



Présence de fibres d'amiante dans l'air intérieur
et extérieur de la ville de Thetford Mines :
estimation des risques de cancer du poumon
et de mésothéliome

MISE À JOUR SEPTEMBRE 2010

**INSTITUT NATIONAL
DE SANTÉ PUBLIQUE
DU QUÉBEC**

Québec 

Présence de fibres d'amiante dans l'air intérieur et extérieur de la ville de Thetford Mines : estimation des risques de cancer du poumon et de mésothéliome

MISE À JOUR SEPTEMBRE 2010

Direction de la santé environnementale
et de la toxicologie

Direction des risques biologiques
et de la santé au travail

Septembre 2010

AUTEURS

Marie-Hélène Bourgault, M. Sc., biologiste
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie

Denis Belleville, M.D., M. Sc., médecin conseil
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie

AVEC LA COLLABORATION DE

Georges Adib, M. Sc., hygiéniste du travail
Direction des risques biologiques et de la santé au travail

Louise De Guire, M.D., M. Sc., médecin conseil
Direction des risques biologiques et de la santé au travail

France Labrèche, Ph. D., épidémiologiste
Direction des risques biologiques et de la santé au travail

MISE EN PAGES

Katia Raby, agente administrative
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie

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

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

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

DÉPÔT LÉGAL – 1^{er} TRIMESTRE 2011
BIBLIOTHÈQUE ET ARCHIVES NATIONALES DU QUÉBEC
BIBLIOTHÈQUE ET ARCHIVES CANADA
ISBN : 978-2-550-61366-4 (PDF)

©Gouvernement du Québec (2011)

RÉSUMÉ

À l'automne 2007, l'Association des victimes de l'amiante du Québec (AVAQ) et le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP) publiaient des études sur les concentrations d'amiante mesurées dans l'air intérieur et dans l'air extérieur de Thetford Mines. Ces résultats ont incité les directions de santé publique de Chaudière-Appalaches et de l'Estrie à solliciter l'aide de l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) pour la réalisation d'une évaluation du risque de cancer du poumon et de mésothéliome de la plèvre dans cette population.

Il existe deux familles d'amiante : les amphiboles (crocidolite, amosite, trémolite, actinolite et anthophyllite) et les serpentines (chrysotile). Les trois principales maladies associées à une exposition à l'amiante sont l'amiantose, le cancer du poumon et le mésothéliome de la plèvre et du péritoine. Le risque de mésothéliome de la plèvre attribuable à l'exposition aux amphiboles serait plus élevé que celui attribuable au chrysotile. De plus, le mésothéliome pourrait être provoqué par des expositions faibles et sporadiques à l'amiante, et la survenue d'amiantose est peu probable chez les individus exposés de façon non professionnelle aux concentrations d'amiante généralement présentes dans l'environnement. C'est pourquoi seul le risque associé aux deux cancers a été considéré.

L'évaluation du risque cancérigène à Thetford Mines a été réalisée selon deux approches. La première est tirée de la méthodologie proposée dans les lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine du ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec (MSSS). Cette méthode s'appuie sur l'hypothèse que le risque est le même que l'on soit exposé à des amphiboles ou au chrysotile. Quant à la deuxième approche, elle se fonde sur le récent modèle de Berman et de Crump. Selon ce modèle, le risque associé aux amphiboles diffère de celui associé au chrysotile. Les deux démarches tiennent compte de la dose d'exposition moyenne à vie (somme de la dose d'exposition moyenne par inhalation d'air intérieur et de la dose d'exposition moyenne par inhalation d'air extérieur) et de facteurs de risque cancérigène propres à l'amiante.

La dose d'exposition pour l'air intérieur a été calculée à partir des concentrations provenant de l'étude de l'AVAQ. En 2003 et 2004, les auteurs de cette étude ont évalué les concentrations d'amiante dans l'air intérieur de 26 résidences de la ville de Thetford Mines. La plupart des fibres d'amiante détectées étaient des fibres de chrysotile, mais on a aussi identifié de l'actinolite et de la trémolite. Comme le recommande le MSSS, c'est la limite supérieure (LS) de l'intervalle de confiance à 95 % (IC 95 %) de la moyenne arithmétique des concentrations mesurées, qui est utilisée pour estimer l'exposition. Elle est de 0,0031 fibre/ml (f/ml). En ce qui concerne l'air extérieur, les résultats de l'étude du MDDEP, effectuée en 2004 dans l'air ambiant de la ville de Thetford Mines, ont été retenus. Des fibres de chrysotile et d'amosite ont été détectées dans les échantillons. La LS de l'IC à 95 % est de 0,0035 f/ml. À partir de ces deux séries de données, la dose d'exposition moyenne à vie est de 0,0031 f/ml.

Avec cette dose, selon la méthodologie des lignes directrices, l'excès de mortalité vie durant par cancer du poumon et par mésothéliome se situe entre 72 et 125 pour 100 000 personnes de Thetford Mines exposées continuellement à de l'amiante durant toute leur vie. L'excès de mortalité vie durant pour ces mêmes cancers, estimé à partir du modèle de Berman et de Crump, s'élève à 8,2 pour 100 000 personnes exposées continuellement durant toute leur vie à des fibres de chrysotile.

À titre comparatif, les risques associés aux concentrations en fibres d'amiante généralement trouvées dans l'environnement ont été calculés. Ils s'étendent de 0,46 à 7,1 pour 100 000 personnes selon l'approche utilisée (modèle de Berman et de Crump ou lignes directrices du MSSS).

La concentration moyenne en fibres d'amiante mesurée dans l'air intérieur des résidences de la ville de Thetford Mines est 1,7 fois plus faible que celle relevée dans 17 écoles du Québec, 1,4 fois plus faible que celle mesurée dans deux résidences touchées par la poussière engendrée par l'effondrement des tours du World Trade Center (WTC) quelques jours après les événements du 11 septembre 2001. Toutefois, la concentration moyenne en structures d'amiante est 232 fois plus élevée que le bruit de fond mesuré dans des appartements de New York. Enfin, la concentration moyenne d'amiante (structures ou fibres) dans les maisons de Thetford Mines est de 4 à 46 fois plus élevée que les concentrations moyennes relevées aux États-Unis dans des résidences et des édifices publics comprenant des matériaux contenant de l'amiante (MCA).

La concentration moyenne en fibres d'amiante mesurée par le MDDEP dans l'air extérieur de la ville de Thetford Mines est restée stable depuis 1997. Elle est cependant 215 fois supérieure à celle mesurée à partir d'échantillons prélevés dans l'ensemble des États-Unis et 7 fois plus élevée que la limite de détection de la méthode analytique utilisée pour mesurer les concentrations d'amiante en milieu urbain au Québec et à proximité d'une halde inactive de Tring-Jonction en 2004.

Finalement, parmi les quatre critères de qualité de l'air intérieur répertoriés, seul celui du WTC a été retenu (0,0009 fibre PCMe d'amiante/ml), car il est le seul qui a été déterminé en tenant compte des effets sur la santé. Dix-neuf pour cent des échantillons d'air intérieur de l'étude de l'AVAQ dépassaient ce critère. Lorsque plus de 10 % des échantillons dépassent le critère sélectionné, on considère qu'un impact sur la santé a pu survenir ou pourrait survenir. Aucun des critères de qualité de l'air extérieur relevés n'a été retenu.

Les résultats des évaluations du risque doivent être interprétés avec prudence, puisqu'elles comportent des incertitudes reliées, entre autres 1) à la détermination des risques unitaires vie durant, qui sont élaborés à partir des modèles de relation dose-réponse provenant d'études épidémiologiques menées auprès de travailleurs; 2) aux modèles statistiques utilisés pour l'extrapolation des résultats obtenus à partir de cohortes de travailleurs à une population exposée à de faibles doses dans l'environnement et 3) aux concentrations employées pour déterminer la dose d'exposition moyenne à vie à partir des études de l'AVAQ et du MDDEP. Ces incertitudes ont pu mener à une surestimation ou à une sous-estimation des risques calculés qu'il est difficile de quantifier.

Nonobstant les incertitudes et les limites citées plus haut, les résultats de l'évaluation du risque ainsi que l'analyse comparative des concentrations en amiante mesurées à Thetford Mines suggèrent un risque pour la santé attribuable à la présence d'amiante dans l'air de cette région. Les niveaux de risque estimés dans cette étude ne peuvent être extrapolés à l'ensemble de la population de Thetford Mines que dans la mesure où les concentrations provenant de ces deux sources de données sont représentatives des concentrations auxquelles est exposé l'ensemble de la population de la ville. Il serait indiqué de confronter le risque estimé selon les deux approches aux données épidémiologiques récentes sur le cancer du poumon et sur le mésothéliome de la plèvre à Thetford Mines pour « cerner » s'il y a une surestimation ou une sous-estimation du risque, même si les données épidémiologiques des années 2000 découlent d'une exposition s'étant déroulée des années 1960 aux années 1980 environ.

En terminant, il convient de souligner que, selon l'OMS, il n'y a pas de preuve de seuil sécuritaire pour les effets cancérigènes de l'amiante et qu'un accroissement du risque de cancer a été observé dans des populations exposées à de très faibles concentrations d'amiante. Dans cette optique, il est souhaitable de réduire le plus possible l'exposition. Par conséquent, certaines mesures de contrôle doivent être envisagées telles que l'interdiction d'accès aux haldes ou encore l'arrêt de l'utilisation des résidus miniers aux fins de remblayage et comme abrasif ou autre. De plus, il serait indiqué de prendre de nouvelles mesures d'amiante dans l'air de Thetford Mines afin de surveiller l'exposition dans le temps, pour s'assurer qu'elle n'augmente pas.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES.....	VII
INTRODUCTION.....	1
1 MÉTHODES D'ANALYSE DES FIBRES D'AMIANTE	3
2 EXPOSITION AUX FIBRES D'AMIANTE DANS LA VILLE DE THETFORD MINES : ÉVALUATION DU RISQUE	7
2.1 Effets sur la santé, toxicocinétique et mécanismes d'action.....	7
2.2 Évaluation du risque selon les lignes directrices du MSSS	9
2.2.1 Risques unitaires vie durant retenus	10
2.2.2 Détermination de la dose d'exposition moyenne à vie	15
2.2.3 Détermination du risque vie durant.....	19
2.3 Évaluation du risque à partir du modèle de Berman et de Crump.....	20
3 ANALYSE COMPARATIVE DES CONCENTRATIONS EN AMIANTE MESURÉES DANS LA VILLE DE THETFORD MINES.....	25
3.1 Air intérieur	25
3.1.1 Comparaison avec d'autres milieux.....	25
3.1.2 Comparaison avec des critères de qualité de l'air	28
3.2 Air extérieur	30
3.2.1 Comparaison avec d'autres milieux.....	31
3.2.2 Comparaison avec des critères de qualité de l'air	35
4 DISCUSSION	37
4.1 Risques obtenus selon la méthodologie des lignes directrices du MSSS	37
4.2 Risque obtenu d'après le modèle de Berman et de Crump.....	38
4.3 Risques associés au bruit de fond.....	39
4.4 Valeur guide de gestion du risque	40
4.5 Analyse comparative des concentrations mesurées dans la ville de Thetford Mines	40
CONCLUSION	43
RÉFÉRENCES.....	45
ANNEXE 1 SYNTHÈSE DES DIFFÉRENTES ÉTUDES EN LIEN AVEC L'AMIANTE DANS L'ENVIRONNEMENT INTÉRIEUR ET EXTÉRIEUR DE THETFORD MINES	51
ANNEXE 2 ESTIMATION DES RISQUES UNITAIRES VIE DURANT SELON L'INSERM.....	65

LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES

Tableau 1	Critères de numération des fibres d'amiante par MOCP et par MET.....	4
Tableau 2	Comparaison des risques unitaires vie durant (<i>RU</i>) estimés pour 100 personnes exposées continuellement durant toute leur vie à 1 f/ml d'amiante dans l'environnement	13
Tableau 3	Valeurs des paramètres utilisés dans la détermination des risques unitaires vie durant.....	15
Tableau 4	Concentrations en fibres d'amiante mesurées dans l'air intérieur et dans l'air extérieur de la ville de Thetford Mines.....	19
Tableau 5	Risque de mortalité vie durant estimé à partir des risques unitaires pour 100 000 personnes de la ville de Thetford Mines exposées de façon continue durant toute leur vie à des fibres d'amiante.....	20
Tableau 6	Valeurs des paramètres employés dans la détermination du risque de mortalité vie durant pour la population de la ville de Thetford Mines d'après la méthodologie de Berman et de Crump.....	22
Tableau 7	Comparaison des concentrations en s/ml de l'AVAQ avec celles relevées lors de deux autres études	27
Tableau 8	Comparaison des concentrations en fibres PCMe/ml de l'AVAQ avec celles relevées lors de trois autres études	28
Tableau 9	Comparaison des concentrations en fibres d'amiante (f/ml) mesurées à Thetford Mines avec d'autres milieux.....	33
Tableau 10	Résultats des analyses statistiques effectuées sur les concentrations moyennes en fibres totales (f/ml) relevées par le MDDEP dans différentes villes du Québec.....	35
Figure 1	Concentrations moyennes de fibres totales (f/ml) dans l'air ambiant analysées par MOCP par le MDDEP	34

INTRODUCTION

L'amiante désigne un groupe de minéraux naturels fibreux, composé de silicates, qui sont ou ont été exploités commercialement. Ces minéraux se divisent en deux catégories minéralogiques, soit celle des amphiboles, qui comprend la crocidolite, l'amosite, la trémolite, l'actinolite et l'anthophyllite, et celle des serpentines, dont seul le chrysotile fait partie (Organisation mondiale de la Santé [OMS], 2006a).

Les fibres d'amiante sont flexibles et résistent notamment à la traction, à la chaleur et aux produits chimiques. En raison de leurs propriétés physicochimiques, elles sont incorporées à de nombreux produits tels que le ciment, l'asphalte, les plastiques, les textiles, les matériaux de construction, les plaquettes de freins de même qu'aux matériaux isolants et ignifuges pour les édifices (Lajoie *et al.*, 2003; Agency for Toxic Substances and Disease Registry [ATSDR], 2001).

En 2006, le Canada occupait le cinquième rang mondial des pays producteurs d'amiante chrysotile (Ressources naturelles Canada, 2006). Toutefois, le pays n'exploite pas d'amiante amphibole. La production canadienne est concentrée au Québec dans les villes de Thetford Mines, région de Chaudière-Appalaches, et d'Asbestos en Estrie. À Thetford Mines, seule la mine à ciel ouvert Lac d'amiante du Canada dans le secteur de Black Lake est toujours en exploitation. La mine souterraine Bell, active depuis 130 ans, a fermé définitivement ses portes le 28 mars 2008 (Bussièrès, 2008). Quant à la mine à ciel ouvert Jeffrey d'Asbestos, elle a temporairement mis à pied ses employés le 30 juin 2008 (Radio-Canada, 2008).

La population qui réside dans ces villes minières est potentiellement exposée aux fibres d'amiante, qui se dispersent dans l'environnement. Les sources d'exposition peuvent provenir des activités minières et des résidus miniers accumulés sous forme de haldes (Couture et Bisson, 2006; Lajoie *et al.*, 2003). Dans la région de Thetford Mines, certaines haldes sont dites actives, c'est-à-dire que les résidus miniers y sont encore empilés ou que ceux-ci sont utilisés régulièrement comme source de matériaux, tels des remblais de terrains. L'amiante contenu dans ces remblais peut également se disperser dans l'air ambiant. D'autres haldes sont dites inactives, mais la circulation de véhicules y est parfois tolérée (Couture et Bisson, 2006). Le chargement de résidus miniers des haldes dans des camions ainsi que leur transport dans la ville pourraient aussi contribuer à propager des fibres d'amiante dans l'air ambiant (Marier, Charney, Rousseau, Lanthier et Van Raalte, 2007).

La principale voie d'exposition à l'amiante est l'inhalation, et les effets associés touchent d'abord le système respiratoire (Lajoie *et al.*, 2003). Ces effets ont été démontrés principalement chez des travailleurs et chez des animaux de laboratoire (Sous-comité sur l'épidémiologie des maladies reliées à l'exposition à l'amiante, 2003). Ainsi, l'évaluation des concentrations d'amiante dans l'air permet aux intervenants de santé publique de se prononcer sur l'ampleur de l'exposition et, par conséquent, sur le risque encouru par la population. D'ailleurs, les directions de santé publique (DSP) de Chaudière-Appalaches et de l'Estrie ont récemment été interrogées par les médias à la suite de la publication d'études

menées à Thetford Mines et ses environs (Couture et Bisson, 2006; Marier *et al.*, 2007; ministère de l'Environnement du Québec [MEnvQ], 2001).

D'une part, en 2000 et 2005, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP) a mesuré les fibres d'amiante dans l'air au-dessus de terrains remblayés par des résidus miniers (Couture et Bisson, 2006; MENVQ, 2001). À partir des résultats obtenus, le MDDEP et l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) ont recommandé que ces remblais soient recouverts par un matériel non contaminé (R. Gauthier et A. J. Nantel, communication personnelle, 8 décembre 2005). Le même ministère a aussi prélevé en 2004 des échantillons d'air ambiant sur les toits d'édifices de la ville de Thetford Mines (Bisson et Couture, 2007). Malgré la présence de fibres d'amiante, les auteurs du rapport ont conclu que les concentrations en fibres totales trouvées sont environ 10 fois inférieures au critère de qualité de l'air pour l'amiante en vigueur en Ontario (le MDDEP n'a pas de critère officiel de qualité de l'air pour l'amiante).

D'autre part, en 2003 et en 2004, l'Association des victimes de l'amiante du Québec (AVAQ) a mesuré les concentrations d'amiante dans l'air de quelques résidences de la ville de Thetford Mines (Marier *et al.*, 2007). Selon les auteurs, les résultats obtenus constituent une menace pour la santé publique.

Une description détaillée des études de l'AVAQ et du MDDEP est présentée à l'annexe 1 (c'est-à-dire la méthodologie, les résultats bruts et agglomérés, les conclusions, les recommandations ainsi que les forces et les faiblesses de ces études).

À la lumière de ces données, l'INSPQ a reçu le mandat d'évaluer les risques pour la santé humaine inhérents à la présence de fibres d'amiante dans l'air ambiant et dans l'air intérieur de résidences de la ville de Thetford Mines. Le but de cette démarche est de fournir de l'information scientifique en vue d'orienter les décisions ayant trait à la gestion des risques environnementaux associés à l'exposition à l'amiante dans les villes minières du Québec. Les démarches employées sont présentées au chapitre 2.

À cet objectif principal, s'ajoutent les objectifs secondaires suivants : 1) relever dans le temps les niveaux d'amiante mesurés dans la ville de Thetford Mines et 2) les comparer à ceux obtenus lors d'études effectuées dans d'autres milieux ainsi qu'à des critères pour l'amiante établis par des organismes. Ces différents aspects sont traités au chapitre 3.

Pour terminer, il faut préciser que la détermination des concentrations en fibres d'amiante est complexe et qu'elle peut s'effectuer par l'entremise de plusieurs méthodes d'analyse. Celles-ci sont expliquées au chapitre 1.

1 MÉTHODES D'ANALYSE DES FIBRES D'AMIANTE

Contrairement à la plupart des substances chimiques, ce n'est pas la masse d'amiante par volume d'air prélevé, qui est mesurée, mais plutôt le nombre de structures par volume d'air prélevé (Perry, 2004). Une structure peut se définir comme étant une simple fibre, un faisceau de fibres ou encore comme étant un agrégat ou une matrice de particules contenant des fibres¹. La concentration en structures est déterminée par microscopie.

Les deux types de microscopie les plus utilisés au Québec pour analyser les concentrations d'amiante sont la microscopie optique à contraste de phase (MOCP) et la microscopie électronique à transmission (MET).

L'analyse par MOCP ne permet pas de différencier spécifiquement les fibres d'amiante. Tous les autres types de fibres (ex. : cellulose, fibres artificielles, etc.) sont alors comptés, ce qui peut entraîner une surestimation de la concentration réelle en fibres d'amiante. Par ailleurs, comme le grossissement obtenu par MOCP est faible (400 X), un certain nombre de fibres de petit diamètre ne sont pas visibles (HEI-AR, 1991). Cette analyse est toutefois recommandée pour mesurer la concentration d'amiante en milieu de travail puisqu'en général la nature des fibres prédominantes est connue au préalable.

Quant à l'analyse par MET, elle est privilégiée lorsqu'on veut mesurer les concentrations d'amiante dans l'environnement étant donné que la nature des fibres n'est pas toujours connue. Ce type d'analyse permet non seulement de distinguer spécifiquement les fibres d'amiante des autres fibres, mais aussi de différencier le type de fibres d'amiante (serpentine versus amphiboles) (Perry, 2004). De plus, comme le grossissement est meilleur qu'en MOCP (10 000 X), il est possible de visualiser des fibres d'amiante, qui sont très minces, parfois même des fibres allant jusqu'à 0,2 nanomètre (nm) de diamètre (HEI-AR, 1991).

Il existe deux méthodes de préparation des échantillons en MET, soit les méthodes directe et indirecte. Lors du recours à la méthode directe, l'échantillon est utilisé pratiquement tel quel, alors que lors du recours à la méthode indirecte, l'échantillon subit notamment un traitement aux ultrasons pouvant entraîner la fragmentation des fibres et augmenter ainsi leur nombre dans l'échantillon (Dion et Perrault, 2000).

Le protocole NIOSH 7400 décrit l'analyse des fibres par MOCP (The National Institute for Occupational Health and Safety [NIOSH], 1994a). Au Québec, l'Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail (IRSST) a élaboré son propre protocole : IRSST 243-1 (IRSST, 1991). Selon ce dernier, les fibres ayant un diamètre $\geq 3 \mu\text{m}$ ne sont pas comptées, contrairement au protocole NIOSH 7400. Il faut préciser que le grossissement obtenu par ces deux protocoles n'est pas suffisant pour distinguer les fibres d'un diamètre $< 0,25 \mu\text{m}$.

¹ Selon le *Petit Larousse illustré 2008*, un faisceau représente une réunion d'objets minces et allongés reliés ensemble. Un agrégat est une substance, une masse formée d'éléments primitivement distincts, unis intimement et solidement entre eux.

Les critères de numération des fibres, utilisés selon les deux méthodes, sont présentés au tableau 1.

Le protocole NIOSH 7402 (méthode directe) décrit l'analyse des fibres en MET (NIOSH, 1994b). Les critères de numération sont presque équivalents à ceux du protocole NIOSH 7400, même si la MET permet d'observer des fibres plus minces (NIOSH, 1994b; Perry, 2004). On exprime alors la concentration en fibres d'amiante « équivalent optique » (*phase contrast microscopy equivalent* ou PCMe), c'est-à-dire les concentrations en fibres selon les critères de numération par MOCP.

Le protocole AHERA (*Asbestos Hazard Emergency Response Act*) est défini dans la loi américaine du même nom (U. S. Environmental Protection Agency [U. S. EPA], 1987). Selon ce protocole, chaque fibre simple d'amiante conforme aux critères de numération est comptée comme étant une structure de même que tout faisceau, tout agrégat ou toute matrice qui possèdent au moins une fibre d'amiante répondant aux critères. Cette règle diffère des autres protocoles selon lesquels non seulement chaque fibre ou faisceau est compté comme une fibre, mais également chaque fibre à l'intérieur d'une structure complexe (Perry, 2004).

Tableau 1 Critères de numération des fibres d'amiante par MOCP et par MET

	Longueur (L) micromètre (µm)	Diamètre (D) micromètre (µm)	L/D	Unité de concentration
MOCP				
NIOSH 7400	> 5	≥ 0,25 ^a	≥ 3 : 1	fibres totales/ml d'air (f/ml)
IRSST-243-1	> 5	≥ 0,25 ^a et < 3	> 3 : 1	fibres totales/ml d'air (f/ml)
MET				
NIOSH 7402	> 5	> 0,25	≥ 3 : 1	fibres d'amiante PCMe/ml d'air (fibres PCMe/ml)
AHERA	≥ 0,5	aucune restriction	≥ 5 : 1	structures/mm ² de filtre ou structures/ml d'air (s/mm ² ou s/ml)

^a Il n'y a pas de diamètre minimal spécifié par ces deux protocoles, mais leur grossissement n'est pas suffisant pour distinguer les fibres d'un diamètre < 0,25 µm.

L/D : Ratio longueur sur diamètre.

PCMe : *phase contrast microscopy equivalent*.

Un autre protocole est parfois utilisé pour des analyses par MET, soit l'ISO 10312 (Perry, 2004). Il est toutefois plus coûteux et plus long à effectuer. Par contre, la concentration d'un même échantillon peut être exprimée en fonction d'une ou de plusieurs séries de critères de numération (ex. : fibres PCMe ou structures d'une longueur > 10 µm et d'un ratio longueur/diamètre (L/D) ≥ 5 : 1).

Certains auteurs emploient la MET en ayant recours à des variantes de ces protocoles ou à des protocoles qu'ils ont conçus (Lee et Van Orden, 2008; Marier *et al.*, 2007). Les critères de numération peuvent donc différer de ceux présentés au tableau 1. Par exemple, en 1986, Sébastien *et al.*, (cités dans Lajoie *et al.*, 2003), ont mesuré des concentrations en fibres > 5 µm et dont le ratio L/D est ≥ 3 : 1, sans restriction pour le diamètre.

Enfin, selon le système international d'unités (SI), l'unité de mesure de la concentration devrait être exprimée en f/cm³ (tableau 1). Cependant, plusieurs auteurs choisissent d'exprimer la concentration en f/ml, ce qui équivaut à 1 f/cm³.

2 EXPOSITION AUX FIBRES D'AMIANTE DANS LA VILLE DE THETFORD MINES : ÉVALUATION DU RISQUE

Ce chapitre est consacré à l'évaluation des risques environnementaux pour la santé humaine inhérents à la présence de fibres d'amiante dans l'air ambiant et dans l'air intérieur de résidences de la ville de Thetford Mines. Dans le contexte d'une exposition environnementale, les effets retenus pour l'évaluation du risque sont le cancer du poumon et le mésothéliome, soit les deux maladies les plus susceptibles de se développer au sein d'une population exposée à de l'amianté dans son environnement (Berman et Crump, 2003). Pour ce faire, deux approches sont utilisées.

La première est tirée de la méthodologie proposée dans les lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine du ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec (MSSS, 2002). À partir de cette méthode, le risque de mortalité vie durant (ou l'excès de mortalité vie durant²) par cancer est calculé en multipliant une dose d'exposition moyenne à vie par une série de risques unitaires vie durant propres à l'amianté. La détermination de ces risques unitaires s'appuie sur l'hypothèse que le risque est le même pour une exposition à des amphiboles ou au chrysotile. Quant à la deuxième approche, elle se fonde sur le récent modèle de Berman et de Crump (2003). Selon ce modèle, le risque associé aux amphiboles diffère de celui associé au chrysotile.

Mais tout d'abord, les effets des fibres d'amianté sur la santé, leur toxicocinétique ainsi que leurs principaux mécanismes d'action sont revus.

2.1 EFFETS SUR LA SANTÉ, TOXICOCINÉTIQUE ET MÉCANISMES D'ACTION

Les trois types d'effets principalement associés à une exposition chronique à de l'amianté sont l'amiantose, le cancer du poumon et le mésothéliome de la plèvre et du péritoine. Tous les types d'amianté ont été associés aux trois maladies (Institut national de la santé et de la recherche médicale [Inserm], 1997).

L'amiantose se caractérise par un épaississement fibreux et progressif des parois alvéolaires des poumons. Le développement de cette maladie résulte habituellement d'une exposition importante à de l'amianté comme il a été possible de l'observer dans certains milieux de travail (Berman et Crump, 2003). D'après l'Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), des cas d'amiantose sont peu probables chez les individus exposés de façon non professionnelle aux concentrations généralement présentes dans l'environnement (ATSDR, 2001).

Le cancer du poumon touche les cellules épithéliales, et sa période de latence minimale est de 10 ans, avec une moyenne d'environ 20 ans. L'amianté n'est pas le seul facteur étiologique de cette maladie. Il n'est toutefois pas possible de distinguer de façon histologique les cancers causés par l'amianté de ceux causés par d'autres facteurs tels que le tabagisme ou l'exposition au radon. La fumée de cigarette et l'amianté interagissent

² C'est-à-dire projeté sur toute la vie.

toutefois en synergie dans le développement du cancer du poumon. Enfin, le potentiel toxique des amphiboles serait plus élevé que celui du chrysotile (Berman et Crump, 2003; Hodgson et Darnton, 2000). Cependant, des incertitudes persistent à ce sujet. Par exemple, les risques relatifs de cancer les plus élevés ont été observés auprès d'une cohorte de travailleurs du textile de la Caroline du Sud, exposée exclusivement à des fibres de chrysotile. Ces résultats divergent de ceux notés chez les travailleurs des mines et des moulins du Québec (Berman et Crump, 2008).

Contrairement au cancer du poumon, le mésothéliome de la plèvre ou du péritoine est associé à une exposition directe ou indirecte à l'amiante (Sous-comité sur l'épidémiologie des maladies reliées à l'exposition à l'amiante, 2003). Toutefois, cette association n'a été démontrée qu'à partir de 1960 (Gibbs et Berry, 2007). La période de latence de ce cancer varie de 20 à 40 ans et même au-delà. Il s'agit de tumeurs rares, et la plèvre est beaucoup plus souvent touchée que le péritoine. Plusieurs auteurs s'entendent sur le fait que le risque attribuable à l'exposition aux fibres amphiboles serait plus élevé que celui attribuable aux fibres de chrysotile, mais des divergences demeurent quant à l'ampleur de cette différence (Berman et Crump, 2003; Gibbs et Berry, 2007; HEI-AR, 1991; Hodgson et Darnton, 2000; Sous-comité sur l'épidémiologie des maladies reliées à l'exposition à l'amiante, 2003). Le mésothéliome pourrait également être provoqué par des expositions faibles et sporadiques à l'amiante (Dodson, Atkinson et Levin, 2003; Sous-comité sur l'épidémiologie des maladies reliées à l'exposition à l'amiante, 2003).

Le transport et le dépôt des fibres inhalées dans l'arbre respiratoire sont fortement influencés par le diamètre aérodynamique (DA) de ces fibres. Le DA correspond au diamètre d'une particule sphérique de 1 g/cm^3 , qui a la même vitesse de dépôt que la particule étudiée (Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail [CCHST], 1997; Commission de la santé et de la sécurité du travail [CSST], 2000). Ce paramètre dépend surtout de la longueur et du diamètre de la fibre, mais il semble que le diamètre jouerait un plus grand rôle (Bernstein *et al.*, 2005). Par exemple, les fibres dont le diamètre est $> 3 \mu\text{m}$ sont déposées dans les voies aériennes supérieures, tandis que les fibres minces et longues, comme celles qui ont un DA $< 1 \mu\text{m}$ environ, sont transportées plus profondément dans les parties distales des voies aériennes et dans la région alvéolaire (CCHST, 1997; ATSDR, 2001).

Les fibres d'amiante inhalées sont éliminées des poumons à l'aide de plusieurs processus : dissolution dans les liquides biologiques, transport par les cellules mucociliées, phagocytose par les macrophages alvéolaires, encapsulation par des protéines et transfert dans l'interstitium pulmonaire vers des canaux lymphatiques ou vers la plèvre ou le péritoine (ATSDR, 2001, 2007; Bernstein *et al.*, 2005). Il faut rappeler que la plèvre et le péritoine sont les sites de développement des mésothéliomes associés à l'exposition à l'amiante.

L'efficacité de ces mécanismes est modulée par de nombreux facteurs comme la longueur des fibres, leur charge pulmonaire, leurs propriétés physicochimiques ou la présence d'autres agents (NIOSH, 2008). Par exemple, la fumée de cigarette affecte l'activité des cellules mucociliées. Aussi, les fibres qui ont une longueur au moins équivalente au diamètre des macrophages ne sont pas phagocytées complètement. La phagocytose est également

moins efficace pour des fibres plus courtes lors d'expositions élevées, probablement à cause d'un phénomène de saturation (Bernstein *et al.*, 2005).

Le taux et le site de dépôt des fibres dans l'arbre respiratoire ainsi que l'efficacité de leur élimination influent sur leur temps de résidence dans les poumons ou sur leur biopersistance (NIOSH, 2008). La biopersistance serait un indicateur important du potentiel toxique sans toutefois être le seul.

Les mécanismes de toxicité de l'amiante sont encore mal compris et impliquent probablement plusieurs processus qui se chevauchent. Essentiellement, ils se divisent en trois catégories, soit l'interaction avec des macromolécules, la formation « d'espèces réactives oxygénées » (*reactive oxygen species*) et la libération de médiateurs cellulaires (ATSDR, 2001, 2007).

Tout d'abord, l'adsorption de l'amiante à des macromolécules cellulaires comme les protéines, les membranes lipidiques ou encore l'ADN et l'ARN produit notamment la délétion de segments chromosomiques, la réduction de l'activité du cytochrome P-450, l'augmentation de la rigidité des membranes cellulaires et l'augmentation de la perméabilité de l'épithélium du poumon.

Ensuite, l'action des macrophages sur les fibres d'amiante génère du peroxyde d'hydrogène et de l'oxygène superoxyde (H_2O_2 , O_2^-). Ces derniers, par la réaction d'Haber-Weiss, forment le radical hydroxyle (OH), un puissant oxydant. Les ions de fer présents à la surface des fibres catalyseraient cette réaction. Divers stress oxydatifs peuvent s'ensuivre : peroxydation lipidique des membranes cellulaires et augmentation de leur perméabilité, cytotoxicité, prolifération cellulaire, génotoxicité et apoptose.

Finalement, la présence d'amiante dans le système respiratoire induirait la libération de médiateurs cellulaires par les macrophages et par les cellules pulmonaires et pleurales. Ces médiateurs sont susceptibles de provoquer une série de réactions telles que la prolifération cellulaire, le recrutement de macrophages et la réaction inflammatoire. Bien qu'encore mal comprise, la réaction inflammatoire jouerait un rôle important dans la formation des maladies pulmonaires reliées à l'exposition à de l'amiante.

Pour terminer, tous les types de fibres d'amiante sont classés dans le groupe A (cancérogène humain) par la U. S. EPA (1993) et dans le groupe 1 (cancérogène pour l'homme) par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC, 2008).

2.2 ÉVALUATION DU RISQUE SELON LES LIGNES DIRECTRICES DU MSSS

Le risque de mortalité vie durant (ou l'excès de mortalité vie durant) par cancer du poumon et par mésothéliome (R) est calculé à partir de la démarche décrite dans les lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine du MSSS (2002).

Le risque de mortalité vie durant³ est obtenu en multipliant la dose d'exposition moyenne à vie (D_{moy}) par le risque unitaire vie durant (RU) propre au contaminant (équation 1). Dans le cas de l'amiante, le RU représente le risque de mortalité vie durant par cancer du poumon ou par mésothéliome attribuable à une exposition continue pendant toute la vie à 1 fibre d'amiante/ml ($(f/ml)^{-1}$). La D_{moy} reflète l'exposition cumulative à l'amiante durant toute la vie (f/ml).

$$R = D_{moy} \times RU \quad \text{Équation 1}$$

2.2.1 Risques unitaires vie durant retenus

Une revue de la littérature a permis d'identifier et de sélectionner quelques risques unitaires vie durant. Ces derniers sont dérivés de relations dose-réponse observées lors d'études épidémiologiques réalisées en milieu de travail.

En effet, la relation dose-réponse permet de prédire le risque de développer un effet, qui aura un impact sur la santé, à la suite d'une exposition à une concentration donnée d'une substance. Les relations dose-réponse établies pour l'amiante proviennent d'études où les travailleurs sont généralement exposés à des concentrations > 1 f/ml. Or, dans l'environnement non professionnel, les concentrations relevées sont inférieures à 1 f/ml, et les effets qui en découlent sont difficilement observables. Cela constitue une limite dans la détermination de la courbe dose-réponse.

Pour remédier à cette limite, plusieurs auteurs ont extrapolé, à partir d'études épidémiologiques menées auprès de travailleurs, les risques de mortalité par cancer du poumon et par mésothéliome attribuables à des expositions environnementales. Entre les années 1980 et 2000, une première série de travaux ont été publiés, dont ceux de Nicholson (1986), de la U. S. Environmental Protection Agency (U. S. EPA, 1993), du National Research Council des États-Unis (NRC, 1984), de l'Ontario Royal Commission (ORC) (Mustard, Uffen, Dewees, Laskin et Kahn, 1984), de la Health and Safety Commission du Royaume-Uni (Doll et Peto, 1985), de la U. S. Consumer Product Safety Commission (1983), de la California Environmental Protection Agency (California Air Resources Board, 1986; California Environmental Protection Agency [CalEPA] et Office of Environmental Hazard Health Assessment [OEHHA], 2002), de Hugues et Weill (1986), du Health Effects Institute-Asbestos Research (HEI-AR, 1991), de l'Institut national de la santé et de la recherche médicale de France (Inserm, 1997) et de l'Organisation mondiale de la Santé (OMS-Europe, 2000). Les postulats de base sont les mêmes pour tous ces auteurs, et ils sont énumérés à la page suivante.

³ Afin d'alléger le texte, l'expression *risque de mortalité vie durant* est employée. Elle correspond au risque de mortalité vie durant par cancer du poumon et par mésothéliome de la plèvre et du péritoine, consécutif à une exposition continue sur toute la durée de la vie.

- Les relations dérivées à partir des données d'exposition relevées en milieu de travail s'appliquent également aux faibles concentrations trouvées dans l'environnement.
- Les relations s'appliquent à des fibres d'amiante d'une longueur > 5 µm.
- Les relations sont linéaires en fonction de l'exposition cumulée, et elles sont sans seuil par rapport à l'exposition.
- Le risque ne diminue pas après la fin de l'exposition.
- Le gradient de risque est identique pour les amphiboles et le chrysotile, à l'exception de l'Inserm pour le mésothéliome.
- Même s'ils décrivent l'incidence du cancer du poumon et du mésothéliome, en pratique, c'est plutôt la mortalité relative à ces deux effets qui est retenue.
- Dans le cas du cancer du poumon, les effets combinés de l'exposition à l'amiante et du tabagisme sont multiplicatifs.

Aussi, les relations dose-réponse, pour chacun des cancers, s'expriment avec les mêmes algorithmes (équation 2 et 3). Il existe toutefois des variantes dans la valeur de certains paramètres.

Cancer du poumon

La relation dose-réponse pour le cancer du poumon est un modèle de risque relatif représenté par l'équation 2 :

$$I_{PE}(t) = I_{PnE}(t) \times (1 + K_p \times f \times d - t_0) \quad \text{Équation 2}$$

Où :

$I_{PE}(t)$: Incidence (ou taux mortalité), à un âge t , du cancer du poumon dans une population exposée à l'amiante.

$I_{PnE}(t)$: Incidence (ou taux de mortalité) par cancer du poumon à l'âge t dans une population non exposée à l'amiante (population de référence) et dont les habitudes de tabagisme sont les mêmes que celles de la population exposée.

K_p : Facteur de risque, soit l'augmentation du cancer du poumon par unité d'exposition moyenne cumulée (f/ml*année)⁻¹. Il s'agit d'un indicateur du potentiel cancérigène de l'amiante. Cette variable est indépendante de l'âge, du sexe et des habitudes de tabagisme.

f : Concentration moyenne d'exposition (f/ml).

d : Durée d'exposition (années).

t_0 : Période minimale requise pour induire l'effet ou décalage temporel (années).

Mésothéliome

La relation dose-réponse dans le cas du mésothéliome est un modèle de risque absolu qui ne dépend pas de l'incidence du mésothéliome dans une population non exposée. De plus, l'accroissement du risque de développer un mésothéliome est proportionnel à une puissance du temps écoulé depuis le début de l'exposition (équation 3).

$$I_M(t) = K_M \times f \times \left[(T - t_0)^n - (T - t_0 - d)^n \right] \quad \text{Équation 3}$$

Où :

$I_M(t)$: Incidence (ou taux de mortalité), à un âge t , du mésothéliome dans une population exposée à l'amiante.

K_M : Facteur de risque, soit l'augmentation du mésothéliome par unité d'exposition moyenne cumulée (f/ml*année)⁻¹.

f : Concentration moyenne d'exposition (f/ml).

T : Période écoulée depuis le début de l'exposition (années). Aussi, $T = t - t_1$ où t_1 est l'âge au début de l'exposition.

t_0 : Période minimale requise pour induire l'effet ou décalage temporel (années).

d : Durée d'exposition (années).

Les valeurs de K_P et de K_M représentent l'ensemble des facteurs de risque cancérigène obtenus pour chaque cohorte de travailleurs. Par exemple, le K_M de Nicholson (1986) provient de la moyenne géométrique pondérée de quatre moyennes géométriques pondérées calculées en fonction du type de procédé. Aussi, pour tenir compte du fait qu'une exposition environnementale a lieu de façon continue, des auteurs ont ajusté les valeurs de K_P et de K_M par un facteur F . Par exemple, 168 heures/semaine pour une exposition continue sur 40 heures/semaine, reliée à une exposition en milieu de travail, donnent un facteur F de 4,2 selon Nicholson.

Le risque unitaire vie durant (RU) est donc déterminé à partir des équations 2 et 3. Pour le cancer du poumon, le risque résulte de la différence entre le risque vie durant de décès par cancer du poumon dans la population exposée (équation 2) et le risque vie durant de décès par cancer du poumon estimé dans la population de référence (Inserm, 1997). Il varie selon l'âge en fonction du taux de mortalité par cancer du poumon et du taux de mortalité toutes causes confondues. En ce qui concerne le mésothéliome, le risque unitaire est obtenu à partir de l'équation 3, mais les taux de mortalité toutes causes confondues de la population de référence sont également pris en compte (Inserm, 1997). La détermination des RU est expliquée plus en détail à l'annexe 2.

À ce sujet, le travail de Nicholson, publié en 1986, semble le plus reconnu de la communauté scientifique, car il a été repris et adapté par d'autres auteurs. De plus, l'analyse des risques populationnels, contenue dans la base de données *Integrated Risk Information System* (IRIS) de la U. S. EPA, s'y réfère. C'est pourquoi les *RU* retenus pour l'évaluation du risque proviennent de Nicholson ainsi que d'organismes qui se sont appuyés sur sa démarche, c'est-à-dire la U. S. EPA et l'HEI-AR (tableau 2) (HEI-AR, 1991; Nicholson, 1986; U. S. EPA, 1993).

Les risques unitaires provenant du NRC, de l'ORC, de la HSC, d'Hugues et Weill, de l'Inserm et de l'OMS n'ont pas été sélectionnés, étant donné qu'ils sont antérieurs à ceux de Nicholson ou qu'ils ne s'appliquent pas à une durée d'exposition sur toute la vie (NRC, 1984; Doll et Peto, 1985; Hughes et Weill, 1986; Inserm, 1997; Mustard *et al.*, 1984; OMS-Europe, 2000).

La démarche de la CalEPA s'inspire de Nicholson (1986), mais également du NRC, de l'ORC et de la U. S. CPSC. Le *RU* retenu par cet organisme est le plus élevé parmi ceux estimés pour divers sous-groupes, soit celui pour le mésothéliome chez la femme non fumeuse. Il a été obtenu à partir du plus grand K_M relevé parmi les quatre études épidémiologiques sélectionnées. Le choix d'un risque unitaire aussi prudent pour la santé est justifié notamment par l'hypothèse que l'organisme formule : les effets cancérigènes seraient causés autant par les fibres courtes (< 5 µm) que par les fibres longues (> 5 µm) (California Air Resources Board, 1986). Cependant, ce risque unitaire reflète la relation dose-réponse observée pour une seule cohorte de travailleurs. Puisqu'il n'est pas représentatif de l'ensemble des données disponibles sur les travailleurs exposés à de l'amiante, il n'est pas retenu dans la présente analyse.

Tableau 2 Comparaison des risques unitaires vie durant (*RU*) estimés pour 100 personnes exposées continuellement durant toute leur vie à 1 f/ml d'amiante dans l'environnement

<i>RU</i> (f/ml) ⁻¹	Nicholson (1986)	U. S. EPA, 1988 (U. S. EPA, 1993)	HEI-AR, 1990 (HEI-AR, 1991)
Cancer du poumon	17 H 5 F	nc	nc
Mésothéliome	19 H 28 F	nc	nc
Cancer du poumon et mésothéliome	35 HF ^a (0,35)	23 HF (0,23)	40 HF (0,40)

^a Valeur estimée à partir des risques unitaires déterminés par Nicholson, voir le texte ci-dessous.

nc : Non calculé.

H : Hommes.

F : Femmes.

HF : Hommes et femmes combinés.

Nicholson, contrairement aux deux organismes, n'a pas déterminé de *RU* moyen pour les deux cancers ainsi que pour les hommes et les femmes combinés (tableau 2). Par contre, en combinant les risques unitaires pour le cancer du poumon, une valeur de 11/100 pour les hommes et les femmes, soit $[(17+5)/2]/100$, est obtenue. De la même manière, le risque unitaire combiné pour le mésothéliome est de 23,5/100. Le risque unitaire vie durant (*RU*) utilisé pour les deux cancers s'élève à 35/100 (11 + 23,5).

Les valeurs des paramètres utilisés pour dériver les risques unitaires vie durant du tableau 2 sont indiquées dans le tableau 3. La U. S. EPA a employé les mêmes paramètres que ceux de Nicholson à l'exception du facteur *F*. Le facteur de la U. S. EPA provient du ratio du volume d'air potentiellement inhalé de façon continue en une semaine sur le volume d'air potentiellement inhalé en une semaine de travail ($140 \text{ m}^3/50 \text{ m}^3$), tandis que celui de Nicholson correspond au nombre d'heures d'exposition continue pendant une semaine sur le nombre d'heures d'exposition d'une semaine de travail (168 h/40 h). Enfin, les paramètres dont l'HEI-AR tient compte sont aussi pratiquement les mêmes que ceux établis par Nicholson. Toutefois, la durée de la vie ainsi que la population de référence diffèrent.

Tableau 3 Valeurs des paramètres utilisés dans la détermination des risques unitaires vie durant

Paramètres	Unités	Variables	Nicholson (1986)	U. S. EPA, 1988 (1993)	HEI-AR, 1990 (1991)
Concentration d'exposition	f/ml	f	0,0001	0,0001	0,00001
Durée d'exposition (durée de la vie)	années	d	70 ^a	70 ^a	80
Âge t	ans	t	70	70	80
Facteur d'ajustement pour une exposition continue	-	F	4,2	2,8	ND
Relation dose-réponse – Cancer du poumon (équation 2)					
Facteur de risque	(f/ml*année) ⁻¹	$K_p \times 100$	1	1	1
Population de référence retenue	-	-	États-Unis, 1977	États-Unis, 1977	États-Unis, 1986
Décalage temporel	années	t_0	ND	ND	ND
Relation dose-réponse – Mésothéliome (équation 3)					
Facteur de risque	(f/ml*année) ⁻¹	$K_m \times 10^8$	1,0	1,0	1,0
Durée depuis le début de l'exposition	années	T	70	70	80
Puissance n	-	n	3,0	3,0	3,0
Décalage temporel	années	t_0	10	10	10

^a La durée de vie n'est pas précisée, mais habituellement la U. S. EPA considère que les risques vie durant s'étendent jusqu'à 70 ans.

ND : Information non disponible.

2.2.2 Détermination de la dose d'exposition moyenne à vie

Le calcul de la dose d'exposition moyenne à vie (D_{moy}) ne tient compte que de l'inhalation puisqu'il s'agit de la principale voie d'exposition de l'amianté et que les effets sont surtout observés sur le système respiratoire.

La durée de la vie est divisée en cinq tranches d'âge, soit < 6 mois, de 6 mois à 4 ans, de 4 à 11 ans, de 11 à 19 ans et de > 19 ans jusqu'à la fin de la vie (MSSS, 2002). La D_{moy} est obtenue en pondérant la dose d'exposition moyenne de chaque tranche d'âge en fonction de sa durée (équation 4) :

$$D_{moy} = \frac{\sum_{i=1}^5 D_{moy_i} \times T_i}{\sum_{i=1}^5 T_i} \quad \text{Équation 4}$$

Où :

D_{moy} = Dose d'exposition moyenne à vie (f/ml).

D_{moy_i} = Dose d'exposition moyenne de la tranche d'âge i (f/ml).

T_i = Durée de la tranche d'âge i (années).

Pour chaque tranche d'âge, la D_{moy_i} est la somme de la dose d'exposition moyenne par inhalation d'air intérieur et de la dose d'exposition moyenne par inhalation d'air extérieur (équation 5).

$$D_{moy_i} = D_{int_i} + D_{ext_i} \quad \text{Équation 5}$$

Où :

D_{moy_i} = Dose d'exposition moyenne de la tranche d'âge i (f/ml).

D_{int_i} = Dose d'exposition moyenne de la tranche d'âge i , air intérieur (f/ml).

D_{ext_i} = Dose d'exposition moyenne de la tranche d'âge i , air extérieur (f/ml).

Les D_{int_i} et D_{ext_i} sont fonction de la concentration d'amiante dans l'air intérieur et dans l'air extérieur ainsi que de la proportion du temps passé à l'intérieur et à l'extérieur en une journée (équation 6). Les proportions du temps passé à l'intérieur et à l'extérieur sont respectivement de 0,94 et 0,06 pour les plus de 19 ans et de 0,88 et 0,12 pour les 19 ans et moins (MSSS, 2002).

$$D_{int_i} = C_{int} \times P_{int_i} \quad \text{et} \quad D_{ext_i} = C_{ext} \times P_{ext_i} \quad \text{Équation 6}$$

Où :

C_{int} = Concentration en fibres d'amiante dans l'air intérieur (f/ml).

C_{ext} = Concentration en fibres d'amiante dans l'air extérieur (f/ml).

P_{int_i} = Proportion du temps que la tranche d'âge i passe à l'intérieur.

P_{ext_i} = Proportion du temps que la tranche d'âge i passe à l'extérieur.

Air intérieur

Les concentrations dans l'air intérieur employées dans ce rapport proviennent de l'étude de l'AVAQ (Marier *et al.*, 2007). En 2003 et 2004, les auteurs de cette étude ont évalué les concentrations d'amiante dans l'air intérieur de 26 résidences de la ville de Thetford Mines. Des fibres d'amiante ont été décelées dans 15 des 26 maisons échantillonnées. La majorité des demeures (24/26) était située dans un rayon de 2 kilomètres ou moins de haldes, dont 20 sous les vents dominants et 4 à contresens. De plus, 58 % d'entre elles étaient situées dans un rayon de 1 kilomètre ou moins de haldes.

Les échantillonneurs étaient placés au milieu de la pièce la plus achalandée de la résidence, de 1 à 1,2 mètre du plancher. Chaque prélèvement durait 80 minutes. Aussi, la *méthode agressive modifiée* a été employée. Selon la U. S. EPA, cette méthode consiste à placer un ventilateur sur le plancher au milieu de la pièce afin d'y simuler le mouvement normal de l'air (U. S. EPA, 2005, 2007). Toujours d'après la U. S. EPA, cette technique permettrait de recréer à long terme la pratique d'activités routinières par les résidents (U. S. EPA, 2003a). D'ailleurs, l'agence a employé cette méthode lors de la campagne d'échantillonnage des résidences faisant partie du programme de nettoyage mis en place après les événements du 11 septembre 2001.

Les données recueillies par les auteurs de l'étude montrent que des matériaux contenant de l'amiante (MCA) étaient présents dans 3 des 26 résidences. Quant aux autres, elles n'en comprenaient pas ou n'en avaient jamais compris. Aussi, des matériaux de terrassement (couverts ou non) étaient épandus sur les terrains de 17 résidences. Un seul résident était, au moment de l'étude, exposé sporadiquement à de l'amiante dans son milieu de travail. Enfin, un des résidents d'une dernière demeure avait déjà été exposé professionnellement à de l'amiante il y a quelques années, au moment où il habitait sa maison actuelle (Marier *et al.*, 2007).

Les prélèvements ont été analysés par MET selon le protocole NIOSH 7402 modifié (fibres d'une longueur > 5 µm, d'un diamètre compris entre 0,25 et 3 µm et dont le ratio L/D est > 3 : 1). Cependant, le volume total d'air recueilli dans chaque résidence, soit 1 220 L, est inférieur au minimum requis par le protocole. Les auteurs ont calculé l'intervalle de confiance à 95 % (IC à 95 %) de chaque concentration mesurée pour en montrer la variabilité.

La plupart des fibres d'amiante détectées étaient des fibres de chrysotile, mais on a identifié une fibre d'actinolite dans deux résidences ainsi qu'une fibre de trémolite dans trois résidences. Les concentrations mesurées s'étendent de < 0,000553 à 0,010 fibre PCMe/ml (n = 26). La moyenne arithmétique calculée à partir des données brutes de l'étude de l'AVAQ est de 0,0020 fibre PCMe/ml, avec une limite supérieure (LS) de l'IC à 95 % de 0,0031 (tableau 4). La LS de l'IC à 95 % de la concentration moyenne en fibres PCMe/ml est utilisée en tant que donnée d'exposition, comme le recommande le MSSS (2002). Une valeur égale à la limite de détection a été attribuée aux concentrations sous cette limite, car plus de 15 % des résultats sont inférieurs à la limite de détection (Groupe scientifique sur l'évaluation du risque toxicologique - Institut national de santé publique du Québec, 2008).

Une analyse selon le protocole AHERA a aussi été effectuée. Les concentrations mesurées à l'aide de ce protocole (n = 28) vont de < 0,004 à 0,311 structure/ml (s/ml).

Air extérieur

L'étude effectuée en 2004 dans l'air ambiant de la ville de Thetford Mines par le MDDEP (Bisson et Couture, 2007) est préférée à celle réalisée par le même ministère en 2000 et 2005 sur les terrains remblayés par des résidus miniers (Couture et Bisson, 2006; MENVQ, 2001), et ce, en raison du plus grand nombre d'échantillons prélevés (voir l'annexe 1). Aussi, lors de l'échantillonnage réalisé en 2004, les concentrations d'amiante provenant de l'ensemble des sources de contamination de l'air ambiant, dont celle provenant des terrains remblayés, devraient avoir été mesurées.

Pour réaliser cette étude, deux échantillonneurs ont été placés de janvier à août 2004 sur les toits d'édifices publics, soit à environ 9 mètres du sol. L'un d'entre eux était situé près de la mine et du moulin, tandis que l'autre était situé un peu plus loin en aval. Tous les deux étaient influencés par les vents dominants. Les échantillons obtenus (n = 125) ont été analysés par MOCP d'après le protocole IRSST-243-1, et les concentrations variaient entre < 0,0015 et 0,056 f/ml (fibres d'une longueur > 5 µm, d'un diamètre ≥ 0,25 µm et < 3 µm et dont le ratio L/D était > 3 : 1). Sept de ces échantillons ont également été analysés par MET selon le protocole NIOSH 7402 modifié (fibres d'une longueur > 5 µm, d'un diamètre < 3 µm et dont le ratio L/D était > 3 : 1). Il s'agissait de certains des échantillons pour lesquels les valeurs en MOCP étaient parmi les plus élevées. Étant donné que des fibres plus minces que 0,25 µm ont été mesurées au cours de cette étude, les concentrations ne peuvent être exprimées en fibres PCMe/ml, mais elles doivent l'être en f/ml (Y. Couture, communication personnelle, 19 juin 2008).

Les concentrations en MET s'étendaient de < 0,0006 à 0,0082 fibre/ml. Des fibres de chrysotile ont été détectées dans 2 échantillons, et 4 autres échantillons contenaient entre 4 et 14 fibres d'amosite. Aucune fibre n'a été relevée dans le dernier échantillon. L'analyse en MET a aussi permis de rapporter les résultats en fibres totales/ml.

Comme seulement sept échantillons ont été analysés en MET, la concentration maximale mesurée devrait donc être employée comme donnée d'exposition selon le MSSS, car la quantité de données disponibles ne permet pas d'obtenir une distribution représentative des valeurs. En effet, le logiciel de simulation de Monte-Carlo, *Cristal Ball™*, doit disposer d'un minimum de 15 valeurs pour définir une distribution continue de valeurs.

Par contre, les 125 échantillons analysés en MOCP reflètent mieux la variation des concentrations en fibres totales. Aussi, à partir des résultats obtenus en MOCP, des concentrations en fibres d'amiante ont pu être estimées d'après l'approche de Madl *et al.* (2008) fondée sur une directive du protocole NIOSH 7402 (NIOSH, 1994b). En premier lieu, un ratio entre la concentration en fibres d'amiante déterminée en MET et la concentration en fibres totales également déterminée en MET est établi. Un des sept échantillons dont la concentration en fibres d'amiante était sous la limite de détection a été exclu. Pour ce qui est des six autres échantillons, leur concentration moyenne en fibres d'amiante est de

0,00495 f/ml. Pour ces mêmes échantillons, la concentration moyenne en fibres totales est de 0,00988 f/ml. D'après ces données, environ 50 % (0,00495/0,00988) des fibres totales mesurées seraient des fibres d'amiante. L'hypothèse selon laquelle le ratio établi peut s'appliquer à l'ensemble des résultats en MOCP est retenue.

Le ratio a ensuite été appliqué aux concentrations en fibres totales obtenues par MOCP. Il est à noter qu'une valeur égale à la moitié de la limite de détection a été attribuée aux résultats sous cette limite. Les concentrations en fibres d'amiante estimées de cette façon s'étendent de 0,00038 à 0,028 f/ml. La moyenne est de 0,0029 f/ml, avec une LS de l'IC à 95 % de 0,0035 (tableau 4). Conformément aux directives du MSSS, cette dernière valeur est retenue comme donnée d'exposition de l'air extérieur dans la détermination de la dose d'exposition moyenne à vie.

Tableau 4 Concentrations en fibres d'amiante mesurées dans l'air intérieur et dans l'air extérieur de la ville de Thetford Mines

	Air extérieur MDDEP (Bisson et Couture, 2007) (f/ml)	Air intérieur AVAQ (Marier et al., 2007) (fibres PCMe/ml)
Critère de numération	L > 5 µm, D < 3 µm et ratio L/D > 3 : 1	L > 5 µm, D ≥ 0,25 µm et < 3 µm et ratio L/D > 3 : 1
Moyenne	0,0029	0,0020
Minimal	0,00038	0,000553
Maximal	0,028	0,010
Limite supérieure de l'IC à 95 %	0,0035	0,0031

La dose d'exposition moyenne à vie (D_{moy}), obtenue à partir des concentrations mesurées dans l'air intérieur et extérieur ainsi que des équations 4 à 6, est de 0,0031 f/ml, peu importe que la durée de la vie soit fixée à 70 ans comme l'ont fait Nicholson et la U. S. EPA, ou à 80 ans comme l'a fait l'HEI-AR (voir le tableau 3). Il est à noter que l'exposition attribuable à l'inhalation d'air intérieur contribue à 91,7 % de cette dose, alors que l'inhalation d'air extérieur y contribue à 8,3 %.

2.2.3 Détermination du risque vie durant

L'estimation du risque de mortalité vie durant par cancer du poumon et par mésothéliome (R) varie entre 72 et 125 pour 100 000 personnes de la ville de Thetford Mines exposées continuellement à de l'amiante durant toute leur vie (tableau 5).

Tableau 5 Risque de mortalité vie durant estimé à partir des risques unitaires pour 100 000 personnes de la ville de Thetford Mines exposées de façon continue durant toute leur vie à des fibres d'amiante

	Nicholson (1986)	U. S. EPA, 1988 (1993)	HEI-AR, 1990 (1991)
Risque unitaire vie durant ^a RU (f/ml) ⁻¹	0,35	0,23	0,40
Dose d'exposition moyenne à vie D_{moy} (f/ml)	0,0031	0,0031	0,0031
Risque de mortalité vie durant R	110	72	125

^a Les risques unitaires sont présentés au tableau 2.

2.3 ÉVALUATION DU RISQUE À PARTIR DU MODÈLE DE BERMAN ET DE CRUMP

Depuis les années 2000, les travaux portant sur l'évaluation du risque relié à une exposition à l'amiante ont évolué. En plus de prendre en compte des données épidémiologiques mises à jour, ils tendent vers une différenciation des risques attribuables aux amphiboles de ceux attribuables au chrysotile. Parmi eux, deux retiennent particulièrement l'attention : le modèle d'Hodgson et de Darnton (2000) ainsi que celui de Berman et de Crump (2003).

Hodgson et Darnton (2000) ont calculé les coefficients de risque pour le cancer du poumon (R_L) en effectuant le ratio du nombre de cas de cancers en excès (le nombre de cancers mesuré moins le nombre de cancers attendu) multiplié par 100, sur le produit de l'exposition cumulée par le nombre de cancers attendu. Les auteurs concluent que le potentiel cancérigène associé au cancer du poumon serait de 10 à 50 fois plus élevé pour les amphiboles que pour le chrysotile.

Les coefficients de risque pour le mésothéliome (R_M) ont été obtenus en calculant le ratio du nombre de décès par mésothéliome multiplié par 100, sur le produit de l'exposition cumulée par le nombre de décès attendu toutes causes confondues, ajusté pour une exposition débutant à 30 ans. Les conclusions de l'analyse ont montré que le potentiel cancérigène associé au mésothéliome serait de 100 à 500 fois plus élevé pour les amphiboles que pour le chrysotile.

Les auteurs ont ensuite évalué séparément, en fonction du type de fibres, les risques de cancer du poumon et de mésothéliome pour une exposition de 5 ans, qui débute à l'âge de 30 ans.

De leur côté, Berman et Crump (2003) ont intégré, aux relations dose-réponse de la U. S. EPA définies par Nicholson, des données épidémiologiques plus récentes recueillies auprès de différents groupes de travailleurs. L'analyse de ces données a permis aux auteurs d'avancer que les relations dose-réponse élaborées par Nicholson prédisent bien la dépendance à la durée de l'exposition longtemps après la fin de l'exposition, mais prédisent moins bien la dépendance linéaire à la concentration d'exposition. En effet, plutôt qu'une

relation linéaire entre la dose et l'effet, les données épidémiologiques laissent supposer une relation supralinéaire pour le cancer du poumon et le mésothéliome. Toutefois, les auteurs estiment que les analyses statistiques sont suffisamment probantes pour justifier l'utilisation de modèles linéaires.

Par surcroît, une variable α a été ajoutée à la relation dose-réponse pour le cancer du poumon (équation 7). Elle représente le ratio entre le taux de cancer du poumon dans la population exposée et celui de la population de référence. Quant à la relation dose-réponse pour le mésothéliome, elle est identique à celle présentée à l'équation 3.

$$I_{PE}(t) = \alpha * I_{PnE}(t) * (1 + K_P * f * d - t_0) \quad \text{Équation 7}$$

$$I_M(t) = K_M * f * \left[(T - t_0)^n - (T - t_0 - d)^n \right] \quad \text{Équation 3}$$

Enfin, d'après les analyses statistiques de Berman et de Crump concernant le cancer du poumon, l'hypothèse selon laquelle le chrysotile ne possède pas de potentiel cancérigène peut être rejetée et celle suggérant que le chrysotile est aussi cancérigène que les amphiboles ne peut pas être rejetée. Pour ce qui est du mésothéliome, l'hypothèse laissant croire que le chrysotile est aussi cancérigène que les amphiboles peut être rejetée, tandis que celle avançant que le chrysotile ne possède pas de potentiel cancérigène ne peut pas être rejetée.

Pour cette deuxième partie de l'analyse, le risque de mortalité vie durant pour la population de la ville de Thetford Mines est estimé à partir du modèle de Berman et de Crump. Il est préféré à celui d'Hodgson et de Darnton, car ce dernier ne prend pas en compte une exposition qui dure toute la vie. De plus, selon l'approche de Berman et de Crump, il est possible de sélectionner la population de référence la plus représentative de la population exposée. Enfin, les auteurs ont déterminé des facteurs de risque cancérigène pour des concentrations en fibres PCMe/ml, plutôt que pour des concentrations déterminées en MOCP.

Le risque de mortalité vie durant a été obtenu d'après la méthodologie décrite à l'annexe E de leur rapport. Le tableau 6 présente les valeurs des paramètres utilisés.

Tableau 6 Valeurs des paramètres employés dans la détermination du risque de mortalité vie durant pour la population de la ville de Thetford Mines d'après la méthodologie de Berman et de Crump

Paramètre	Unité	Valeur
Durée de l'exposition d	années	80
Décalage temporel t_0	années	10 ^a
Dose moyenne d'exposition à vie D_{moy}	f/ml	0,0031
Facteurs de risque ^b	(fibres PCMe de chrysotile/ml X année) ⁻¹	
$K_P \times 100$		0,23
$K_M \times 10^8$		0,025
Facteur d'ajustement pour une exposition continue F	-	3,04
Population de référence	-	Chaudière-Appalaches, 2000 à 2003
Variable α	-	1

^a Décalage temporel de 10 ans à la fois pour la relation dose-réponse du cancer du poumon et du mésothéliome.

^b Tirés du tableau 7-17 du rapport de Berman et de Crump (2003) : fibres de chrysotile d'une longueur > 5 µm, d'un diamètre ≥ 0,2 µm et dont le ratio L/D est ≥ 3.

Les LS de l'IC à 95 % des concentrations moyennes dans l'air intérieur et dans l'air extérieur sont retenues comme données d'exposition (tableau 4). Selon le modèle, le risque à la fin de la vie correspond à la somme des risques à chaque tranche d'âge. En théorie, les doses d'exposition ne devraient pas être tout à fait les mêmes chez les 19 ans et moins et chez les plus de 19 ans, en raison de la proportion du temps passé à l'intérieur et à l'extérieur par chacun des groupes (voir les équations 5 et 6). Par contre, d'après les calculs effectués, la dose d'exposition de chaque tranche d'âge équivaut à la dose d'exposition moyenne à vie, c'est-à-dire 0,0031 f/ml. De plus, les valeurs K_P et K_M de Berman et de Crump pour des fibres PCMe de chrysotile « pur » sont retenues. Ces mêmes facteurs de risque ont également été utilisés récemment par un comité scientifique du HSC du Royaume-Uni dans une évaluation comparative des risques avec le modèle d'Hodgson et de Darnton (WATCH, 2007). Le postulat selon lequel cette population est exposée seulement au chrysotile est donc établi.

Berman et Crump recommandent d'employer les taux de mortalité de la population de référence pour les sous-groupes suivants : hommes fumeurs, hommes non fumeurs, femmes fumeuses et femmes non fumeuses. Ils suggèrent ensuite de combiner les risques estimés pour ces sous-groupes afin de les appliquer à la population générale. Cependant, de telles données n'ont pas été trouvées ni pour le Québec ni pour le Canada. Les taux (non corrigés pour le tabagisme) chez les hommes et chez les femmes de la région sociosanitaire de Chaudière-Appalaches ont donc été retenus. Les taux de mortalité moyens toutes causes confondues (2000 à 2003) ont été fournis par l'équipe Études et analyses de l'état de santé

de la population de l'INSPQ (L. Paquette, communication personnelle, 25 avril 2008). Les taux de mortalité moyens par cancer du poumon pour la même période sont tirés d'une requête paramétrable effectuée sur le site de l'Infocentre de santé publique de l'INSPQ (<http://www.infocentre.inspq.rttss.qc.ca/portail/sante/public/infocentre/accueil/?lang=fr>). L'ensemble de ces taux a été calculé à partir de données provenant du fichier de décès du MSSS (version d'octobre 2005) et du service du développement de l'information du même ministère (version de février 2005).

Enfin, le facteur α pour le cancer du poumon est fixé à 1, ce qui signifie que le taux de cancer du poumon dans la population de référence n'est pas différent de celui de la population exposée. Ainsi, les habitudes de tabagisme du secteur de Thetford Mines sont considérées comme semblables à celles de la région de Chaudière-Appalaches.

Le risque de mortalité vie durant par cancer du poumon et par mésothéliome calculé à l'aide des équations 7 et 3 ainsi que des paramètres indiqués dans le tableau 6 est de 11,5 pour 100 000 hommes et de 4,88 pour 100 000 femmes de la ville de Thetford Mines, exposés continuellement durant toute leur vie à des fibres de chrysotile. Le risque de mortalité vie durant pour les deux sexes, s'élève à 8,2 pour 100 000 personnes exposées. Cette valeur est de 9 à 15 fois plus faible que les valeurs calculées à partir des risques unitaires vie durant (voir le tableau 5).

3 ANALYSE COMPARATIVE DES CONCENTRATIONS EN AMIANTE MESURÉES DANS LA VILLE DE THETFORD MINES

Le présent chapitre a pour but de 1) relever dans le temps les niveaux d'amiante mesurés dans la ville de Thetford Mines et de 2) les comparer à ceux obtenus lors d'études effectuées dans d'autres milieux ainsi qu'à des critères pour l'amiante établis par différents organismes. Les comparaisons reposent sur la similitude des protocoles d'échantillonnage et des méthodes d'analyse employées par les études.

3.1 AIR INTÉRIEUR

La seule étude qui a permis de caractériser l'amiante dans l'air intérieur de la ville de Thetford Mines est celle de l'AVAQ. Le protocole d'échantillonnage, les méthodes d'analyse ainsi que les résultats ont déjà été présentés au point 2.2.2 et à l'annexe 1.

3.1.1 Comparaison avec d'autres milieux

Les résultats de l'AVAQ sont comparés à ceux de Dion et Perrault (2000), de Chatfield et Kominsky (2001), de la U. S. EPA (2003b) et de Lee et Van Orden (2008). Dans toutes ces études, les concentrations à l'intérieur des bâtiments ont été déterminées par MET. La méthode directe a été employée par l'AVAQ, Chatfield et Kominsky ainsi que la U. S. EPA. Quant à Dion et Perrault, ils ont eu recours à la méthode directe pour 80,5 % des échantillons. Pour leur part, Lee et Van Orden ne spécifient pas la méthode employée.

À la fin des années 1990, Dion et Perrault ont échantillonné l'amiante à l'intérieur de 17 écoles contenant des MCA (n = 77). Ces écoles ont été sélectionnées selon les critères suivants : teneur élevée en amiante dans les MCA, niveau élevé de dégradation du flocage⁴ et friabilité des MCA de façon modérée à élevée. De plus, l'échantillonnage s'est déroulé alors que les locaux étaient occupés selon leur usage habituel (ex. : gymnases, salles de classe, corridors).

Le 18 septembre 2001, Chatfield et Kominsky ont échantillonné l'air à l'intérieur de deux appartements (n = 6) touchés par les événements du World Trade Center (WTC) afin de caractériser leur degré de contamination à l'amiante. Ces appartements étaient situés quatre rues au nord de Ground Zero, et leurs pièces n'avaient pas été ventilées au moment de l'échantillonnage.

La U. S. EPA a échantillonné en 2002 l'amiante dans l'air de 62 appartements et aires communes d'immeubles résidentiels du quartier Upper Manhattan à New York (n = 14) en vue de caractériser le bruit de fond urbain d'amiante dans Manhattan; ces immeubles n'avaient pas été touchés par le nuage de poussière provenant de la destruction des tours du WTC (U. S. EPA, 2003b). Lorsque cela était possible, un ventilateur oscillant était placé

⁴ Procédé qui consistait à pulvériser un mélange à base de fibres d'amiante sur les murs et les plafonds afin de les protéger contre le feu et d'en améliorer l'isolation acoustique. Les flocages sont interdits au Québec depuis la fin des années 1970.

au poste d'échantillonnage tout comme lors de l'étude de l'AVAQ. Dans le cas contraire, le système de climatisation était mis en marche.

À partir du début des années 1980, Lee et Van Orden ont mesuré pendant plus de 20 ans, sur tout le territoire américain, l'amiante présent à l'intérieur de bâtiments ayant fait l'objet de litiges à propos de l'enlèvement de MCA présumés comme pouvant représenter un risque pour la santé. Au cours de leur étude, les chercheurs ont prélevé des échantillons d'air dans 317 écoles (n = 1 615), 234 édifices publics et commerciaux (n = 1 336) ainsi que 5 résidences (n = 39). La présence, le type et l'état des MCA présumés ont été examinés dans ces bâtiments. Les auteurs ne précisent pas toutefois si les locaux échantillonnés ont été ventilés ou non.

Le tableau 7 compare les résultats de l'AVAQ obtenus selon le protocole AHERA avec ceux de la U. S. EPA et de Lee et Van Orden. La concentration moyenne de la U. S. EPA a été calculée en attribuant aux résultats sous la limite de détection (LD) une valeur égale à la moitié de la LD. Par contre, Lee et Van Orden leur ont attribué une valeur de zéro. Pour l'AVAQ, un seul résultat est sous la LD, et la moyenne reste inchangée peu importe la valeur accordée aux valeurs sous la LD.

Le tableau 8 met en parallèle les concentrations de l'AVAQ en fibres PCMe avec ceux de Dion et Perrault, de Chatfield et Kominsky ainsi que de Lee et Van Orden. Les moyennes de Dion et Perrault, et de Lee et Van Orden ont été estimées en attribuant une valeur de zéro aux résultats sous la LD. Cette même règle a été appliquée aux résultats de l'AVAQ ainsi qu'à deux des six échantillons de Chatfield et Kominsky dans lesquels aucune fibre d'amiante n'a été trouvée. De plus, il est à noter que les critères de numération des fibres d'amiante ne sont pas exactement les mêmes selon les auteurs.

La concentration moyenne en structures d'amiante, mesurée dans les résidences de la ville de Thetford Mines, est de 28 à 46 fois plus élevée que celles relevées dans les résidences et les édifices publics et commerciaux américains (tableau 7). Lorsque la concentration est exprimée en fibres PCMe d'amiante, la concentration moyenne obtenue par l'AVAQ est de 36 à 45 fois plus élevée (tableau 8). Cependant, la différence avec les écoles américaines est un peu moins importante; les résultats de l'étude de l'AVAQ étant de 4 fois (s/ml) à 16 fois (fibres PCMe/ml) plus élevés que ceux obtenus lors de l'étude de Lee et de Van Orden (tableaux 7 et 8).

Aussi, la concentration moyenne en structures d'amiante, mesurée dans l'air intérieur des maisons échantillonnées à Thetford Mines, est 232 fois plus élevée que celle relevée à l'intérieur de résidences de l'Upper Manhattan à New York (tableau 7).

De plus, la concentration moyenne en fibres PCMe à Thetford Mines est 1,4 fois plus faible que celle relevée quelques jours après les événements du 11 septembre 2001 dans deux résidences touchées par la poussière engendrée par l'effondrement des tours du WTC (tableau 8).

La comparaison avec les écoles du Québec, où des MCA dégradés étaient présents, permet de constater que la concentration moyenne en fibres d'amiante obtenue par Dion et Perrault est 1,7 fois plus élevée que celle de l'AVAQ (tableau 8).

Tableau 7 Comparaison des concentrations en s/ml de l'AVAQ avec celles relevées lors de deux autres études

	AVAQ (Marier <i>et al.</i>, 2007)	U. S. EPA (2003b)	Lee et Van Orden (2008)^a
Lieu	Résidences de la ville de Thetford Mines	Résidences de l'Upper Manhattan (New York)	Bâtiments répartis dans l'ensemble des États- Unis
Critères de numération	L > 0,5 µm L/D > 5 : 1	ND	L ≥ 0,5 µm L/D ≥ 5 : 1
Limite de détection	0,004	0,0004	0,0030
n	28	48	É : 1 615 R : 39 ÉP : 590 C : 746
Moyenne arithmétique	0,051	0,00022	É : 0,013 R : 0,0018 ÉP : 0,0014 C : 0,0011

^a Pour certains échantillons de cette étude (pourcentage inconnu), le volume d'air total recueilli est inférieur à ce qui est requis par le protocole AHERA.

É : écoles.

R : résidences.

ÉP : édifices publics.

C : commerces.

n : nombre de prélèvements.

ND : information non disponible.

Tableau 8 Comparaison des concentrations en fibres PCMe/ml de l'AVAQ avec celles relevées lors de trois autres études

	AVAQ (Marier <i>et al.</i>, 2007)	Dion et Perrault (2000)	Chatfield et Kominsky (2001)	Lee et Van Orden (2008)
Lieu	Résidences de la ville de Thetford Mines	Écoles du Québec avec présence de MCA dégradés	Résidences quatre rues au nord de Ground Zero (New York)	Bâtiments répartis dans l'ensemble des États-Unis
Critères de numération	L > 5 µm D : 0,25-3 µm L/D > 3 : 1	L ≥ 5 µm D : < 3 µm L/D > 3 : 1	L > 5 µm D : > 0,25 µm L/D ≥ 3 : 1	L ≥ 5 µm D : ≥ 0,25 µm L/D ≥ 3 : 1
Limite de détection	0,000553	0,0001 à 0,0037	0,0015 à 0,00022	ND
n	26	77	6	É : 1 615 R : 39 ÉP : 590 C : 746
Moyenne arithmétique	0,0018	0,0031	0,0026	É : 0,00011 R : 0,00005 ÉP : 0,00004 C : 0,00005

É : écoles.

R : résidences.

ÉP : édifices publics.

C : commerces.

n : nombre de prélèvements.

ND : information non disponible.

3.1.2 Comparaison avec des critères de qualité de l'air

Les résultats de l'AVAQ sont comparés aux critères de qualité de l'air décrits ci-dessous. Certains d'entre eux ont force de loi comme le critère AHERA des États-Unis et celui de la France.

Critère québécois

Le seul critère élaboré au Québec est le critère de gestion du MSSS, défini dans le cadre de la gestion des matériaux contenant de l'amiante (MCA) dans les édifices publics.

Ce critère a été fixé à 0,01 f/ml⁵, et il s'interprète de la façon suivante :

« [...] une valeur plus grande ou égale à 0,01 f/ml réclame des mesures préventives immédiates. Celles-ci peuvent être dans un premier temps temporaires (ex. : nettoyage), mais les locaux ne devraient pas être utilisés tant que la preuve n'est pas faite par un second échantillonnage que les niveaux sont en deçà de 0,01 f/ml. Par la suite, des correctifs permanents doivent être mis en place pour s'assurer, sur une période de un an, que les teneurs d'amiante dans l'air ambiant soient maintenues au niveau le plus bas possible. » (Comité aviseur sur l'exposition à l'amiante au Québec, 2000).

Comme il s'agit d'un critère de gestion utilisé dans des cas particuliers et non d'un critère basé sur les effets sur la santé, il n'apparaît pas pertinent de comparer les résultats de l'AVAQ avec ce critère.

Critère AHERA

La loi américaine AHERA (40 CFR Part 763) oblige les écoles à instaurer un programme d'inspection afin de déterminer si les MCA en place pourraient libérer des fibres d'amiante. Ce programme vise à éviter les situations qui pourraient représenter un risque pour la santé humaine ou pour l'environnement (U. S. EPA, 1987).

Lorsque des mesures correctrices comme l'encapsulation ou le retrait des matériaux sont entreprises, les gestionnaires doivent en vérifier l'efficacité. Ces mesures sont considérées comme suffisantes lorsque la concentration moyenne d'amiante de cinq échantillons d'air prélevés dans l'aire touchée n'est pas statistiquement différente de la concentration moyenne de cinq échantillons prélevés à l'extérieur de l'aire en question et, qu'en plus, la moyenne de trois échantillons de contrôle ne dépasse pas 70 S/mm² de filtre ou 0,022 structure/ml d'air. Cette valeur est définie comme la concentration en amiante de fond dans les filtres, soit la concentration qui ne se distingue pas de celle mesurée sur des filtres « blancs » (c'est-à-dire, des filtres pour lesquels aucun volume d'air n'a été prélevé).

Une disposition de la loi prévoit également que, dans le cas où la moyenne des échantillons prélevés dans l'aire touchée est < 70 S/mm² et que les volumes d'air minimaux à recueillir sont atteints, les mesures correctrices sont alors suffisantes.

La moyenne des concentrations mesurées par l'AVAQ à l'aide du protocole AHERA est de 0,051 structure/ml (tableau 7). Cette concentration indique simplement qu'en moyenne les échantillons contenaient des concentrations en amiante supérieures à celles du « blanc » des filtres. Une fois de plus, il ne s'agit pas d'un critère fondé sur les effets à long terme sur la santé.

⁵ Fibres d'une longueur > 5 µm, d'un diamètre entre 0,25 et 3 µm et dont le ratio L/D est ≥ 3.

Critère français

En France, depuis 2003, le Code de la santé publique précise que les propriétaires de bâtiments dans lesquels se trouvent des MCA doivent réaliser des travaux de confinement ou de retrait, si les concentrations en amiante mesurées par MET sont $> 0,005$ f/ml (France, 2008). Ce critère a remplacé celui de $0,025$ f/ml, qui a été en vigueur de 1996 à 2003.

Au sens juridique, la notion de bâtiment s'applique à tous les immeubles construits à la seule exception des immeubles d'habitation comportant un seul logement (maisons individuelles). Les données sur lesquelles s'appuie le critère français n'ont pas été retrouvées.

Puisque les règles de numération du critère français ne sont pas spécifiées et qu'il n'a pas été possible d'obtenir l'information sur laquelle se base ce critère, celui-ci n'est pas comparé aux concentrations de l'AVAQ.

Critère du WTC

À la suite des événements du 11 septembre 2001, une équipe multidisciplinaire, composée de membres d'agences publiques américaines de l'environnement et de la santé, a établi une concentration de référence pour l'air intérieur de $0,0009$ fibre PCMe d'amiante/ml (COPC Committee of the World Trade Center Indoor Air Task Force Working Group, [COPC, 2003]; U. S. EPA, 2005). Ce critère a été employé lors du nettoyage des résidences du quartier Lower Manhattan les plus touchées par les poussières des tours (COPC, 2003). Il a été déterminé à partir du risque unitaire vie durant disponible dans la base de données IRIS de la U. S. EPA, c'est-à-dire, $0,23$ (f/ml)⁻¹ (voir le tableau 2). Cette valeur de référence représente la concentration en amiante à laquelle une exposition continue (soit 24 heures/jour et 365 jours/année) durant 30 ans n'entraînera pas plus d'un excès supplémentaire de cancer pour 10 000 personnes.

La limite inférieure de l'IC à 95 % de la concentration mesurée dans cinq maisons dépasse cette valeur de référence, soit 19 % des échantillons. Selon Lorber *et al.* (2007), la simple comparaison des concentrations mesurées avec un critère s'appuyant sur des effets sur la santé est un exercice de « dépistage » des impacts potentiels sur la santé. Lorsque plus de 10 % des échantillons dépassent un critère, il est approprié de considérer qu'un impact sur la santé a pu survenir ou pourrait survenir.

3.2 AIR EXTÉRIEUR

Les concentrations d'amiante dans l'air ambiant de Thetford Mines sont mesurées depuis plus de 35 ans. De 1973 à 1982, l'analyse en MOCP a été employée par l'Association des mines d'amiante du Québec, mais les résultats de ces analyses ne sont pas disponibles (Lajoie *et al.*, 2003). Comme le présente le point 2.2.2, ce type d'analyse a aussi été utilisé en 2004 par le MDDEP.

Les analyses par MET sont effectuées dans la région depuis le début des années 1980. En 1984, les ministères de l'Environnement du Canada et du Québec ont mesuré à Thetford Mines, à l'aide de la méthode indirecte, une concentration moyenne en fibres de chrysotile

> 5 µm de 0,0737 f/ml⁶ ou 0,010 fibre PCMe/ml (n = 35); les échantillonneurs étaient installés sur les toits d'édifices publics (Sébastien *et al.*, 1986 cités dans Lajoie *et al.*, 2003). En 1997, l'Association des mines d'amiante du Québec a relevé dans la municipalité une concentration moyenne de 0,0040 f/ml (Lebel, 1997 cité dans Lajoie *et al.*, 2003).

Puis, en 2000 et en 2005, le MDDEP a mesuré les concentrations d'amiante au-dessus de deux terrains de Thetford Mines remblayés par des résidus miniers contenant de l'amiante (Couture et Bisson, 2006; MENVQ, 2001). Les activités de la mine avaient alors cessé temporairement ou bien étaient au ralenti. Les échantillonneurs étaient positionnés de 1 à 2 mètres du sol afin de représenter l'exposition potentielle des enfants. Les concentrations déterminées par la méthode directe étaient de 0,00041 et de 0,00083 f/ml⁷ en 2000 (n = 2) et < 0,0001 f/ml en 2005 (n = 2). Enfin, lors de la campagne d'échantillonnage de 2004, le MDDEP a analysé par la méthode directe sept échantillons de l'air ambiant (voir le point 2.2.2)

La plupart des fibres d'amiante identifiées en MET sont du chrysotile, mais des fibres amphiboles ont également été trouvées. En 1984, de 0,5 à 1 % de l'amiante mesuré à Thetford Mines, Asbestos et Black Lake était de la trémolite (Sébastien *et al.*, 1986 cités dans Lajoie *et al.*, 2003). En 2004, le MDDEP a identifié 34 fibres d'amosite et 17 fibres de chrysotile sur 51 fibres d'amiante (Bisson et Couture, 2007).

3.2.1 Comparaison avec d'autres milieux

Les concentrations en fibres d'amiante mesurées en 2004 par le MDDEP dans l'air de Thetford Mines sont mises en parallèle avec celles obtenues, au cours de la même étude, en milieu urbain à Montréal et à Québec ainsi qu'à proximité d'une halde inactive située à Tring-Jonction, une localité près de Thetford Mines (Bisson et Couture, 2007). Une comparaison avec les concentrations obtenues par Lebel (cité dans Lajoie *et al.*, 2003) et par Lee et Van Orden (2008) est également effectuée (tableau 9).

En 1997, Lebel a utilisé sept postes d'échantillonnage afin de caractériser l'amiante dans l'air extérieur de trois villes minières du Québec, soit Thetford Mines, Black Lake (aujourd'hui un secteur de la municipalité de Thetford Mines) et Asbestos.

Pour ce qui est de l'étude de Lee et de Van Orden, les échantillons d'air ont été pris à l'extérieur près de bâtiments répartis sur tout le territoire américain, soit les mêmes bâtiments dont l'air intérieur a été échantillonné et dont les résultats sont présentés aux tableaux 7 et 8.

Pour ces trois études, les auteurs ont eu recours à la MET pour analyser leurs résultats. Toutefois, les critères de numération diffèrent quelque peu entre eux. La moyenne des concentrations mesurées par le MDDEP à Thetford Mines est calculée en donnant au seul résultat sous la LD une valeur égale à LD/2. La valeur attribuée aux résultats sous la LD dans l'étude de Lebel n'était pas disponible, alors que Lee et Van Orden leur ont attribué une

⁶ Il s'agit d'une moyenne arithmétique estimée.

⁷ Le MDDEP a analysé les fibres selon les critères suivants : longueur > 5 µm, diamètre < 3 µm et ratio L/D > 3 : 1.

valeur égale à zéro. La moyenne des concentrations pour la ville de Thetford Mines reste inchangée lorsqu'une valeur de zéro est appliquée au résultat sous la LD. Enfin, les concentrations mesurées en milieu urbain et à Tring-Jonction par le MDDEP sont toutes sous la LD.

Les résultats du tableau 9 indiquent que les concentrations d'amiante moyennes relevées dans l'air extérieur de la ville de Thetford Mines sont 7 fois plus élevées que la limite de détection de la méthode analytique employée lors des études réalisées par le MDDEP en milieu urbain au Québec et à Tring-Jonction (0,0006 f/ml). La concentration moyenne de Thetford Mines est 215 fois plus élevée que celle relevée pour l'ensemble des États-Unis. Quant aux niveaux mesurés en 1997 dans trois villes minières du Québec, ils sont comparables à celui mesuré en 2004 à Thetford Mines.

Tableau 9 Comparaison des concentrations en fibres d'amiante (f/ml) mesurées à Thetford Mines avec d'autres milieux

	MDDEP, 2004 (Bisson et Couture, 2007)			Villes minières du Québec, 1997 Lebel (cité dans (Lajoie et <i>al.</i> , 2003)			Ensemble des États-Unis, Lee et Van Orden (2008)
	Thetford Mines (2004)	Milieu urbain (Montréal et Québec)	Tring-Jonction	Asbestos	Thetford Mines	Black Lake	
Critères de numération	L > 5 µm D < 3 µm L/D > 3 : 1	L > 5 µm D < 3 µm L/D > 3 : 1	L > 5 µm D < 3 µm L/D > 3 : 1	L > 5 µm D > 0,25 µm L/D ≥ 3 : 1	L > 5 µm D > 0,25 µm L/D ≥ 3 : 1	L > 5 µm D > 0,25 µm L/D ≥ 3 : 1	L > 5 µm D > 0,25 µm L/D ≥ 3 : 1
n	7	5	2	ND	ND	ND	1 678
Limite de détection	0,0006	0,0006	0,0006	ND	ND	ND	ND
Moyenne arithmétique	0,0043	- ^a	- ^a	0,004	0,004	0,007	0,00002

^a Tous les résultats obtenus sont sous la limite de détection.

n : Nombre de prélèvements.

ND : Information non disponible.

De même, les concentrations en fibres totales que le MDDEP a mesurées en 2004 à Thetford Mines, Montréal, Québec et Tring-Jonction sont comparées (Bisson et Couture, 2007). La figure 1 illustre les concentrations moyennes en fibres totales analysées en MOCP par le MDDEP (Bisson et Couture, 2007). On remarque que la concentration en fibres totales est environ de 3 à 4 fois plus élevée à Thetford Mines qu'en milieu urbain (Montréal et Québec) et qu'à Tring-Jonction.

Le nombre élevé de prélèvements, soit de 54 à 63 dans chaque ville, a permis d'effectuer une analyse statistique des différences notées entre les concentrations moyennes. Étant donné que la distribution des résultats ne suit pas une loi normale, les tests non paramétriques de Kolmogorov-Smirnov (KS) et de Mann-Whitney (MW) ont été employés. Le seuil de signification statistique a été fixé à 1 %.

Les différences dans les concentrations moyennes en fibres totales entre les deux stations de Thetford Mines ainsi qu'entre les quatre stations urbaines (Montréal et Québec) ont été analysées dans un premier temps. Dans un deuxième temps, ont également été analysées, les différences entre les concentrations de Thetford Mines et celles du milieu urbain, puis les différences entre les concentrations de Thetford Mines et de Tring-Jonction.

En somme, les concentrations moyennes en fibres totales des deux stations de Thetford Mines ne sont pas statistiquement différentes entre elles, tout comme celles des stations de Montréal entre elles et celles des stations de Montréal et de Québec entre elles (tableau 10). En revanche, la concentration moyenne en fibres totales mesurée à Thetford Mines est statistiquement différente de celle mesurée en milieu urbain et de celle de Tring-Jonction (tableau 10).

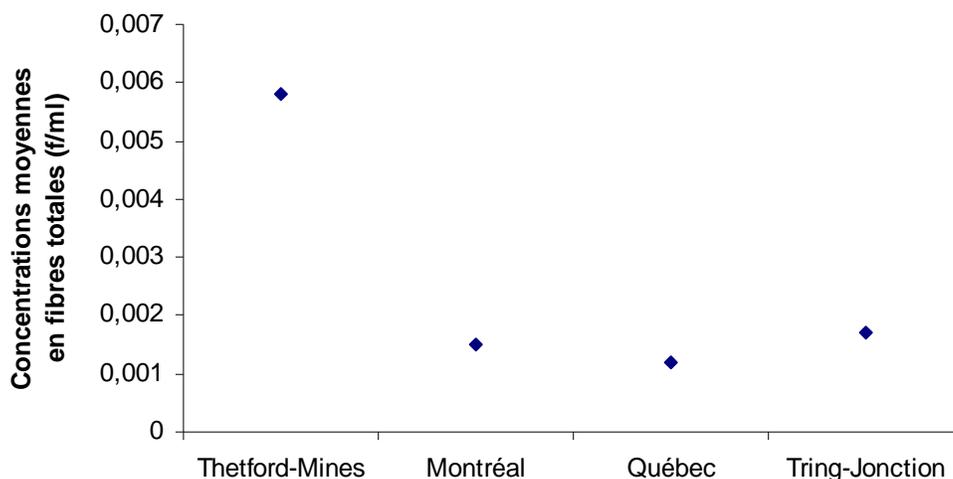


Figure 1 Concentrations moyennes de fibres totales (f/ml) dans l'air ambiant analysées par MOCP par le MDDEP

Tableau 10 Résultats des analyses statistiques effectuées sur les concentrations moyennes en fibres totales (f/ml) relevées par le MDDEP dans différentes villes du Québec

Lieux comparés (nombre de résultats comparés)	Signification statistique	KS	MW
Thetford Mines : École Saint-Noël et Maison de la culture (n = 63 versus n = 62)	ns	p = 0,072	p = 0,042
Montréal : rue Ontario et boulevard Châteauneuf (n = 31 versus n = 31)	ns	p = 0,253	p = 0,140
Montréal et Québec (n = 62 versus n = 54)	ns	p = 0,712	p = 0,266
Milieu urbain ^a et Thetford Mines (n = 116 versus n = 125)	ss	p < 0,0001	p < 0,0001
Tring-Jonction et Thetford Mines (n = 58 versus n = 125)	ss	p < 0,0001	p < 0,0001

^a Montréal et Québec.

ns : Différence statistiquement non significative.

ss : Différence statistiquement significative.

KS : Test de Kolmogorov-Smirnov.

MW : Test de Mann-Whitney.

3.2.2 Comparaison avec des critères de qualité de l'air

Ministère de l'Environnement de l'Ontario

Le ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO) s'est doté d'un critère de qualité de l'air ambiant pour l'amiante de 0,04 f/ml dans le cadre du Règlement de l'Ontario sur la pollution de l'air – Qualité de l'air à l'échelle locale (419/05) (Ontario Ministry of the Environment, 2005). En vigueur depuis 1976, ce critère tient compte des fibres d'une longueur > 5 µm et dont le ratio L/D est ≥ 3, et il fixe une concentration moyenne à ne pas dépasser durant 24 heures. Il a été proposé par le ministère ontarien de la Santé de l'époque, qui a retenu le critère en milieu de travail de 0,4 f/ml recommandé par la British Occupational Hygiene Society, et il lui a appliqué un facteur de sécurité de 10. Ce dernier critère est fondé sur une probabilité à 95 % d'un risque de moins de 1 % de développer des preuves cliniques d'amiantose (A. Szokolcai, communication personnelle, 12 mars 2008). Il est à souligner que les concentrations d'air ambiant que l'on compare au critère ontarien doivent être analysées en MET (C. Doehler, communication personnelle, 6 septembre 2007).

Étant donné que ce critère s'appuie uniquement sur une probabilité d'apparition d'amiantose, les concentrations mesurées dans l'air extérieur de Thetford Mines n'ont pas été comparées à ce dernier dans le cadre du présent rapport où c'est le risque de mortalité par cancer du poumon et par mésothéliome, qui est évalué.

Ville de Montréal

La Ville de Montréal a adopté une norme de qualité de l'air ambiant pour l'amiante de 0,05 f/ml en vertu du règlement 90 de la CUM (modifié par les règlements 90-1, 90-2 et 90-3) (Ville de Montréal, 2008). Par contre, la Ville ne précise pas les fondements de cette norme. Par conséquent, les concentrations relevées à Thetford Mines ne sont pas comparées à la norme montréalaise.

4 DISCUSSION

4.1 RISQUES OBTENUS SELON LA MÉTHODOLOGIE DES LIGNES DIRECTRICES DU MSSS

L'évaluation du risque a d'abord été effectuée selon l'approche adoptée par le MSSS (2002) pour les substances cancérigènes. Les résultats obtenus sont les suivants : l'estimation des excès de mortalité vie durant par cancer du poumon et par mésothéliome inhérents à une exposition continue durant toute la vie aux concentrations mesurées dans l'air intérieur et dans l'air extérieur de la ville de Thetford Mines est comprise entre 72 et 125 pour 100 000 personnes exposées.

Ces niveaux de risque ont été calculés à partir des risques unitaires vie durant obtenus de 3 organismes ainsi qu'à partir des concentrations d'amiante relevées dans l'air intérieur des 26 maisons échantillonnées par l'AVAQ et de celles mesurées dans l'air extérieur par le MDDEP. Ils s'appliquent à l'ensemble de la population (fumeurs et non-fumeurs, hommes et femmes combinés). Aussi, le potentiel toxique des amphiboles et du chrysotile est considéré comme le même.

Incertitudes

Cette évaluation comporte plusieurs incertitudes. En premier lieu, il y a celles reliées à la détermination des risques unitaires vie durant. En effet, les données obtenues chez les travailleurs sont limitées notamment par les facteurs suivants : difficulté à caractériser les expositions historiques, variations dans les méthodes d'échantillonnage et d'analyse (ex. : critères de numération des fibres), inadéquation entre les sujets de la cohorte et la population de référence sélectionnée et description inadéquate des facteurs confondants comme les habitudes de tabagisme. Ensuite, il faut supposer que la population de référence retenue dans la détermination des risques unitaires vie durant ait les mêmes habitudes de tabagisme que la population exposée (Camus, Siemiatycki et Meek, 1998). Selon Nicholson (1986), la population de l'ensemble des États-Unis comprenait, au moment où il a publié son rapport, environ 67 % d'hommes fumeurs et 33 % de femmes fumeuses. Or d'après des données de Statistique Canada, le pourcentage de fumeurs au Québec et dans la région de Chaudière-Appalaches était approximativement de 24 % en 2005 (Shields, 2007). Aussi, le risque lors d'expositions à de faibles doses serait peut-être moindre que ce qui est prédit par le modèle linéaire. Les modèles statistiques utilisés pour l'extrapolation des résultats obtenus à partir de cohortes de travailleurs exposés à de fortes doses peuvent avoir surestimé la relation dose-réponse. Une étude de Camus *et al.* suggère que les risques de cancer du poumon estimés à partir du K_p utilisé par Nicholson, la U. S. EPA et l'HEI-AR seraient 10 fois plus élevés que le risque établi entre 1970 et 1989 au sein d'une population de femmes des régions de Thetford Mines et d'Asbestos, exposées à de l'amiante dans leur environnement.

En deuxième lieu, il existe également des incertitudes à propos des concentrations employées pour déterminer la dose d'exposition moyenne à vie. Tout d'abord, les résultats de l'étude de l'AVAQ doivent être interprétés avec prudence, car les conditions d'échantillonnage n'ont pas toutes été respectées. Aussi, les résidences dans lesquelles un

échantillon a été prélevé étaient toutes situées à 2 kilomètres ou moins des haldes. En outre, les études de caractérisation des concentrations dans l'air extérieur du MDDEP, qui n'ont pas été réalisées afin d'évaluer le risque pour la population, ne reflètent pas de façon optimale l'exposition réelle d'un individu, car les mesures effectuées pour ces études ont été prises sur les toits d'édifices (voir la section éléments de clarification de l'annexe 1). De plus, la LS de l'IC à 95 % des concentrations en amiante dans l'air extérieur, soit la valeur retenue comme donnée d'exposition, a été estimée et non mesurée. Finalement, la quasi-totalité des échantillons d'air intérieur et d'air extérieur ont été prélevés sous les vents dominants.

En troisième lieu, dans le contexte spécifique de cette évaluation du risque, les concentrations en fibres devraient être déterminées par MOCP (U. S. EPA, 1993). En effet, les risques unitaires vie durant sont issus de données provenant du milieu de travail où les concentrations ont généralement été analysées par ce type de microscopie, car la nature des fibres est connue au préalable. Toutefois, des concentrations analysées par MET ont souvent été retenues comme données d'exposition lors de pareilles évaluations du risque (COPC, 2003; Lee et Van Orden, 2008; Liroy, Zhang, Freeman, Yiin et Hague, 2002; Lorber *et al.*, 2007; Nolan *et al.*, 2005; Weis, 2001). Cela s'explique par le fait que plusieurs types de fibres sont présents dans l'environnement, et la MET permet de distinguer les fibres d'amiante. Dans les cas où la MET est employée, il est préférable de compter les fibres en PCMe.

Au Québec, les critères de numération de la MOCP (IRSST 243-1) sont les suivants : fibres d'une longueur $> 5 \mu\text{m}$, diamètre $< 3 \mu\text{m}$ et ratio L/D $> 3 : 1$. De plus, le grossissement en MOCP ne permet pas de distinguer les fibres plus fines que $0,25 \mu\text{m}$. Dans le cas de l'AVAQ, les fibres $> 5 \mu\text{m}$, d'un diamètre $> 0,25$ et $< 3 \mu\text{m}$ et dont le ratio L/D est $> 3 : 1$ ont été analysées par MET. Il s'agit donc de fibres PCMe. Le MDDEP a aussi eu recours à ces mêmes critères en MET, mais a, en plus, analysé les fibres $< 0,25 \mu\text{m}$ de diamètre (Y. Couture, communication personnelle, 19 juin 2008). Les fibres comptées ne sont donc pas tout à fait des fibres PCMe, et cela constitue une incertitude supplémentaire.

4.2 RISQUE OBTENU D'APRÈS LE MODÈLE DE BERMAN ET DE CRUMP

L'excès de mortalité vie durant par cancer du poumon et par mésothéliome inhérent à une exposition continue durant toute la vie aux concentrations mesurées dans l'air intérieur et dans l'air extérieur de la ville de Thetford Mines correspond à 8,2 pour 100 000 personnes exposées lorsqu'il est déterminé à partir du modèle de Berman et de Crump.

Encore une fois, ce modèle vise l'ensemble de la population (fumeurs et non-fumeurs ainsi qu'hommes et femmes combinés). Son principal avantage est qu'il permet de recourir à des taux de mortalité pouvant s'appliquer à la population de référence appropriée. De plus, il s'appuie sur les modèles dose-réponse établis par Nicholson, mais il intègre des données épidémiologiques plus récentes. En 2003, un groupe d'experts de la U. S. EPA a accueilli favorablement l'analyse de Berman et de Crump (Renner, 2007). Par contre, l'agence n'a pas mis à jour l'information relative à l'amiante dans la base de données IRIS depuis ce temps, et elle utilise encore les travaux de Nicholson dans la détermination des risques (U. S. EPA, 1993).

Incertitudes

Les incertitudes mentionnées à la section 4.1 à l'égard des concentrations employées pour déterminer la dose d'exposition moyenne à vie sont également valables dans ce cas-ci. De plus, Berman et Crump ont calculé les facteurs de risque présentés dans le tableau 6 d'après une exposition à du chrysotile « pur ». Or, les études de l'AVAQ et du MDDEP ont montré la présence d'amphiboles, mais il n'est pas possible de connaître la teneur exacte. Seuls Sébastien *et al.* ont relevé des teneurs en trémolite de 0,5 à 1 % à Thetford Mines (Lajoie *et al.*, 2003). Selon Berman et Crump, étant donné que le potentiel de risque des amphiboles est environ 3 fois plus élevé pour le cancer du poumon et 769 fois plus élevé pour le mésothéliome, il se peut que le risque soit sous-estimé.

Finalement, Berman et Crump recommandent tout d'abord de calculer les risques pour des sous-groupes de fumeurs et de non-fumeurs et de les appliquer ensuite à la population générale. Néanmoins, de telles données concernant la population québécoise n'étaient pas disponibles au moment où l'analyse a été réalisée. C'est pourquoi les taux de mortalité chez les hommes et les femmes de la région sociosanitaire de Chaudière-Appalaches ont été employés afin d'estimer le risque pour l'ensemble de la population.

4.3 RISQUES ASSOCIÉS AU BRUIT DE FOND

À titre comparatif, les risques associés au bruit de fond, c'est-à-dire les concentrations en fibres d'amiante généralement trouvées dans l'environnement⁸, sont estimés. Pour l'air extérieur, l'HEI-AR indique des niveaux ambiants de l'ordre de 0,00001 f/ml en milieu rural (à l'exception des régions minières) et jusqu'à 0,0001 f/ml en milieu urbain. À Montréal, 10 échantillons ont été recueillis au cours de l'année 1984, et la concentration moyenne obtenue en MET est de 0,0009 f/ml (Sébastien *et al.*, 1986, cités dans Lajoie *et al.*, 2003). Lee et Van Orden ont calculé une moyenne de 0,00002 fibre PCMe/ml pour des échantillons répartis dans l'ensemble des États-Unis (tableau 9). Les données sur les concentrations de bruit de fond à l'intérieur des résidences sont encore plus limitées. De plus, les études disponibles ont été effectuées presque uniquement dans des habitations comportant des MCA. Selon l'HEI-AR (1991), la concentration moyenne dans de telles résidences est de 0,00019 f/ml. Quant à Lee et Van Orden, ils mentionnent une concentration moyenne de 0,00005 fibre PCMe/ml pour des résidences contenant des MCA (tableau 8).

En utilisant le bruit de fond extérieur de Lee et Van Orden de 0,00002 fibre PCMe/ml et le bruit de fond intérieur de 0,00019 f/ml de l'HEI-AR, la dose d'exposition moyenne à vie s'élève à 0,00018 f/ml. Cette dernière est 17 fois plus faible que celle calculée pour la ville de Thetford Mines. Or les risques sont aussi environ 17 fois moins élevés. En effet, ils s'étendent de 0,46 à 7,1 pour 100 000 personnes selon l'approche utilisée (modèle de Berman et de Crump ou lignes directrices du MSSS). Cette estimation est approximative et donne une idée générale de l'écart entre les risques potentiellement calculés dans cette étude pour la population de Thetford Mines par rapport à ceux encourus par une population vivant dans un environnement où les sources d'exposition à l'amiante sont limitées.

⁸ Il existe deux types de bruit de fond, soit les concentrations naturellement présentes ou les concentrations diffuses provenant d'activités humaines (U. S. EPA, 2008).

4.4 VALEUR GUIDE DE GESTION DU RISQUE

Selon les lignes directrices du MSSS (2002), lorsque le risque est supérieur à 1 excès de cancer pour 1 000 000 de personnes exposées, un examen de la part des organismes gouvernementaux est requis. De plus, une gestion environnementale des contaminants est nécessaire. Cette gestion environnementale implique :

- « [...] la mise en place et l'application des meilleurs moyens pour diminuer à la source les émissions, les rejets ou l'exposition aux contaminants;
- la mise en place et l'application des méthodes de contrôle les plus appropriées;
- [...] la surveillance des milieux et des populations touchées afin que l'intégrité dans le temps des mesures de contrôle soit assurée. »

Cette valeur guide a été proposée notamment parce qu'il importe de réduire le plus possible l'exposition aux contaminants chimiques environnementaux cancérigènes. Toutefois, selon les risques unitaires vie durant indiqués dans le tableau 2, le risque de 10^{-6} serait atteint lors d'expositions à des doses moyennes à vie de $2,5 \times 10^{-6}$ à $4,3 \times 10^{-6}$ f/ml. Or d'après les études de caractérisation de l'amiante consultées, de telles valeurs ne sont pas détectables. Aussi, les valeurs bruit de fond mentionnées ci-dessus sont au moins un ordre de grandeur plus élevé que 10^{-6} f/ml. Ainsi, ces éléments illustrent que, dans le cas spécifique de l'amiante, la valeur guide de 10^{-6} n'est pas appropriée et qu'une autre valeur devrait être envisagée. Des organismes réglementaires retiennent parfois une valeur guide qui varie entre 10^{-4} et 10^{-5} , quelle que soit la substance (MSSS, 2002).

Enfin, chaque cas devrait être discuté avec la population et les groupes concernés. De plus, les facteurs économiques, technologiques, sociaux, éthiques, légaux, culturels et politiques devraient être pris en considération dans les décisions à adopter (MSSS, 2002).

4.5 ANALYSE COMPARATIVE DES CONCENTRATIONS MESURÉES DANS LA VILLE DE THETFORD MINES

L'évaluation des concentrations d'amiante dans l'air ambiant de Thetford Mines s'avère difficile étant donné le peu d'études disponibles et les différences entre les méthodes d'échantillonnage et d'analyse employées dans les études.

Les études comparées dans le présent rapport ont des protocoles d'échantillonnage et d'analyse très semblables tout en comportant quelques dissemblances; par exemple, l'utilisation ou la non-utilisation d'un ventilateur dans la pièce où avait lieu l'échantillonnage ou encore les critères de numération des fibres comptées.

En somme, la concentration moyenne en fibres ou en structures d'amiante mesurée dans l'air des résidences de la ville de Thetford Mines est :

- de 4 à 46 fois plus élevée que celles notées aux États-Unis dans des écoles, des résidences ainsi que des édifices publics et commerciaux comprenant des MCA;
- 232 fois plus élevée que le bruit de fond mesuré dans des appartements du quartier Upper Manhattan à New York;

- 1,4 fois plus faible que celle mesurée dans deux résidences touchées par la poussière engendrée par l'effondrement des tours du WTC quelques jours après les événements du 11 septembre 2001;
- 1,7 fois plus faible que celle relevée dans les écoles du Québec, qui présentaient un niveau élevé de MCA dégradés.

La concentration moyenne mesurée par l'AVAQ est également supérieure au critère adopté pour la campagne de nettoyage des résidences de la ville de New York touchées par la destruction du WTC (0,0009 f/ml). Ce critère a été élaboré en vue de protéger la population contre le risque que pourrait représenter une exposition à l'amiante dans le développement du cancer du poumon et du mésothéliome. Lorsque 10 % des échantillons sont supérieurs à un critère fondé sur les effets sur la santé, cela indique qu'il pourrait y avoir un impact sur la santé (Lorber *et al.*, 2007). Cinq échantillons sur vingt-six, soit 19 %, recueillis dans les résidences de la ville de Thetford Mines dépassent ce critère. Puisque les autres critères pour l'air intérieur ne sont pas basés sur des effets sur la santé, ils ne sont pas comparés aux résultats de l'AVAQ.

La concentration moyenne en fibres d'amiante, calculée à partir des prélèvements effectués par le MDDEP dans l'air extérieur de la ville de Thetford Mines :

- est restée stable depuis 1997;
- est 215 fois supérieure à celle mesurée à partir d'échantillons prélevés dans l'ensemble des États-Unis;
- est, par rapport aux milieux urbains du Québec et à Tring-Jonction où aucune fibre d'amiante n'a été détectée, 7 fois plus élevée que la limite de détection de 0,0006 f/ml.

De même, la concentration moyenne en fibres totales dans l'air extérieur de la ville de Thetford Mines est statistiquement supérieure à celle mesurée en milieu urbain au Québec et à celle obtenue à Tring-Jonction. Enfin, ces résultats n'ont pas été comparés avec le critère pour l'air ambiant de l'Ontario, puisque, dans le contexte de cette étude, ce sont les risques cancérigènes qui sont évalués, alors que le critère ontarien n'a pas été défini en considérant un tel effet. Ces mêmes résultats n'ont également pas été mis en parallèle avec le critère montréalais étant donné que ses fondements ne sont pas disponibles.

CONCLUSION

La présente analyse avait comme principal objectif l'évaluation du risque pour la santé humaine inhérent à la présence de fibres d'amiante dans l'air ambiant et dans l'air intérieur de résidences de la ville de Thetford Mines. Pour ce faire, les concentrations mesurées par l'AVAQ dans des résidences ainsi que celles prélevées par le MDDEP dans l'air ambiant ont été utilisées. L'évaluation du risque cancérigène a été réalisée selon deux approches, soit celle proposée dans les lignes directrices du MSSS pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine et celle de Berman et de Crump. Ensuite, les niveaux d'amiante mesurés dans la ville de Thetford Mines ont été comparés à ceux relevés lors d'études effectuées dans la même région à d'autres périodes ainsi qu'à ceux obtenus dans d'autres milieux, puis ils ont été comparés aux critères concernant l'amiante établis par différents organismes.

Le risque de mortalité vie durant (ou l'excès de mortalité vie durant) par cancer du poumon et par mésothéliome, qui a été estimé à partir de l'approche des lignes directrices du MSSS, est de 72, de 110 et de 125 pour 100 000 personnes exposées de façon continue durant 70 ans, dépendamment du risque unitaire vie durant utilisé. Quant à celui estimé par le modèle de Berman et de Crump, il est de 8,2 pour 100 000 personnes. Ce risque est approximativement 17 fois plus élevé que celui estimé à partir des concentrations bruit de fond. Les concentrations d'amiante dans l'air intérieur et dans l'air extérieur sont également supérieures à celles trouvées dans d'autres milieux (ex. : autres résidences, édifices publics, milieu urbain). Aussi, plus de 10 % des échantillons prélevés dans l'air des maisons dépassent un critère basé sur des effets à long terme sur la santé.

Les conclusions de l'évaluation du risque cancérigène doivent cependant être interprétées avec prudence à cause des incertitudes et des limites méthodologiques qui ont été discutées précédemment. Dans les deux approches d'évaluation du risque, les concentrations d'amiante employées pour estimer les doses d'exposition proviennent des caractérisations de l'air réalisées par l'AVAQ à l'intérieur des résidences et des concentrations mesurées à l'extérieur aux stations d'air ambiant échantillonnées par le MDDEP. Les niveaux de risque estimés dans cette étude ne peuvent être extrapolés à l'ensemble de la population de Thetford Mines que dans la mesure où les concentrations provenant de ces deux sources de données sont représentatives des concentrations auxquelles est exposé l'ensemble de la population de la ville. Il serait indiqué de confronter le risque estimé selon les deux approches aux données épidémiologiques récentes sur le cancer du poumon et sur le mésothéliome de la plèvre à Thetford Mines pour « cerner » s'il y a une surestimation ou une sous-estimation du risque, même si les données épidémiologiques des années 2000 découlent d'une exposition s'étant déroulée des années 1960 aux années 1980 environ. Nonobstant les incertitudes et les limites citées plus haut, les résultats de l'évaluation du risque ainsi que l'analyse comparative des concentrations en amiante mesurées dans la ville de Thetford Mines suggèrent un risque pour la santé attribuable à la présence d'amiante dans l'air de cette région.

Enfin, cette démarche visait à fournir de l'information scientifique aux directions de santé publique des régions de Chaudière-Appalaches et de l'Estrie ainsi qu'au MSSS qui sont chargés d'orienter les décisions de santé publique ayant trait à la gestion des risques environnementaux associés à l'exposition à l'amiante dans les villes minières du Québec. Le présent document ne tente pas de porter un jugement sur l'acceptabilité des risques. Par contre, il convient de souligner que, selon l'OMS, il n'y a pas de preuve de seuil sécuritaire pour les effets cancérogènes de l'amiante et qu'un accroissement du risque de cancer a été observé dans des populations exposées à de très faibles concentrations d'amiante (OMS, 2006b). Dans cette optique, il est souhaitable de réduire le plus possible l'exposition. Par conséquent, certaines mesures de contrôle doivent être envisagées telles que l'interdiction d'accès aux haldes, ou l'arrêt de l'utilisation des résidus miniers aux fins de remblayage et comme abrasif ou autre. De plus, il serait indiqué de prendre de nouvelles mesures d'amiante dans l'air de Thetford Mines afin de surveiller l'exposition à l'amiante dans le temps, pour s'assurer qu'elle n'augmente pas.

RÉFÉRENCES

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) – U. S. Department of Health and Human Services/Public Health Service. (2001). *Toxicological profile for asbestos*. Atlanta, GA : Auteur. Document consulté en avril 2008. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp61.pdf>.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2007). What is biological fate of Asbestos?/How does asbestos induced pathogenic changes? In *Case studies in environmental medicine (CSEM) - Asbestos toxicity*. Auteur. Document consulté en avril 2008. <http://www.atsdr.cdc.gov/csem/asbestos/docs/asbestos.pdf>.
- Berman, D. W. et Crump, K. S. (2003). *Technical support document for a protocol to assess asbestos-related risk. Final draft* (EPA 9345.4-06). Washington, D.C. : U. S. Environmental Protection Agency.
- Berman, D. W. et Crump, K. S. (2008). Update of potency factors for asbestos-related lung cancer and mesothelioma. *Crit Rev Toxicol.*, 38 (Suppl. 1), 1-47.
- Bernstein, D., Castranova, V., Donaldson, K., Fubini, B., Hadley, J., Hesterberg, T. *et al.* (2005). Testing of fibrous particles: short-term assays and strategies. *Inhal. Toxicol.*, 17, 497-537.
- Bisson, M. et Couture, Y. (2007). *Les fibres d'amiante dans l'air ambiant au Québec : analyse des données disponibles*. Montréal : ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Document consulté en avril 2008. http://www.mddep.gouv.qc.ca/air/amiante/fibres_amiante.pdf.
- Bussièrès, I. (2008, mars). La mine d'amiante Bell en faillite. *La Presse Affaires*. Document consulté le 31 mars 2008. <http://lapresseaffaires.cyberpresse.ca>.
- California Air Resources Board. (1986). *Staff report: initial statement of reasons for proposed rulemaking. Public hearing to consider the adoption of a regulatory amendment identifying asbestos as a toxic air contaminant*. Auteur. Document consulté en avril 2008. http://www.oehha.org/air/toxic_contaminants/html/Asbestos.htm.
- California Environmental Protection Agency (CalEPA) et Office of Environmental Hazard Health Assessment (OEHHA). (2002). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II Technical support document for describing available cancer potency factors*. Auteurs. Document téléchargé en avril 2008 du Site de l'Office of Environmental Hazard Health Assessment. http://www.oehha.org/air/hot_spots/pdf/TSDNov2002.pdf.
- Camus, M., Siemiatycki, J. et Meek, B. (1998). Nonoccupational exposure to chrysotile asbestos and the risk of lung cancer. *N. Engl J Med.*, 338, 1565-1571.
- Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail (CCHST). (1997). *Produits et substances chimiques. Comment les matières particulaires passent-elles dans l'appareil respiratoire?* Page consultée le 11 septembre 2008. http://www.cchst.ca/reponsesst/chemicals/how_do.html?print.

- Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC). (2008). *Évaluations globales de la cancérogénicité pour l'homme. Groupe 1 : cancérogènes pour l'homme*. Page consultée le 6 novembre 2008. <http://monographs.iarc.fr/FR/Classification/crthqr01.php>.
- Chatfield, E. J. et Kominsky, J. R. (2001). *Summary report: characterization of particulate found in apartments after destruction of the World Trade Center*. Document téléchargé en avril 2008 du site de la U. S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/wtc/panel/GroundZeroTaskForceReport108.pdf>.
- Comité aviseur sur l'exposition à l'amiante au Québec. (2000). *Évaluation des matériaux contenant de l'amiante (MCA) dans les édifices publics. Mise à jour - Critère de gestion quantitatif et démarche d'évaluation qualitative*. Ministère de la Santé et des Services sociaux.
- Commission de la santé et de la sécurité du travail (CSST). (2000). *Le lexique*. Page consultée le 11 septembre 2008 sur le Site du Répertoire toxicologique. <http://www.reptox.csst.qc.ca/Lexique-D.htm>.
- COPC Committee of the World Trade Center Indoor Air Task Force Working Group. (2003). *World Trade Center indoor environment assessment: selecting contaminants of potential concern and setting health-based benchmarks*. New York : U. S. Environmental Protection Agency. Document consulté en avril 2008. http://www.epa.gov/wtc/copc_benchmark.pdf.
- Couture, Y. et Bisson, M. (2006). *Rapport sur l'échantillonnage des fibres d'amiante à Thetford Mines (octobre 2005)* [document non publié]. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs – Direction du suivi de l'état de l'environnement.
- Dion, C. et Perrault, G. (2000). *Évaluation de la concentration de fibres d'amiante émises dans l'air ambiant de bâtiments scolaires*. Montréal : Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail. Document consulté en avril 2008. http://www.irsst.qc.ca/fr/publicationirsst_780.html.
- Dodson, R. F., Atkinson, M. A. et Levin, J. L. (2003). Asbestos fiber length as related to potential pathogenicity: a critical review. *Am J Ind Med.*, 44, 291-297.
- Doll, R. et Peto, J. (1985). *Effects on health of exposure to asbestos*. Londres : Health and Safety Commission.
- France. (2008). *Code de la santé publique*, art. R1334-18 [mise à jour du 27 juin 2007]. Page consultée le 25 juin 2008 sur le Site de Legifrance. <http://www.legifrance.gouv.fr/>.
- Gibbs, G. W. et Berry, G. (2007). Mesothelioma and asbestos. *Regul Toxicol Pharmacol*.
- Groupe scientifique sur l'évaluation du risque toxicologique - Institut national de santé publique du Québec (2008). *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale pour la santé humaine au Québec* [Document de travail].

- Health Effects Institute-Asbestos Research (HEI-AR). (1991). *Asbestos in public and commercial buildings: a literature review and synthesis of current knowledge*. Cambridge, MA : Auteur.
- Hodgson, J. T. et Darnton, A. (2000). The quantitative risks of mesothelioma and lung cancer in relation to asbestos exposure. *Ann Occup Hyg.*, 44, 565-601.
- Hughes, J. M. et Weill, H. (1986). Asbestos exposure-quantitative assessment of risk. *Am Rev Respir Dis.*, 133, 5-13.
- Institut national de la santé et de la recherche médicale (Inserm) (1997). *Effets sur la santé des principaux types d'exposition à l'amiante*. Paris : Auteur.
- Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail (IRSST). (1991). Numération des fibres. Méthode 243-1.1990. In *Méthodes de laboratoires : méthodes analytiques*. Montréal : Auteur.
- Lajoie, P., Dion, C., Drouin, L., Dufresne, A., Lévesque, B., Perrault, G. et al. (2003). *Fibres d'amiante dans l'air intérieur et extérieur – État de situation au Québec*. Montréal : Institut national de santé publique du Québec. Document consulté en avril 2008. <http://www.inspq.qc.ca/publications/notice.asp?E=p&NumPublication=233>.
- Lee, R. J. et Van Orden, D. R. (2008). Airborne asbestos in buildings. *Regul Toxicol. Pharmacol.*, 50, 218-225.
- Lioy, P., Zhang, J., Freeman, N., Yiin, L. M. et Hague, R. (2002). *Sparta township environmental Asbestos study. Final report of the results of air and house dust sampling*. New Jersey Department of Environmental Protection. Document consulté en avril 2008. <http://www.state.nj.us/dep/dsr/sparta/final%20report.pdf>.
- Lorber, M., Gibb, H., Grant, L., Pinto, J., Pleil, J., et Cleverly, D. (2007). Assessment of inhalation exposures and potential health risks to the general population that resulted from the collapse of the World Trade Center towers. *Risk Anal.*, 27, 1203-1221.
- Madl, A. K., Scott, L. L., Murbach, D. M., Fehling, K. A., Finley, B. L. et Paustenbach, D. J. (2008). Exposure to chrysotile asbestos associated with unpacking and repacking boxes of automobile brake pads and shoes. *Ann Occup Hyg.*, 52, 463-479.
- Marier, M., Charney, W., Rousseau, R., Lanthier, R., et Van Raalte, J. (2007). Exploratory sampling of asbestos in residences near Thetford Mines: the public health threat in Quebec. *Int J Occup Environ Health*, 13, 386-397.
- Ministère de l'Environnement du Québec (MENVQ) – Service des lieux contaminés. (2001). *Rapport des travaux du Comité directeur sur l'amiante. Dossier remblais d'amiante*. Auteur.

- Ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec (MSSS). (2002). *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés*. Québec : Auteur. <http://publications.msss.gouv.qc.ca/acrobat/f/documentation/2002/02-227-02.pdf>.
- Mustard, J. F., Uffen, R. J., Dewees, D. N., Laskin, J. I., et Kahn, L. B. (1984). *Report of the Royal Commission on matters of health and safety arising from the use of asbestos in Ontario*. (vol. 2). Toronto : Gouvernement de l'Ontario.
- National Institute for Occupational Health and Safety (NIOSH). (1994a). Asbestos and other fibers by PCM, Method 7400. In *NIOSH manual of analytical methods (NMAM)* (4^e éd.). Auteur. Document consulté en avril 2008. <http://www.cdc.gov/niosh/pdfs/7400.pdf>.
- National Institute for Occupational Health and Safety (NIOSH). (1994b). Asbestos by TEM, Method 7402. In *NIOSH manual of analytical methods (NMAM)* (4^e éd.). Auteur. Document consulté en avril 2008. <http://www.cdc.gov/niosh/nmam/pdfs/7402.pdf>.
- National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH). (2008). Review of current issues - 1.6 Determinants of particle toxicity and health effects. In *Asbestos fibers and other elongated mineral particles: state of the science and roadmap for research. Revised draft. NIOSH intelligence bulletin*, (p. 30-54). Auteur. Document consulté en septembre 2008. http://www.cdc.gov/niosh/review/public/099-A/pdfs/revisedNIOSHAsbestosRoadmap_2008_draft.pdf.
- National Research Council (NRC) – Committee on Nonoccupational Health Risks of Asbestiform Fibers. (1984). *Asbestiform fibers. Nonoccupational health risks*. Washington, D.C. : National Academy Press.
- Nicholson, W. J. (1986). *Airborne asbestos health assessment update*. Washington, DC : U. S. Environmental Protection Agency.
- Nolan, R. P., Ross, M., Nord, G. L., Axten, C. W., Osleeb, J. P., Domnin, S. G. et al. (2005). Risk assessment for asbestos-related cancer from the 9/11 attack on the World Trade Center. *J Occup Environ Med.*, 47, 817-825.
- Ontario Ministry of the Environment – Standards Development Branch. (2005). *Summary of O. reg. 419/05 standards and point of impingement guidelines and ambient air quality criteria (AAQSC)*. Auteur.
- Organisation mondiale de la Santé – Europe (OMS-Europe). (2000). *Air Quality Guidelines for Europe* (Série n° 91). Copenhague : Auteur. Document consulté en avril 2008. <http://www.euro.who.int/document/e71922.pdf>.
- Organisation mondiale de la Santé (OMS). (2006a). *Élimination des maladies liées à l'amiante*. Genève : Auteur. Document consulté en avril 2008. http://libdoc.who.int/hq/2006/WHO_SDE_OEH_06.03_fre.pdf.

- Organisation mondiale de la Santé (OMS). (2006b). *Elimination of asbestos-related diseases* (Document n° WHO/SDE/OEH/06.03). Genève : Auteur. http://www.who.int/occupational_health/publications/asbestosrelateddiseases.pdf.
- Perry, A. (2004). *A discussion of Asbestos detection techniques for air and soil*. Washington, D.C. : National Network of Environmental Management Studies Fellow (NNEMS) – U. S. Environmental Protection Agency. http://www.clu-in.org/download/studentpapers/Asbestos_Paper_Perry.pdf.
- Radio-Canada (2008, Juin). Estrie : Mine Jeffrey. Dernier jour de travail. Article consulté le 9 septembre 2008. *Radio-Canada.ca*. http://www.radio-canada.ca/regions/estrie/2008/06/30/001-asbestos-mine-jeffrey_n.shtml.
- Renner, R. (2007). U. S. EPA to revisit asbestos toxicity. *Environmental Science & Technology*, 1808-1809.
- Ressources naturelles Canada. (2006). Chrysotile. In *Annuaire des minéraux du Canada 2006*, (p. 21.1-21.16). Auteur. Consulté en septembre 2008. <http://www.nrcan-rncan.gc.ca/mms-smm/busi-indu/cmy-amc/contenu/2006/23.pdf>.
- Shields, M. (2007). Usage du tabac - Prévalence, interdiction et exposition à la fumée secondaire. *Rapports sur la santé*, 18. Article téléchargé du site de Statistique Canada. <http://www.statcan.ca/francais/freepub/82-003-XIF/2006007/articles/smoking/smoking-fr.pdf>.
- Sous-comité sur l'épidémiologie des maladies reliées à l'exposition à l'amiante (2003). *Épidémiologie des maladies reliées à l'amiante au Québec*. Montréal : Institut national de santé publique du Québec. Document consulté en avril 2008. <http://www.inspq.qc.ca/publications/notice.asp?E=p&NumPublication=222>.
- U. S. Consumer Product Safety Commission et Directorate of Health Sciences. (1983). *Report to the U.S. Consumer Product Safety Commission by the Chronic Hazard Advisory Panel on Asbestos*. Washington, D.C. : Auteur.
- U. S. Environmental Protection Agency (U. S. EPA). (1987). Asbestos-containing materials in schools; final rule and notice. Part III: Environmental Protection Agency, 40 CFR Part 763. *Federal Register*, 52(210), 41826-41827.
- U. S. Environmental Protection Agency (U. S. EPA). (1993). *Asbestos (CASRN 1332-21-4)*. Page Web tirée de l'Integrated Risk Information System (IRIS) le 14 janvier 2008. <http://www.epa.gov/ncea/iris/subst/0371.htm>.
- U. S. Environmental Protection Agency, R. 2. (U. S. EPA). (2003a). *Interim final residential confirmation cleaning study, vol. 1*. Auteur.
- U. S. Environmental Protection Agency, R. 2 (U. S. EPA). (2003b). *World Trade Center background study report. Interim final*. Auteur. Document consulté en septembre 2008. http://www.epa.gov/wtc/bg_report_section1.pdf.

- U. S. Environmental Protection Agency, R. 2 (U. S. EPA). (2005). *World Trade Center residential dust cleanup program*. New York : Auteur. Document téléchargé en septembre 2008. http://www.epa.gov/wtc/finalreport/pdfs/full_final_report.pdf.
- U. S. Environmental Protection Agency (U. S. EPA). (2007). *Residential dust cleanup program. Monitoring contract scope of work*. Page consultée le 25 septembre 2008. http://www.epa.gov/wtc/finalreport/pdfs/full_final_report.pdf.
- U. S. Environmental Protection Agency. (U. S. EPA). (2008). *IRIS glossary/Acronyms and Abbreviations*. Page Web tirée de l'Integrated Risk Information System (IRIS) le 25 septembre 2008. http://www.epa.gov/NCEA/iris/help_gloss.htm.
- Ville de Montréal. (2008). *Règlements relatifs à l'assainissement de l'air, 2001-10*.
- WATCH. (2007). *Annex 3. The quantitative risks of mesothelioma and lung cancer in relation to asbestos exposure - A comparison of risk models based on asbestos exposed cohorts*. <http://www.officesoon.com/doc/73978-WATCH/2007/8-Annex-3-Quantitative-risks-of-mesothelioma-and-lung-/>.
- Weis, C. P. (2001). *Amphibole mineral fibers in source materials in residential and commercial areas of Libby pose an imminent and substantial endangerment to public health* [Memorandum]. U. S. Environmental Agency. Document consulté en avril 2008. <http://epa.gov/region8/superfund/libby/libby-risk-text.pdf>.

ANNEXE 1

SYNTHÈSE DES DIFFÉRENTES ÉTUDES EN LIEN AVEC L'AMIANTE DANS L'ENVIRONNEMENT INTÉRIEUR ET EXTÉRIEUR DE THETFORD MINES

PRÉPARÉ PAR GEORGES ADIB

RAPPEL DU CONTEXTE

Entre 2000 et 2005, quatre études ont été effectuées en lien avec l'exposition à l'amiante à Thetford Mines.

Trois de ces études ont été menées par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) entre 2000 et 2005. La quatrième a été pilotée par Marier *et al.*, pour le compte de l'Association des victimes de l'amiante du Québec (AVAQ). Elle a été effectuée entre 2003 et 2004 et publiée sous forme d'article dans la revue américaine *International Journal of Occupational and Environmental Health* en décembre 2007.

À la suite de la publication de l'étude de l'AVAQ en décembre 2007 et à la lumière des trois études du MDDEP, l'INSPQ a reçu le mandat d'évaluer le risque à la santé inhérent aux niveaux d'amiante trouvés dans l'environnement intérieur et extérieur de Thetford Mines.

Pour ce faire, les quatre études ont fait l'objet d'une analyse détaillée de la part de l'équipe de l'INSPQ en ce qui concerne la méthodologie adoptée, les résultats obtenus, les conclusions et les recommandations émises par les auteurs.

Le présent document est un résumé des paramètres des quatre études. Ils sont présentés sous forme de tableaux de manière à pouvoir les comparer d'une étude à l'autre (tableaux 1 à 5).

L'évaluation des études ainsi que les commentaires de l'équipe de l'INSPQ sont présentés aux tableaux 6 et 7.

Enfin, nous avons trouvé important de rapporter certains éléments de clarification qui n'apparaissaient pas dans les trois études du MDDEP, mais que l'équipe de l'INSPQ a pu obtenir à la suite d'une rencontre avec les professionnels de ce ministère au mois de mars 2008. Ces éléments se trouvent à la fin du présent document.

Études évaluées

1. Concernant l'échantillonnage des fibres d'amiante à Thetford Mines en lien avec l'utilisation des résidus d'amiante comme matériaux de remblayage :

- Première étude effectuée en 2000 (deux documents) :

- a. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. *Échantillonnage et analyse de l'air ambiant : 26 juillet au 2 août 2000*. (10 novembre 2000).
- b. Ministère de l'Environnement du Québec, Service des lieux contaminés. *Rapport des travaux du comité directeur sur l'amiante - Dossier remblais d'amiante*. (27 novembre 2000).

• Deuxième étude effectuée en 2005 (deux documents) :

- a. Note de service adressée par Mme Renée Gauthier du MDDEP et Dr Albert Nantel de l'INSPQ, à Mme Ruth Drouin concernant les résultats de l'échantillonnage de fibres d'amiante à Thetford Mines (8 décembre 2005).
- b. Couture, Y. et Bisson, M. *Rapport sur l'échantillonnage des fibres d'amiante à Thetford Mines*. Québec : Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement Québec. (avril 2006).

2. Concernant l'échantillonnage des fibres d'amiante dans l'air ambiant du Québec :

- Couture, Y. et Bisson, M. (novembre 2007). *Les fibres d'amiante dans l'air ambiant au Québec : analyse des données disponibles*. Québec : Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement. [Étude effectuée en 2004].

3. Concernant l'échantillonnage dans les résidences de Thetford Mines :

- Marier, M., Charney, W., Rousseau, R., Lanthier, R. et Van Raalte, J. (2007) Exploratory sampling of asbestos in residences near Thetford Mines: the public health threat in Quebec. *Int J Occup Environ Health*, 13, 386-397.

Tableau 1. Données techniques sur les prélèvements

Titre de l'étude	Échantillonnage des fibres d'amiante à Thetford Mines en lien avec l'utilisation des résidus d'amiante comme matériaux de remblayage		Les fibres d'amiante dans l'air ambiant au Québec : analyse des données disponibles	Échantillonnage exploratoire de l'amiante dans les résidences de Thetford Mines
	1 ^{re} étude	2 ^e étude		
Auteur(s)/ Organisme(s)	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), en collaboration avec le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ)	Michel Bisson et Yvon Couture, MDDEP	Michel Bisson et Yvon Couture, MDDEP, en collaboration avec le CEAEQ	Micheline Marier <i>et al.</i> , Association des victimes de l'amiante du Québec (AVAQ)
Objectif(s)	« Vérifier le risque potentiel spécifiquement associé aux terrains contenant des remblais d'amiante, sans tenir compte de l'apport potentiel provenant des haldes. »	« Fournir des données complémentaires à celles acquises en 2000 [...] pour vérifier s'il existe un risque potentiel associé aux terrains contenant des remblais de résidus d'amiante. »	« Dresser un portrait général de la situation au Québec (<i>niveaux de fibres d'amiante dans l'air ambiant</i>) en regard du critère ontarien (0,04 f/ml), plutôt que de déterminer des concentrations à court terme en valeur absolue. »	« (<i>Déterminer si</i>) l'amiante est présent dans l'environnement des mines et des haldes de la région de Thetford Mines, au point de poser un risque pour les résidents. »
Période/date	26 juillet au 2 août 2000	4 au 12 octobre 2005	31 janvier au 31 août 2004	<ul style="list-style-type: none"> • 12 août 2003 • Du 7 au 9 novembre 2003 • Du 30 juillet ou 1^{er} août 2004
Emplacement	<ul style="list-style-type: none"> • Deux sites à Thetford Mines : Centre communautaire (<i>St-Maurice</i>)^a et près d'une cour d'école (<i>St-Gabriel</i>)^b • Un site dans un secteur rural de Thetford Mines (<i>Chemin de la colline</i>)^c 	<ul style="list-style-type: none"> • Deux sites à Thetford Mines : Centre communautaire (<i>St-Maurice</i>) et à 10 mètres au sud de la cour de la même école (<i>St-Gabriel</i>) • Un site dans un secteur rural de Thetford Mines (<i>Chemin de la colline</i>) 	<ul style="list-style-type: none"> • Deux sites à Thetford Mines : Maison de la culture^d et une école (<i>St-Noël</i>)^e • Un site dans une ville avec mine et haldes de résidus inactives (<i>Mine Carey, Tring-Jonction</i>)^f • Trois sites en milieu urbain (2 à Montréal, 1 à Québec)^g 	Environnement intérieur de 26 résidences de la région de Thetford Mines ^h

^a Site dans un quartier à vocation résidentielle et récréative caractérisé par la présence de quantités importantes de résidus d'amiante recouverts.

^b Site à l'arrière d'une résidence bordant la cour de l'école, dont une importante partie du sol est constituée de résidus non recouverts.

^c Site où la présence de résidus non recouverts semble limitée à quelques entrées résidentielles.

^d Site choisi pour caractériser un quartier voisin de la mine et du moulin influencé par les vents dominants.

^e Site choisi pour représenter une partie de la ville située un peu plus loin en aval de la mine et du moulin influencée par les vents dominants.

^f Site choisi pour caractériser un milieu où l'on trouve des haldes inactives de résidus.

^g Il s'agit d'un site sur la rue Ontario à Montréal et un autre sur le boulevard Châteaufort à ville d'Anjou pour représenter un milieu urbain de centre-ville et d'un quartier influencé par la circulation routière (usure des freins); pour la ville de Québec, il s'agit d'un site sur la rue des Sables pour représenter un milieu urbain de centre-ville où les influences de la circulation routière et de l'industrie sont possibles.

^h La majorité des résidences (24/26) était située dans un rayon de 2 kilomètres ou moins au voisinage de haldes, dont 20 sous les vents dominants et 4 à contresens.

Tableau 1. Données techniques sur les prélèvements (suite)

Titre de l'étude	Échantillonnage des fibres d'amiante à Thetford Mines en lien avec l'utilisation des résidus d'amiante comme matériaux de remblayage		Les fibres d'amiante dans l'air ambiant au Québec : analyse des données disponibles	Échantillonnage exploratoire de l'amiante dans les résidences de Thetford Mines
	1 ^{re} étude	2 ^e étude		
Conditions particulières	<ul style="list-style-type: none"> • Activités sur les aires d'accumulation de résidu réduites au minimum. • Activités minières minimales (5 quarts de travail/18). • Absence d'activités scolaires. 	<ul style="list-style-type: none"> • Arrêt des opérations minières. • Activités scolaires normales. 	<ul style="list-style-type: none"> • Le site de la Maison de la culture à Thetford Mines est celui qui est le plus proche de la mine du moulin; il est sous l'influence des vents dominants de l'ouest. 	<ul style="list-style-type: none"> • Présence de matériaux de terrassement, recouverts ou non, à l'extérieur de 17 résidences sur 26. • Trois résidences avec matériaux contenant de l'amiante : isolant de tuyau de poêle (2), prélat (linoléum) en vinyle-amiante(1). • Une personne dans une résidence exposée professionnellement, d'une façon sporadique, à l'amiante (changement de plaquettes de freins). • Utilisation d'un ventilateur pour remettre les fibres en suspension.
Nombre de prélèvements	3 (+ 1 prélèvement de contrôle)	3	299 (dont 14 analysés par microscopie optique et électronique simultanément)	28 (dont 2 non retenus par les auteurs pour les résultats en fibres/ml)
Hauteur des trains d'échantillonnage par rapport au sol (mètre)	1,0 à 1,1 ^a	1,75 à 2,0 ^b	~ 9 (sur les toits d'édifices) ^c	1,0 à 1,2
Conditions météorologiques	<ul style="list-style-type: none"> • Températures moyennes variant de 10 à 27 °C • Vents faibles à moyens, presque toujours de directions variant entre l'est et le sud • Humidité relative : données non disponibles • 1/6 journée pluvieuse 	<ul style="list-style-type: none"> • Températures moyennes variant de 3 à 26°C • Humidité relative variant de 70 à 95 % • 4/9 journées pluvieuses 	Données non disponibles	Données non disponibles

^a Hauteurs choisies afin d'échantillonner l'air respiré par les récepteurs les plus sensibles, notamment les enfants.

^b Les hauteurs sont légèrement différentes à cause du matériel d'échantillonnage différent utilisé en 2005; voir la discussion à la fin du document (p. 64).

^c Donnée obtenue du MDDEP.

Tableau 1. Données techniques sur les prélèvements (suite)

Titre de l'étude	Échantillonnage des fibres d'amiante à Thetford Mines en lien avec l'utilisation des résidus d'amiante comme matériaux de remblayage		Les fibres d'amiante dans l'air ambiant au Québec : analyse des données disponibles	Échantillonnage exploratoire de l'amiante dans les résidences de Thetford Mines
	1 ^{re} étude	2 ^e étude		
Méthode de prélèvement	<ul style="list-style-type: none"> Pompes SKC® (modèle Universal PCXR) Cartouche de 25 mm de diamètre avec filtre en ester de cellulose (PALL® – Gelman Laboratory); diamètre des pores non précisé 	<ul style="list-style-type: none"> Pompes Gillian® (modèle Aircon-2) Cartouche de 25 mm de diamètre avec filtre en ester de cellulose; pores de 0,8 µm de diamètre 	<ul style="list-style-type: none"> Pompes Gillian® (modèle Aircon-2) Cartouche de 25 mm de diamètre avec filtre en ester de cellulose; pores de 0,8 µm de diamètre 	<ul style="list-style-type: none"> Pompes Micro-Trap Inc® (modèle Micro-Max 1) Cartouche de 25 mm de diamètre avec filtre en ester de cellulose ; pores de 0,45 µm de diamètre
Volume d'air prélevé (litre)	25 150 à 25 260 (10 000 pour le prélèvement contrôle)	24 975 à 25 520	~ 16 000 à ~ 31 000 ^a	1 200
Durée (minutes)	10 000	9 990 à 10 208	4 320 à 8 640	80
Méthode d'analyse	Microscopie électronique à transmission (MET) et spectre dispersif en énergie de rayons X : méthode directe NIOSH 7402	MET et spectre dispersif en énergie de rayons X : méthode directe NIOSH 7402	<ul style="list-style-type: none"> Microscopie optique à contraste de phase (MOCP) : méthode IRSST 243-1 (299 prélèvements) MET : méthode directe NIOSH 7402 (14 prélèvements) 	MET et spectre dispersif en énergie de rayons X : <ul style="list-style-type: none"> Méthode AHERA modifiée Méthode directe NIOSH 7402
Critère de comparaison	Aucun critère retenu	Aucun critère retenu	Critère ontarien pour la qualité de l'air ambiant concernant l'amiante : 0,04 f/ml ^b	<ul style="list-style-type: none"> Critères AHERA de 70 structures/mm² de filtre (équivalent à 0,022 structure/ml) Critère du World Trade Center (WTC) de 0,0009 f/ml
Laboratoire	Département de santé au travail de l'Université McGill (Montréal)	Bodycote-Groupe d'essais (Montréal)	<ul style="list-style-type: none"> Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (Québec) pour MOCP Bodycote-Groupe d'essais (Montréal) pour MET 	Lab/Cor Inc. (Seattle, États-Unis)

^a Volumes estimés à partir des données transmises par le MDDEP, en multipliant la durée de 4 320 minutes (3 jours) à 8 640 minutes (6 jours) par un débit d'environ 3,6 litres/minute.

^b En fait, le critère apparaît dans la réglementation ontarienne 419/05 comme étant 0,04 f/cm³; nous avons préféré garder l'information telle qu'elle apparaît dans le rapport du MDDEP (0,04 f/ml), en sachant que 0,04 f/ml est équivalent à 0,04 cm³.

Tableau 2. Résultats bruts

Titre de l'étude	Échantillonnage des fibres d'amiante à Thetford Mines en lien avec l'utilisation des résidus d'amiante comme matériaux de remblayage				Les fibres d'amiante dans l'air ambiant au Québec : analyse des données disponibles			Échantillonnage exploratoire de l'amiante dans les résidences de Thetford Mines		
		1 ^{re} étude		2 ^e étude						
Analyse effectuée par		MET		MET			MOCP	MET	MET	MET
Type de fibres		Totales	Amiante	Totales	Amiante		Totales	Amiante	Structures d'amiante	Amiante
Critères de comptage des fibres		L ≥ 5 µm	L ≥ 5 µm	L ≥ 5 µm	L > 5 µm D < 3 µm L/D > 3:1		L > 5 µm D < 3 µm L/D > 3: 1	Non mentionnés	L > 0,5 µm L/D > 5 : 1	L > 5 µm D : 0,25 µm- 3 µm L/D > 3: 1
Nombre de prélèvements	CC-SM	1	1	1	1	MC	62	4	28	26
	É-SG	1	1	1	1	É-SN	63	3		
	SR-CC	1	1	1	1	MC-TJ	58	2		
	Laval†	1	1	1	1	Mtl-O	31	1		
						Mtl-C	31	2		
					Qc	54	2			
Moyenne arithmétique [‡] (ou résultat unique) (f/ml)	CC-SM	0,00091	0,00083	0,0007	< 0,0001	MC	0,0075	0,0039	126,15 s/mm ²	0,0019 (0,0020)**
	É-SG	0,00041	0,00041	0,0002	< 0,0001	É-SN	0,0042	0,0049		
	SR-CC	< 0,00004	< 0,00004	0,0004	< 0,0001	MC-TJ	0,0017	0,0003		
	Laval	< 0,000075	< 0,000075			Mtl-O	0,0017	< 0,0006		
						Mtl-C	0,0013	0,0003		
					Qc	0,0012	0,0003	0,051 s/ml		
Nombre et type de fibres	CC-SM		20(Ch)+ 2(S)		7(V)	MC		5-12(Ch)+9(Am)+9-18(V)	1-48 (Ch) 1(Ac) 1(Tr)	1-13(Ch) 1(Ac) 2(Tr)
	É-SG		10(Ch)		2(V)	É-SN		4-14(Am) + 5-9(V)		
	SR-CC	-	0	-	4(V)	MC-TJ		4(Sy)		
	Laval		0			Mtl-O		0		
			0			Mtl-C		9(Sy)		
					Qc		0			

L : Longueur des fibres.

D : Diamètre des fibres.

† Site sur un terrain du CEAEQ à Laval pour évaluer le bruit de fond en fibres : il s'agit d'un prélèvement contrôlé.

‡ Les résultats en dessous de la limite de détection ont été considérés dans le calcul des moyennes comme LD/2.

s/mm² : Structures d'amiante par millimètre carré de filtre.

s/ml : Structures d'amiante par millilitre.

** Les valeurs en gras entre parenthèses sont calculées sans diviser la limite de détection par 2.

Ch : Chrysotile; S : Silicates; V : Verre; Am : Amosite; Sy : Synthétique; Ac : Actinolite; Tr : Trémolite

CC-SM : Centre communautaire St-Maurice (Thetford Mines).

É-SG : École St-Gabriel (Thetford Mines).

SR-CC : Site rural, chemin de la colline (Thetford Mines).

MC : Maison de la culture.

É-SN : École St-Noël (Thetford Mines).

MC-TJ : Mine Carey (Tring-Jonction).

Mtl-O : Rue Ontario (Montréal).

Mtl-C : Boulevard Châteauneuf (Montréal).

Qc : Rue des Sables (Québec).

Tableau 2. Résultats bruts (suite)

Titre de l'étude	Échantillonnage des fibres d'amiante à Thetford Mines en lien avec l'utilisation des résidus d'amiante comme matériaux de remblayage					Les fibres d'amiante dans l'air ambiant au Québec : analyse des données disponibles			Échantillonnage exploratoire de l'amiante dans les résidences de Thetford Mines	
		1 ^{re} étude		2 ^e étude			Totales	Amiante	Structures d'amiante	Amiante
Type de fibres		Totales	Amiante	Totales	Amiante		Totales	Amiante	Structures d'amiante	Amiante
Médiane[‡] (f/ml)	CC-SM É-SG SR-CC Laval	- [†]	- [†]	- [†]	- [†]	MC É-SN MC-TJ Mtl-O Mtl-C Qc	0,0046 0,0032 0,0016 0,00075 0,00075 0,00075	0,0041 0,0041 - [†] - [†] - [†] - [†]	82,70 s/mm ² 0,027 s/ml	0,00083
Étendue des résultats	CC-SM É-SG SR-CC Laval	- [†]	- [†]	- [†]	- [†]	MC É-SN MC-TJ Mtl-O Mtl-C Qc	< 0,0015-0,056 < 0,0015-0,015 < 0,0015-0,0078 < 0,0015-0,0054 < 0,0015-0,0052 < 0,0015-0,0041	< 0,0006-0,007 0,0023-0,0082 < 0,0006 - [†] < 0,0006 < 0,0006	0-662,30 s/mm ² < 0,004-0,311 s/ml	< 0,000553-0,010
Proportion de prélèvements > critère de comparaison (voir tableau 1)	CC-SM É-SG SR-CC Laval	S. O.	S. O.	S. O.	S. O.	MC É-SN MC-TJ Mtl-O Mtl-C Qc	0 %	0 %	AHERA 54 % (s/mm ²) 57 % (s/ml)	-
									WTC	50 %
Limite de détection (LD) (f/ml)	TM [*] Laval	0,00004 0,00007 5	0,00004 0,000075	0,0001 -	0,0001 -		0,0015	0,0006	0,004 (s/ml)	0,000553
Proportion de prélèvements < LD	CC-SM É-SG SR-CC Laval	0 % 0 % 100 % 100 %	0 % 0 % 100 % 100 %	0 % 0 % 0 %	100 % 100 % 100 %	MC É-SN MC-TJ Mtl-O Mtl-C Qc	8 % 13 % 47 % 55 % 68 % 67 %	25 % 0 % 100 % 100 % 100 % 100 %	4 %	35 %

[‡] Les résultats en dessous de la limite de détection ont été considérés dans le calcul des médianes comme LD/2.

[†] La médiane et l'étendue n'ont pas été calculées à cause de la petitesse de l'échantillon (n ≤ 2 dans chaque catégorie).

S. O. : Sans objet, aucun critère de comparaison retenu pour ces résultats.

*TM : Même limite de détection pour les trois sites de Thetford Mines.

Tableau 3. Résultats agglomérés (pour les fibres et les structures d'amiante uniquement)

Titre de l'étude	Échantillonnage des fibres d'amiante à Thetford Mines en lien avec l'utilisation des résidus d'amiante comme matériaux de remblayage		Les fibres d'amiante dans l'air ambiant au Québec : analyse des données disponibles	Échantillonnage exploratoire de l'amiante dans les résidences de Thetford Mines	
	1 ^{re} étude	2 ^e étude		(MET)	
Nombre de prélèvements	(MET) TM-V : 2 TM-MR : 1	(MET) TM-V : 2 TM-MR : 1	(MET) TM-V : 7 MM-HI : 2 MU : 5	TM-R : 28 (structures d'amiante)	TM-R : 26 (fibres d'amiante)
Moyenne arithmétique[‡] (ou résultat unique) (f/ml)	TM-V : 0,00062 TM-MR : < 0,00004	TM-V : 0,00005 TM-MR : < 0,0001	TM-V : 0,0043 MM-HI : 0,0003 MU : 0,0003	126,15 s/mm ² 0,051 s/ml	0,0019 (0,0020) [*]
Nombre et type de fibres	TM-V : 10-20(Ch) + 2(S) TM-MR : 0	TM : 2-7(V) TM-MR : 4(V)	TM-V : 5-12(Ch) + 4-14(Am) + 5-18(V) MM-HI : 4(Sy) MU : 9(Sy)	1-48 structures (Ch) 1(Ac) 1(Tr)	1-13(Ch) 1(Ac) 2(Tr)
Médiane[‡] (f/ml)	- [†]	- [†]	TM-V : 0,0041 MM-HI : - [†] MU : 0,0003	82,70 s/mm ² 0,027 s/ml	0,00083
Étendue des résultats	TM-V : 0,00041-0,00083 TM-MR : - [†]	TM-V : < 0,0001 TM-MR : - [†]	TM-V : < 0,0006-0,0082 MM-HI : < 0,0006 MU : < 0,0006	0-662,30 s/mm ² < 0,004-0,311 s/ml	< 0,000553-0,010
Proportion de prélèvements > critère de comparaison (voir tableau 1)	TM-V : S. O. TM-MR : S. O.	TM-V : S. O. TM-MR : S. O.	TM-V : 0 % MM-HI : 0 % MU : 0 %	AHERA 54 % (s/mm ²) 57 % (s/ml)	-
Limite de détection (f/ml)	0,00004	0,0001	0,0006	0,004 (s/ml)	0,000553
Proportion de prélèvements < LD	TM-V : 0 % TM-MR : 100 %	TM-V : 100 % TM-MR : 100 %	TM-V : 14 % MM-HI : 100 % MU : 100 %	4 %	35 %

TM-V : Ville de Thetford Mines (entre communautaire, école, maison de la culture)

TM-MR : Milieu rural de Thetford Mines

MM-HI : Milieu minier avec haldes inactives

MU : Milieu urbain (Montréal et Québec)

TM-R : Résidences de Thetford Mines

[‡] Les résultats en dessous de la limite de détection ont été considérés dans le calcul des moyennes et des médianes en divisant la limite de détection par 2.

^{*} Les valeurs en gras entre parenthèses sont calculées sans diviser la limite de détection par 2.
Ch : Chrysotile; S : Silicates; V : Verre; Am : Amosite; Sy : Synthétique; Ac : Actinolite; Tr : Trémolite

[†] La médiane et l'étendue ne sont pas mentionnées à cause de la petitesse de l'échantillon (n ≤ 2 dans chaque catégorie).

S. O. : Sans objet, aucun critère de comparaison retenu pour ces résultats.

Tableau 4. Conclusion(s) des auteurs des études

Échantillonnage des fibres d'amiante à Thetford Mines en lien avec l'utilisation des résidus d'amiante comme matériaux de remblayage		Les fibres d'amiante dans l'air ambiant au Québec : analyse des données disponibles	Échantillonnage exploratoire de l'amiante dans les résidences de Thetford Mines
1 ^{re} étude	2 ^e étude		
<ul style="list-style-type: none"> • « L'évaluation du risque à la santé a conclu que le niveau d'exposition aux fibres d'amiante de la population dans la région de l'Amiante est supérieur à celui observé dans l'air ambiant des grandes villes d'Amérique du Nord. • L'utilisation de résidus d'amiante en surface des terrains entraîne une exposition faible mais réelle aux fibres d'amiante de type chrysotile. • Bien que le risque pour la santé des enfants exposés à une telle concentration de fibres soit faible, cette exposition s'ajoute à celle de la contamination connue dans l'air ambiant de la municipalité due à l'exploitation de la mine et aux aires d'accumulation de résidus miniers. » 	<ul style="list-style-type: none"> • « Aucune fibre n'a été détectée dans les échantillons de la présente étude. En 2000, de faibles concentrations avaient été observées sur deux sites de prélèvement. On ne peut expliquer avec certitude les différences observées entre les deux séries de résultats. • [...] il n'est pas improbable qu'un autre échantillonnage montre que des concentrations de fibres plus grandes que 0 puissent être éventuellement mesurées. En ce sens, la recommandation d'appliquer le principe de précaution en recouvrant les remblais par un matériel non contaminé est maintenue. » (Réf. Note de service du 8-12-2005) 	<ul style="list-style-type: none"> • « Les résultats de cette étude n'ont pas permis de démontrer la présence de fibres d'amiante dans l'air ambiant au Québec pour les stations en milieu urbain. • Les haldes de résidus, mises en place depuis un certain temps, ne semblent pas affecter de façon notable la qualité de l'air dans la région de l'Amiante. • On retrouve des fibres d'amiante dans l'air à Thetford Mines; toutefois, les concentrations de fibres totales sont environ 10 fois inférieures au critère ontarien. Si on considère uniquement les fibres d'amiante, la différence est encore plus grande. » 	<ul style="list-style-type: none"> • « Les résultats d'analyse de l'air, du sol et de la poussière nous amènent à considérer que l'environnement résidentiel à proximité de Thetford Mines est gravement pollué par l'amiante. • Nous considérons que cette pollution provient de l'environnement minier. Dans les quelques maisons où il y avait des matériaux contenant de l'amiante, les résultats n'étaient pas nécessairement plus élevés. • Les haldes environnantes, les résidus d'amiante utilisés dans les cours ou les allées, la poussière dégagée par les camions transportant des résidus nous sont apparus être les principales sources de pollution dans les maisons que nous avons visitées. »

Tableau 5. Principales recommandations des auteurs des études

Échantillonnage des fibres d'amiante à Thetford Mines en lien avec l'utilisation des résidus d'amiante comme matériaux de remblayage		Les fibres d'amiante dans l'air ambiant au Québec : analyse des données disponibles	Échantillonnage exploratoire de l'amiante dans les résidences de Thetford Mines
1 ^{re} étude	2 ^e étude		
<ul style="list-style-type: none"> « Mettre la priorité d'intervention sur les endroits où les résidus d'amiante se trouvent en surface et où les enfants sont le plus exposés (cours d'école, terrains de jeux, parcs récréatifs et garderies. Faire recouvrir les entrées de résidences (comportant des remblais). Contrôler l'accès aux aires d'accumulation de résidus d'amiante. » 	<ul style="list-style-type: none"> « Dans un souci de prudence, il faudrait limiter l'exposition en recouvrant les remblais par un matériel non contaminé. » (Réf. Note de service du 8.12.2005) 	<p>Pas de recommandations.</p>	<ul style="list-style-type: none"> « Arrêt immédiat de l'utilisation des résidus miniers pour du terrassement. Aide publique aux résidents pour l'enlèvement ou le recouvrement des résidus déjà en place autour de leur maison. Interdiction immédiate d'accès aux haldes. Mesure de stabilisation et de recouvrement des haldes pour mettre fin à la pollution environnementale par l'amiante. Détermination d'un périmètre de sécurité là où il serait raisonnablement impossible d'enrayer la pollution générée par celles-ci et délocalisation avec compensation des résidences hors de ce périmètre de sécurité. Campagne extensive d'échantillonnage pour déterminer l'étendue de la pollution résidentielle autour des mines et des haldes, réalisée sans conflit d'intérêt potentiel avec l'industrie de l'amiante. Nettoyage professionnel des résidences, commerces et lieux publics dans ces zones de pollution. Information du public sur les risques liés aux résidus miniers et les mesures de prévention adéquates. Soutien à la région pour sortir de la dépendance face à l'exploitation de l'amiante. »

Tableau 6. Points forts et limites des études, identifiés par l'équipe de l'INSPQ

Titre de l'étude	Échantillonnage des fibres d'amiante à Thetford Mines en lien avec l'utilisation des résidus d'amiante comme matériaux de remblayage		Les fibres d'amiante dans l'air ambiant au Québec : analyse des données disponibles	Échantillonnage exploratoire de l'amiante dans les résidences de Thetford Mines
	1 ^{re} étude	2 ^e étude		
Points forts	<ul style="list-style-type: none"> La méthode analytique utilisée (MET) est adéquate pour des prélèvements en environnement non professionnel. Les volumes d'air prélevés sont conformes à ce qui est prescrit pour l'analyse par MET pour l'obtention de densités optimales de fibres. 	<ul style="list-style-type: none"> La méthode analytique utilisée (MET) est adéquate pour des prélèvements en environnement non professionnel. Les volumes d'air prélevés sont conformes à ce qui est prescrit pour l'analyse par MET pour l'obtention de densités optimales de fibres. 	<ul style="list-style-type: none"> Les volumes d'air prélevés sont conformes à ce qui est prescrit pour l'analyse par MOCP et MET. 	<ul style="list-style-type: none"> La méthode analytique utilisée (MET) est adéquate pour des prélèvements en environnement non professionnel.
Limites	<ul style="list-style-type: none"> Étant donné la vaste étendue des aires pouvant comporter des remblais d'amiante, la représentativité de trois prélèvements uniques à des endroits choisis au hasard est discutable. L'étude ne permet pas de répondre adéquatement à l'objectif retenu (voir p. 1, tableau 1) étant donné la non-représentativité des prélèvements. 	<ul style="list-style-type: none"> Les conditions d'échantillonnage (période, activités minières et scolaires, météo) n'étaient pas semblables à celles de la 1^{re} étude. 	<ul style="list-style-type: none"> La majorité des prélèvements a été analysée par MOCP; cette méthode n'est pas adéquate en environnement non professionnel où le type de fibres, qui prédomine n'est pas connu. Les résultats des prélèvements effectués à Tring-Jonction témoignent de la situation qui prévaut en présence de haldes inactives; le portrait pourrait être différent en présence de haldes actives. On tire des conclusions sur les niveaux de fibres d'amiante dans l'air du Québec en présumant que toutes les fibres comptées (fibres totales) sont des fibres d'amiante; toutefois, il n'y a pas d'étude qui rapporte l'existence d'une corrélation entre ces deux mesures : selon le cas, on peut donc sous-estimer ou surestimer les concentrations de fibres d'amiante dans l'environnement en utilisant cette hypothèse. 	<ul style="list-style-type: none"> Les volumes d'air prélevés, et indirectement la densité de fibres recueillies sur les filtres, sont inférieurs à ce qui est prescrit dans la méthode NIOSH 7402 pour l'analyse par MET. Les prélèvements sont limités à quelques résidences, toutes situées dans un rayon de 1 à 2 kilomètres par rapport aux haldes, ce qui ne permet pas de généraliser les résultats à l'ensemble de la ville ou de la région de Thetford Mines. L'utilisation d'un ventilateur pour simuler les mouvements d'air causés par les occupants et remettre en circulation l'amiante qui a pu se déposer n'est pas une méthode standard reconnue au Québec. Les recommandations émises par les auteurs de l'étude dépassent la portée des résultats obtenus.

Tableau 7. Commentaires généraux sur les études, émis par l'équipe de l'INSPQ

Échantillonnage des fibres d'amiante à Thetford Mines en lien avec l'utilisation des résidus d'amiante comme matériaux de remblayage		Les fibres d'amiante dans l'air ambiant au Québec : analyse des données disponibles	Échantillonnage exploratoire de l'amiante dans les résidences de Thetford Mines
1 ^{re} étude	2 ^e étude		
<ul style="list-style-type: none"> Les auteurs de l'étude avance l'hypothèse, qu'en période de ralentissement des activités minières, les activités sur les haldes sont également réduites et que, par conséquent, les émissions dues aux haldes sont minimales. Toutefois, on ne connaît pas vraiment l'ampleur des émissions issues des haldes par érosion naturelle sous l'effet des vents ou dues à des activités humaines (utilisation de véhicules tout-terrains). On estime que les activités des élèves dans les cours d'écoles comportant des remblais peuvent remettre en suspension des fibres dans l'air. Or, cette étude a été effectuée en l'absence d'activités scolaires. Elle ne permet donc pas de mesurer le risque potentiel associé aux terrains contenant des remblais d'amiante comme il est mentionné dans l'objectif (voir p. 1, tableau 1) En raison de ces limites, nous considérons que cette étude constitue le scénario le moins mauvais (<i>least case scenario</i>). 	<ul style="list-style-type: none"> Cette étude, effectuée en période scolaire normale, est possiblement plus représentative de l'exposition réelle. Toutefois, les conditions pluvieuses prévalant lors des prélèvements de cette étude ont probablement influencé les niveaux d'exposition à la baisse, ce qui rend plus difficile la comparaison avec l'étude de 2000. On note l'absence totale de fibres de chrysotile dans les prélèvements de cette étude alors qu'on en dénombrait entre 10 et 20 dans l'étude de 2000; cette différence n'a pas été élucidée, mais il faut probablement y voir l'effet des conditions pluvieuses. 	<ul style="list-style-type: none"> L'étude a été effectuée lorsque les activités minières étaient au ralenti; il est fort possible que les niveaux d'exposition soient sous-estimés. Le nombre de prélèvements analysés par MET est insuffisant pour tracer un portrait exhaustif de l'exposition environnementale. En l'absence de corrélation entre les résultats des prélèvements analysés par MOCP et ceux analysés par MET, l'hypothèse que toutes les fibres comptées par MOCP sont des fibres d'amiante ne peut pas être utilisée pour tirer des conclusions sur l'exposition réelle à l'amiante dans l'environnement extérieur. La présence de fibres d'amosite dans les prélèvements demeure inexplicable. 	<ul style="list-style-type: none"> On ne sait pas si les résidences ont été choisies aléatoirement afin d'assurer une représentativité statistiquement significative. Les résultats de cette étude doivent être interprétés avec prudence parce que les volumes d'air prélevés, et conséquemment, les densités de fibres recueillies sur les filtres, ne respectent pas les exigences des méthodes de prélèvement et d'analyse utilisées. La comparaison de la limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95 % des résultats aux critères retenus n'est pas une méthode rigoureusement satisfaisante; elle a été utilisée par les auteurs pour pallier le problème des petits volumes d'air prélevés.
<p>Les données issues de ces études ne sont pas considérées dans le processus d'évaluation du risque à cause :</p> <ol style="list-style-type: none"> de la faible représentativité des prélèvements en raison de leur petit nombre (3); des hypothèses soutenant le protocole d'échantillonnage. 			

ÉLÉMENTS DE CLARIFICATION

Les informations présentées dans cette section ont été obtenues à la suite d'une rencontre avec les professionnels du MDDEP en mars 2008. Elles concernent les trois études menées par ce ministère, soit :

- Échantillonnage des fibres d'amiante à Thetford Mines en lien avec l'utilisation des résidus d'amiante comme matériaux de remblayage (études de 2000 et de 2005).
- Les fibres d'amiante dans l'air ambiant au Québec : analyse des données disponibles (étude de 2004).

a. Études de 2000 et de 2005

- La hauteur des trains d'échantillonnage variait de 1 à 1,1 mètre en 2000 et de 1,75 à 2 mètres en 2005. Cet écart dans les hauteurs est dû au matériel d'échantillonnage différent utilisé en 2005. Toutefois, cet écart n'affecterait pas les résultats obtenus entre les deux études, puisque l'expérience démontre qu'il n'y a pas de différence dans les niveaux mesurés à ces hauteurs en fonction de la distance par rapport à la source.
- Les conditions météorologiques affectent possiblement les résultats obtenus; il est probable que le temps sec favorise le transport des particules, alors que par temps humide, les particules ont tendance à se déposer, il y a donc moins de remise en suspension de particules dans l'air.
- La présence de fibres de verre dans les échantillons de 2005 ne pouvait pas être expliquée, mais comme il s'agissait de deux campagnes limitées dans le temps, le MDDEP n'a pas eu le temps d'approfondir l'investigation.

b. Étude de 2004

- L'étude sur la qualité de l'air ambiant au Québec était prévue initialement sur 3 ans, mais elle a été effectuée sur 6 mois à cause de contraintes budgétaires; elle représente donc un portrait limité dans le temps de l'exposition environnementale.
- Les sites de prélèvement choisis sont ceux qui sont déjà en place et qui servent habituellement à l'échantillonnage de divers contaminants

pour observer les tendances à long terme; ces sites sont situés au-dessus d'édifices à une hauteur moyenne de ± 9 mètres.

- En général, les données issues de ces sites sont comparées aux critères environnementaux en cours et ne sont pas utilisées aux fins de l'évaluation du risque.
- L'appareil utilisé pour les prélèvements extérieurs est adapté pour des températures variant de -20 °C à $+45$ °C; de plus, la tête d'échantillonnage était couverte d'un abri chauffé (à partir de -5 °C) et ventilé (à partir de 28 °C).
- On entend par *halde inactive*, une halde où il ne s'effectue ni ajout ni retrait de résidu minier; par contre, une halde qui « n'est pas manipulée » est une halde qui n'est pas utilisée par un entrepreneur comme source d'alimentation en matériaux.
- On ne peut statuer sur l'effet potentiel de l'érosion naturelle des haldes inactives sur l'augmentation des concentrations d'amiante dans l'air.
- On estime que les niveaux d'amiante trouvés à Thetford Mines incluent la contribution des haldes puisqu'il est difficile de discriminer entre les niveaux d'amiante provenant de la mine et ceux émanant des haldes.
- Selon le MDDEP, l'activité minière (mines Black Lake et Bell) pendant la période couverte par l'étude (février à août 2004) était au ralenti; plus précisément, la mine Bell était au ralenti de février à avril 2004 et la mine Black Lake, à partir de mai 2004. Les relevés pris par le MDDEP lorsque les deux mines étaient en arrêt indiquent des concentrations moyennes d'amiante très basses.
- Le critère de l'Ontario pour l'amiante dans l'environnement ($0,04$ f/ml) est dérivé des normes en milieu de travail, il serait donc établi sur la base d'une analyse par microscopie optique à contraste de phase (MOCP).
- Ce critère est prudent pour les effets sur la santé à long terme, car il ne permet pas d'excursion autour de la moyenne; il s'agit d'une valeur plafond à ne pas dépasser.
- La présence de fibres d'amosite trouvées dans les prélèvements effectués à Thetford Mines ne peut être élucidée.

ANNEXE 2

ESTIMATION DES RISQUES UNITAIRES VIE DURANT SELON L'INSERM

Cancer du poumon

L'excès vie durant de mortalité par cancer du poumon à un âge t ($E_p(t)$), attribuable à une exposition continue durant toute la vie à de l'amiante, est obtenu en soustrayant la mortalité attendue par cancer du poumon dans la population non exposée à de l'amiante ($I_{pnE}(t)$) de la mortalité par cancer du poumon dans la population exposée ($I_{pE}(t)$) au même âge t , où t correspond à la durée de la vie.

$$E_p(t) = I_{pE}(t) - I_{pnE}(t) \quad \text{Équation 1a}$$

La valeur $I_{pE}(t)$ est calculée à partir de l'équation 2 du rapport. Quant à la valeur $I_{pnE}(t)$, elle est obtenue en divisant la somme du nombre de cas de cancers du poumon attendu à chaque tranche d'âge t_i ($\sum N_{pnE}(t_i)$) par un effectif donné P_0 de la population à la naissance (100 000 personnes par exemple) (Inserm, 1997). Dans le cas de l'Inserm, chaque tranche d'âge a une durée de 5 ans.

On obtient la valeur $N_{pnE}(t_i)$ en multipliant le taux de mortalité par cancer du poumon (nombre de cas/personne*année) de chaque tranche d'âge t_i par l'effectif P_i de la population « à risque de décéder » à cette tranche d'âge. L'effectif P_i est lui-même fonction du taux de mortalité toutes causes confondues de la tranche d'âge t_i et de l'effectif de la population « à risque de décéder » à l'âge t_i-1 (Inserm, 1997). Outre l'âge, les taux de mortalité varient en fonction de plusieurs facteurs dont l'année au cours de laquelle ils ont été établis, le sexe, les habitudes de tabagisme et le lieu géographique où se trouve la population de référence.

Enfin, il est à noter que le National Research Council (1984) a plutôt calculé l'excès vie durant de mortalité par cancer du poumon ($E_p(t)$) d'après l'équation 2a :

$$E_p(t) = I_{pnE}(t) * (K_p * f * d) \quad \text{Équation 2a}$$

Mésothéliome

L'excès vie durant de mortalité par mésothéliome à un âge t ($E_M(t)$), attribuable à une exposition continue durant toute la vie à de l'amiante, est obtenu en divisant la somme du nombre de cas de mésothéliomes à chaque tranche d'âge t_i ($N_m(t_i)$) par un effectif donné

P_0 de la population à la naissance (100 000 personnes par exemple) (équation 3a) (Inserm, 1997).

$$E_M(t) = \frac{\sum_{n=i}^{n=i} N_m(t_i)}{P_0} \quad \text{Équation 3a}$$

La valeur $N_m(t_i)$ d'une tranche d'âge donnée est obtenue en multipliant le taux de mortalité par mésothéliome $I_M(t_i)$, estimé à partir de l'équation 3 du rapport, par l'effectif P_i de la population « à risque de décéder ». Toutefois, selon Nicholson (1986), lorsque le temps écoulé depuis le début de l'exposition (T) est inférieur à $10 + d$, où d équivaut à la durée d'exposition, l'équation 3 du rapport peut alors s'exprimer de la façon suivante (équation 4a) :

$$I_M(t_i) = K_m * f * [(T - 10)^3] \quad \text{Équation 4a}$$

Étant donné que, dans le cas d'une exposition se déroulant sur toute la vie, T est toujours inférieur à $10 + d$, les valeurs $I_M(t_i)$ peuvent être calculées à partir de l'équation 4a.

