires;
- une baisse de la fonction pulmonaire chez les enfants et chez les adultes asthmatiques;
- une augmentation des symptômes respiratoires qui peuvent conduire à une augmentation des restrictions d'activités liées à la capacité respiratoire et des jours d'absentéisme au travail ou à l'école.

La liste des effets ne tient pas compte du nombre potentiel de personnes touchées. S'il était pris en considération, la description des effets aurait alors la forme d'une pyramide, avec assez peu de personnes touchées par les effets sur la santé les plus graves (mortalité et hospitalisations), alors qu'un nombre beaucoup plus important de personnes peuvent être atteintes avec une plus grande fréquence par les conséquences sur la santé les moins graves (symptômes respiratoires, absentéisme, réduction de la fonction pulmonaire). De plus, des effets chroniques ou à long

terme ont été associés à l'exposition aux matières particulaires; ils comprennent :

une réduction de la survie;

une réduction de la fonction et de la capacité pulmonaires chez les enfants;

une augmentation de l'apparition de bronchites chroniques et d'asthme chez certains adultes.

En général, ces résultats provenant de la documentation épidémiologique ne sont pas très soutenus par la documentation clinique ou toxicologique. Les expositions humaines contrôlées aux particules acides et inertes, même à des niveaux de matières particulaires relativement élevés par rapport à ceux qui sont généralement rencontrés dans l'environnement, n'ont pas été associées à des altérations significatives de la fonction respiratoire chez les individus en bonne santé. Les asthmatiques, particulièrement les enfants et les adolescents, ont cependant été identifiés comme sous-populations prédisposées, répondant à de plus faibles concentrations de particules acides. Les deux principales raisons du manque d'appui par les études cliniques pour les résultats des études épidémiologiques sont l'extrême pénurie de données concernant des expositions pertinentes et l'impossibilité éthique d'étudier les effets chez les personnes précisément plus susceptibles d'être atteintes par les polluants atmosphériques.

Les études toxicologiques réalisées sur l'animal ont également démontré les effets cardiorespiratoires des expositions aiguës, subchroniques et chroniques aux matières particulaires, mais presque toujours à des concentrations nettement supérieures à celles qui sont mesurées dans le milieu ambiant. Les preuves toxicologiques examinées ont démontré des effets sur les poumons attribuables à un effet des particules, distincts des effets liés à la composition de la particule. L'interprétation des résultats provenant d'études d'inhalation expérimentales sur l'animal et leur pertinence pour les expositions des humains présentent malgré tout une grande incertitude. Les études expérimentales sur l'animal devraient donc être utilisées principalement pour aider à comprendre les mécanismes qui conduisent aux effets des particules sur les humains.

Bien que les études épidémiologiques soient de nature observationnelle plutôt qu'expérimentale, elles sont néanmoins jugées plus pertinentes pour la caractérisation des risques pour la santé associés à la pollution atmosphérique par les particules que les études de toxicologie réalisées sur les animaux ou les études humaines contrôlées et ce pour plusieurs raisons :

elles constituent le moyen le plus direct d'évaluer les effets nocifs sur la santé des mélanges complexes

de polluants du monde réel auxquels les personnes sont exposées;

les populations humaines, contrairement aux animaux de laboratoire, sont très hétérogènes, comprenant des individus qui englobent une vaste gamme de prédispositions, d'états de santé et d'expositions et dont les réactions ne peuvent pas être prédites à partir des études toxicologiques réalisées sur l'animal ou n'ont pas été examinées dans les études d'exposition humaine contrôlée pour des raisons éthiques;

les études de populations basées sur de grandes bases de données administratives ont la capacité de démontrer les impacts de la pollution sur la santé publique et même de permettre d'estimer les coûts de ces impacts sur la société;

aucune extrapolation n'est nécessaire lorsqu'on évalue les effets sur la santé publique d'une concentration donnée de polluants atmosphériques telle que mesurée par le réseau de surveillance des concentrations ambiantes, en dépit de notre absence de connaissances sur les expositions de chaque individu de la population (il suffit de savoir que la corrélation entre l'instrument de contrôle de l'air ambiant et l'exposition personnelle est raisonnable).

Ces études ont été réalisées dans une vaste gamme de conditions environnementales et dans de nombreux emplacements géographiques différents.

Causalité

Lorsqu'on évalue les études épidémiologiques dans leur ensemble, un certain nombre de questions apparaissent, dont la plus fondamentale est la question de la causalité. Les études épidémiologiques ne fournissent pas de données sur les mécanismes biologiques qui expliqueraient les associations observées. Les associations constatées lors des études épidémiologiques entre les matières particulaires et les effets sur la santé peuvent refléter le hasard, des distorsions ou la cause. On utilise l'approche du poids de la preuve lorsque de nombreuses données sont rassemblées et dûment examinées afin d'établir la preuve d'une causalité. Sur la base des critères acceptés, le poids de la preuve provenant de la documentation épidémiologique qui soutient l'existence d'un lien causal entre les matières particulaires et les effets nocifs sur la santé est résumé comme suit :

la **probabilité** – d'une relation entre les matières particulaires et la santé cardiorespiratoire a été bien établie;

la **solidité de l'association** entre l'exposition aux matières particulaires et les effets sur la santé

peut être jugée relativement solide car bien que l'ampleur des estimations de l'augmentation du risque soit généralement faible, ces dernières sont remarquablement stables dans les différentes études et elles sont souvent extrêmement significatives sur le plan statistique;

une augmentation monotone (sans seuil) de la **courbe concentration-réponse** a été observée à partir de niveaux ambiants très faibles jusqu'à des niveaux beaucoup plus élevés avec une constance remarquable dans bon nombre des études sur la mortalité et les hospitalisations aiguës et chroniques;

la preuve est jugée solide en ce qui concerne la **spécificité de l'effet** sur la fonction respiratoire et cardiaque; les effets non liés à la fonction respiratoire ne sont pas associés à l'exposition à la pollution par les particules;

la **spécificité de la cause** est jugée assez solide pour conclure que les matières particulaires en soi, plutôt que les autres polluants ou variables environnementales, sont associées aux effets nocifs sur la santé;

une **relation temporelle** logique existe, l'exposition (p. ex. pointes journalières dans les matières particulaires) étant suivie d'effets (p. ex. augmentation de la mortalité et des hospitalisations), bien que la rapidité à laquelle la mortalité a été observée après des incidents de forte exposition reste une énigme en termes de mécanismes d'action des particules;

des associations positives entre la pollution atmosphérique par les particules et une mortalité et des hospitalisations liées à des problèmes cardiorespiratoires et des effets sur la santé liés à des problèmes respiratoires ont été **régulièrement** signalées lors de nombreuses études réalisées dans des conditions environnementales très variées et dans un grand nombre de grandes villes situées sur trois continents, et ceci par un certain nombre de chercheurs différents, fournissant ainsi une description fortement **cohérente** de la nature des effets provoqués par les particules.

L'une des questions les plus problématiques a été, et continue d'être, le rôle joué par les autres polluants gazeux (particulièrement le SO₂, le NO₂, le CO et le O₃) dans la toxicité des matières particulaires. Bon nombre des études disponibles n'ont pas pris en considération (ou n'ont pas pu) plusieurs de ces polluants gazeux également présents. Dans les analyses destinées à aider à distinguer les effets d'un polluant des effets d'un autre, l'association des matières particulaires avec les effets sur la santé signalés dans la documentation

épidémiologique a été remarquablement solide pour les quatre (individuellement) polluants atmosphériques gazeux normalement présents (SO₂, NO₂, CO et O₃). L'ampleur, la solidité et la constance de cette association dans un si grand nombre d'emplacements présentant des mélanges de polluants différents appuie l'hypothèse que les matières particulaires sont le meilleur indicateur des effets de la pollution atmosphérique sur la santé. La question de déterminer quels paramètres de mesure des particules est le meilleur indicateur de la toxicité reste non résolue, mais les preuves actuelles laissent entendre qu'une forme de particules fines constitue le meilleur élément de mesure de la toxicité des particules, bien que dans certains emplacements et pour certains événements cibles, les grosses particules restent importantes et ne puissent pas être entièrement écartées.

La seconde question importante concernant la causalité a trait à la plausibilité biologique des effets des matières particulaires sur la santé humaine. Lorsqu'on évalue les effets de faibles niveaux de matières particulaires dans l'air ambiant, il faut clairement séparer les effets aigus des effets chroniques qui reflètent les niveaux à long terme de pollution atmosphérique. L'association de la mortalité avec les variations quotidiennes de la pollution atmosphérique par les particules présente des difficultés à établir un mécanisme plausible pouvant expliquer ces associations, particulièrement la période de latence très courte ou, dans certains cas, l'absence de latence, entre l'enregistrement de concentrations de particules élevées et l'augmentation de la mortalité. Plusieurs hypothèses ont été avancées pour expliquer la mortalité aiguë liée aux particules et, bien que l'énigme ne soit aucunement résolue, elle n'est pas non plus impossible à élucider. La réponse pourrait bien impliquer l'exacerbation de maladies préexistantes et il semblerait que le rôle des particules ultrafines soit crucial, d'après la solidité de certaines preuves toxicologiques récentes qui ont montré que la mort de rats pouvait être provoquée par l'exposition à des concentrations relativement faibles de ces minuscules particules.

Cela laisse entendre que les mécanismes biologiques nécessitent encore beaucoup de recherches et de confirmations supplémentaires. Cependant, ils aident à combler un vide important dans notre compréhension de la question, apportant ainsi un certain appui à l'idée de causalité. Les mécanismes d'action précis n'ont toutefois pas encore été établis. Il faut cependant mentionner que la plausibilité biologique n'est pas une exigence absolue pour conclure à la causalité. Les observations épidémiologiques ont souvent précédé les connaissances biologiques du jour, comme le témoigne l'exemple du tabagisme et du cancer du poumon. Un objectif fondamental de l'épidémiologie consiste à établir une cause avec assez de certitude pour qu'il

soit justifiable et très approprié de prendre des mesures afin de réduire les effets sur la santé publique. Ce point a été clairement atteint pour les matières particulaires.

Identification des niveaux de référence

Le Groupe de travail fédéral-provincial sur les objectifs et les lignes directrices en matière de qualité de l'air a, dans le cadre de son mandat, identifié des « niveaux de référence », niveaux au-dessus desquels des effets sur la santé humaine et sur l'environnement peuvent être démontrés. Les informations scientifiques fournies dans le Rapport d'évaluation scientifique constituent la base sur laquelle sont établis les niveaux de référence. Étant donné la quantité limitée d'informations disponibles, en particulier le manque d'informations quantitatives sur la dose-réponse liées aux effets des particules en soi, il n'a pas été possible d'établir des niveaux de référence pour les effets des matières particulaires sur la végétation ou sur les matériaux.

Étant donné que les effets des matières particulaires sur la visibilité sont principalement attribuables à la fraction de particules fines, il n'est pas approprié d'établir un niveau de référence pour les PM_{10} . La définition d'un niveau de référence basé sur les $PM_{2,5}$ est extrêmement difficile pour un certain nombre de raisons : 1) la variabilité des changements perçus dans la portée visuelle, 2) l'absence de données spécifiques aux sites concernant la masse de particules fines dans les zones éloignées et 3) l'incapacité à définir une concentration de fond naturelle unique pour les $PM_{2,5}$ dans tout le Canada en raison des variations régionales dans les $PM_{2,5}$ de fond. C'est pourquoi à ce point, aucun niveau de référence pour les $PM_{2,5}$ destiné à protéger la portée visuelle n'a été identifié.

Pour les matières particulaires et les effets sur la santé humaine, le niveau de référence est dérivé statistiquement à partir de plusieurs études et devrait être interprété comme un niveau au-dessus duquel on sait qu'il existe (importance statistique) une relation dose-réponse et on a la capacité de fournir une certaine quantification des effets nocifs. Dans le cas présent, le niveau de référence ne devrait donc pas être interprété comme un seuil d'effets. Au contraire, il n'existe aucune preuve manifeste d'un niveau seuil pour les associations positives entre les matières particulaires et les taux de mortalité et d'hospitalisations quotidiennes, c'est-à-dire que toute augmentation des matières particulaires dans l'air ambiant est associée à une augmentation statistique de la mortalité et des hospitalisations et on admet ainsi que tout niveau de référence identifié se situe à l'intérieur de la « gamme des effets ».

Les concentrations massiques de $PM_{2,5}$ et de PM_{10} sont recommandées comme paramètres de mesure de choix pour les niveaux de référence des matières particulaires. D'après le poids de la preuve présenté dans le Rapport d'évaluation scientifique, les preuves épidémiologiques pour la mortalité et la morbidité associées à l'exposition aux PM_{10} et aux $PM_{2,5}$ sont remarquables, solides, constantes et convaincantes. Les $PM_{2,5}$ ont très clairement été associées à des effets nocifs sur la santé dans un certain nombre d'études épidémiologiques et on a montré dans la plupart des études qu'elles présentaient une association plus solide avec la mortalité que les autres paramètres de mesure des particules fines (tels que le sulfate ou l'acidité). Les $PM_{2,5}$ sont également un substitut plus général pour les effets des particules fines dans toutes les régions du pays que les autres mesures (étant donné les fortes différences régionales dans les niveaux de sulfate et d'acidité). Un niveau de référence pour les PM_{10} est également recommandé étant donné les associations constantes avec la mortalité et les hospitalisations observées lors des études épidémiologiques et en raison de préoccupations concernant leur lien avec des événements cibles donnés tels que la bronchite chronique et les maladies cardio-vasculaires.

Les niveaux de référence recommandés pour les PM_{10} et les $PM_{2,5}$ (moyennes sur 24 heures), statistiquement dérivés sur la base de plusieurs études épidémiologiques fondamentales détaillées dans le Rapport d'évaluation scientifique, sont :

25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les PM_{10}

15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les $PM_{2,5}$

Bien qu'on ait mis l'accent sur la mortalité et l'hospitalisation pour déterminer les niveaux de référence, en raison des données plus importantes de ces événements cibles, ils ne sont en réalité que la partie émergée de l'iceberg en ce qui concerne les effets sur la santé humaine provoqués par les matières particulaires. D'autres effets nocifs tels que la bronchite, la réduction de la fonction pulmonaire, la baisse d'activité, l'absentéisme et l'augmentation des coûts liés aux médicaments sont manifestes et apparaissent aux concentrations actuellement mesurées dans l'air ambiant au Canada.

À mesure que de nouvelles études scientifiques seront réalisées, les niveaux de référence changeront, en raison d'une meilleure compréhension des effets nocifs aux plus faibles concentrations ou en raison d'une meilleure analyse statistique de la relation dose-réponse aux faibles concentrations enregistrées dans l'air ambiant.



MENU PRINCIPAL

Santé
environnementale
et sécurité des
consommateursSécurité des milieux
Quoi de neufBienvenue
Qui sommes-nous?
À propos de l'air
Effets sur la santé
Solutions
FAQ
Évaluation du risque
Recherche
Réglementation
Publications
Liens connexes

Santé et qualité de l'air - Réglementation

OBJECTIFS NATIONAUX DE QUALITÉ DE L'AIR AMBIANT (ONQAA)

Les Objectifs Nationaux de Qualité de l'Air Ambiant (ONQAA) établissent des niveaux de référence pour la protection des personnes et de l'environnement. Les ONQAA aident les gouvernements fédéraux, provinciaux et territoriaux ainsi que les régions à prendre des décisions en matière de gestion du risque, jouant ainsi un important rôle dans la gestion de la qualité de l'air (p. ex. pour la délivrance des permis dans le cas de sources locales, pour l'indice de la qualité de l'air et comme repères pour l'établissement de normes et d'objectifs provinciaux). Les ONQAA sont considérés comme des objectifs à long terme de qualité de l'air fondés sur les effets.

Jusqu'en 1998, le Canada disposait d'un système d'ONQAA à trois niveaux. Des objectifs ont été établis dans le cadre de ce système pour l'anhydride sulfureux, le monoxyde de carbone, le dioxyde d'azote, les particules totales en suspension et l'ozone troposphérique. Le niveau maximum acceptable est considéré comme la cible que doivent atteindre les mesures fédérales et provinciales de gestion de la qualité de l'air. Le système d'ONQAA à trois niveaux a été remplacé pour tenir compte de notre nouvelle compréhension du continuum des effets de la pollution atmosphérique sur la santé et l'environnement.

Dans le cadre actuel, l'Objectif National de Qualité de l'Air Ambiant ne prévoit qu'un seul niveau, qui est une cible en matière de qualité de l'air extérieur établie à l'échelle nationale en vue de protéger la santé publique, l'environnement et le caractère esthétique de l'environnement. Il est principalement fixé en fonction des effets et tient compte également des données techniques, économiques et sociales. Il représente l'objectif de gestion de qualité de l'air pour la protection du grand public et de l'environnement au Canada.

Les ONQAA sont établis et révisés à la lumière des recommandations formulées par le Groupe de travail de la LCPE - Comité Consultatif National (CCN) sur les objectifs et les lignes directrices de la qualité de l'air (GTOLDQA), qui relève du Comité Consultatif National (CCN). Le GTOLDQA est formé de représentants des ministères fédéraux, provinciaux et territoriaux de l'Environnement et de la Santé. Les ONQAA sont promulgués par le gouvernement fédéral. Comme bien des aspects de la pollution atmosphérique relèvent principalement de la compétence des provinces, les gouvernements provinciaux peuvent adopter des ONQAA en utilisant les mécanismes de leur choix et les mettre en oeuvre comme ils l'entendent. Les ONQAA peuvent être appliqués différemment dans chaque province et territoire.

Polluant	Période de calcul de la moyenne	Niveau maximum souhaitable	Niveau maximum acceptable	Niveau maximum tolérable
Anhydride sulfureux (SO ₂)	annuelle	11 ppb	23 ppb	---
	24 heures	57 ppb	115 ppb	306 ppb
	1 heure	172 ppb	334 ppb	---
Particules totales en suspension (PTS)	annuelle	60 µg/m ³	70 µg/m ³	---
	24 heures	---	120 µg/m ³	400 µg/m ³
Monoxyde de carbone (CO)	8 heures	5 ppm	13 ppm	17 ppm
	1 heure	13 ppm	31 ppm	---

Dioxyde d'azote (NO ₂)	annuelle	32 ppb	53 ppb	---
	24 heures	---	106 ppb	160 ppb
	1 heure	---	213 ppb	532 ppb
Ozone (O ₃)	annuelle	---	15 ppb	---
	24 heures	15 ppb	25 ppb	---
	1 heure	51 ppb	82 ppb	153 ppb

Tableau des lignes directrices et objectifs nationaux de qualité de l'air ambiant (ONAQQ)

[Retour au menu Réglementation](#)
