



Health
Canada Santé
Canada

*Your health and
safety... our priority.*

*Votre santé et votre
sécurité... notre priorité.*

Stratégie de gestion des risques pour le plomb

Février 2013

Canada 

Table des matières

RÉSUMÉ	4
1 INTRODUCTION	5
2 QU'EST-CE QUE LE PLOMB?	6
3 RISQUES POUR LA SANTÉ DE LA POPULATION CANADIENNE	6
3.1 EFFETS SUR LA SANTÉ	6
3.1.1 Neurotoxicité pour le développement	7
3.1.2 Effets neurodégénératifs	8
3.1.3 Effets cardiovasculaires	9
3.1.4 Effets sur le système rénal	9
3.1.5 Effets sur la reproduction	9
3.1.6 Aperçu des effets sur la santé	9
3.2 MÉTABOLISME, ÂGE ET AUTRES FACTEURS CONTRIBUANT À L'AUGMENTATION DE LA CONCENTRATION DE PLOMB DANS L'ORGANISME	10
4 RISQUES ENVIRONNEMENTAUX	13
5 PRINCIPALES SOURCES DE PLOMB	14
6 USAGES	15
7 PROFIL ACTUEL DE REJET DE PLOMB DU CANADA	15
7.1 REJETS DANS L'ATMOSPHÈRE	16
7.2 REJETS DANS LE SOL	19
7.3 REJETS DANS L'EAU	19
8 SOURCES D'EXPOSITION	20
8.1 PRODUITS DE CONSOMMATION	20
8.2 ALIMENTS	21
8.3 AIR AMBIANT	22
8.4 SOL	23
8.5 AIR INTÉRIEUR ET POUSSIÈRES DOMESTIQUES	23
8.6 EAU POTABLE	24
9 SURVEILLANCE DE L'EXPOSITION HUMAINE	25
10 MESURES PRISES À CE JOUR	31
10.1 MESURES ACTUELLES DE GESTION DES RISQUES	31
10.1.1 Protocoles liés à la gestion du plomb	35
10.2 MESURES EXISTANTES DE GESTION DES RISQUES À L'ÉCHELLE INTERNATIONALE	35
10.2.1 Industriels	36
10.2.2 Aliments, eau potable, médicaments, cosmétiques	36
10.3 PARTICIPATION DU CANADA AUX INITIATIVES INTERNATIONALES	37

11 LA SUITE DES ÉVÉNEMENTS : LA DÉMARCHE CANADIENNE	38
11.1 PRODUITS CHIMIQUES ET TECHNOLOGIES DE REMPLACEMENT	39
11.2 FACTEURS SOCIOÉCONOMIQUES	39
11.3 EXPOSITION DES ENFANTS ET DES AUTRES POPULATIONS À RISQUE	42
12 QUEL EST NOTRE OBJECTIF DE GESTION?	44
13 PROPOSITION DE GESTION DES RISQUES	44
13.1 ALIMENTS	44
13.2 EAU POTABLE	44
13.3 PRODUITS DE CONSOMMATION	45
13.4 PRODUITS DE SANTÉ NATURELS	45
13.5 SOL	45
13.6 POUSSIÈRE DOMESTIQUE	46
13.7 REJETS DANS L'ENVIRONNEMENT	46
13.7.1 <i>Fonte primaire de métaux communs</i>	46
13.7.2 <i>Production d'électricité</i>	46
13.7.3 <i>Produits commerciaux contenant du plomb</i>	47
13.8 DIRECTIVES SUR LA PLOMBÉMIE	48
14 PRISE DE DÉCISIONS S'APPUYANT SUR LA SCIENCE	48
15 ÉVALUATION DES PROGRÈS	48
16 RÉFÉRENCES	49
ANNEXE A – MESURES ACTUELLES DE GESTION DES RISQUES	62
A.1 SOURCES INDUSTRIELLES	62
A.1.1 <i>Fonderies et affineries de métaux communs</i>	62
A.1.2 <i>Fonderies de plomb de seconde fusion</i>	62
A.1.3 <i>Secteur minier</i>	62
A.1.4 <i>Fer et acier</i>	63
A.1.5 <i>Combustibles</i>	63
A.2 PRODUITS CONTENANT DU PLOMB	63
A.3 PRODUITS DE SANTÉ ET ALIMENTS	65
A.4 TRANSPORTS	67
A.5 RECOMMANDATIONS ET NORMES	67
ANNEXE B – PROTOCOLES LIÉS À LA GESTION DU PLOMB	70
B.1 MINISTÈRE DE LA DÉFENSE NATIONALE DU CANADA	70
B.1.1 <i>Ministère de la Défense nationale et contexte des Forces canadiennes</i>	70
B.1.2 <i>Restrictions relatives à l'utilisation des munitions au plomb</i>	70
B.1.3 <i>Politique environnementale applicable</i>	71
B.1.4 <i>Gestion des risques liés au plomb</i>	71
B.2 GENDARMERIE ROYALE DU CANADA	73

La stratégie finale de gestion des risques pour le plomb définit les mesures de contrôle prévues

et celles en vigueur, y compris la stratégie fédérale de gestion des risques du Canada pour cette substance. Ce document contient les renseignements reçus des secteurs de programmes au sein de Santé Canada et d'autres ministères du gouvernement fédéral. Une ébauche de la stratégie proposée de gestion des risques a été publiée en juillet 2011 pour une période de commentaires publics de 60 jours, pendant laquelle les intervenants sont invités à fournir leurs commentaires sur le contenu du document ou à présenter d'autres renseignements qui pourraient contribuer à la prise de décisions. Les commentaires reçus à la suite de cette période de consultation ont été pris en compte dans la rédaction de la stratégie de gestion des risques finale.

RÉSUMÉ

Le plomb est un élément présent à l'état naturel dans la roche et le sol et, en raison de cela et de son utilisation anthropique généralisée, il est omniprésent dans l'environnement. On trouve le plomb dans tous les milieux de l'environnement canadien, ainsi que dans les aliments et l'eau potable, et il comporte des risques pour la santé humaine et l'environnement. Le plomb fait l'objet de diverses initiatives fédérales de gestion des risques visant les produits de consommation, les cosmétiques, l'eau potable, les aliments, les produits de santé naturels, les produits thérapeutiques, le tabac et les milieux tels que la poussière domestique, la terre et l'air. De nombreuses études et rapports ont été effectués sur les concentrations de plomb dans l'environnement dans le cadre d'initiatives nationales, provinciales et municipales dans l'ensemble du territoire, et leurs résultats indiquent que les concentrations de plomb ont baissé de façon significative dans la plupart des milieux de l'environnement ces dernières décennies. À titre d'exemple, les concentrations moyennes de plomb dans l'air ambiant ont diminué de plus de 99 % entre 1984 et 2008. De même, bien que le plomb soit largement présent dans la population canadienne, la concentration sanguine en plomb a diminué de façon spectaculaire au cours des trente dernières années. Cette baisse importante de la concentration sanguine de plomb au sein de la population canadienne depuis les années 1970 peut être attribuée, entre autres actions réussies, au retrait graduel du plomb dans l'essence, de la peinture à base de plomb et des brasures à base de plomb pour conserves alimentaires, ainsi qu'à d'autres mesures de l'industrie et règlements du gouvernement entrepris au cours de cette période.

Cependant, un nombre croissant d'études scientifiques indiquent que le plomb serait nocif même à de faibles taux d'exposition, c'est pourquoi Santé Canada a entrepris une évaluation des plus récentes données scientifiques sur le plomb et a regroupé les renseignements dans un Rapport sur l'état des connaissances scientifiques. Les études montrent clairement la nocivité pour la santé du plomb, et notamment ses effets neurologiques touchant le développement, ses effets neurodégénératifs ainsi que sa nocivité pour les systèmes cardiovasculaire, rénal et reproducteur, à des concentrations sanguines inférieures à 10 µg/dl, le seuil canadien actuel d'intervention. Les preuves sont suffisantes pour indiquer que les concentrations de plomb dans le sang inférieures à 5 µg/dl ont des effets nocifs sur la santé. On a également constaté des effets nocifs même à des concentrations faibles de 1 à 2 µg/dl, taux qui sont présents dans la population canadienne, bien qu'il existe des incertitudes quant aux effets observés à ces concentrations.

Le plomb est nocif pour la santé à tout âge, mais ce sont les nourrissons et les enfants qui représentent une sous-population à risque relativement à l'exposition au plomb. Cette tranche d'âge est particulièrement sensible aux effets neurologiques du plomb touchant le

développement, en particulier la réduction du quotient intellectuel (QI) et les comportements reliés aux troubles d'attention. D'après la recherche, une augmentation de la concentration sanguine de plomb de 1 µg/dl entraînerait une déficience d'un point de QI environ. De plus, d'après les modélisations dose-réponse menées avec les études observationnelles disponibles, les chercheurs n'ont pas observé de seuil de neurotoxicité pour le développement dans la population aux taux les plus bas de l'exposition au plomb dans l'environnement. Chez l'être humain, on a constaté que les effets neurotoxiques du plomb sur le développement persistaient jusqu'aux dernières années de l'adolescence.

Bien que la concentration de plomb dans le sang chez les Canadiens ait considérablement diminué au cours des 30 dernières années, il existe de nouvelles données scientifiques selon lesquelles des effets sur la santé se produisent à des concentrations inférieures à 10 µg/dl. Par conséquent, suite à ces nouvelles données, Santé Canada a entrepris un examen rigoureux des données toxicologiques et toxicocinétiques actuelles sur le plomb. À partir des résultats de cet examen et en tenant compte du fait qu'il est approprié d'adopter une approche préventive dans la caractérisation du risque, il a été conclu que des mesures supplémentaires visant à réduire davantage les expositions des Canadiens au plomb et axées particulièrement sur les populations vulnérables sont nécessaires. Par conséquent, l'objectif de gestion des risques proposé pour le plomb est de fournir un appui continu aux actions fédérales de gestion existantes dans le cadre de la stratégie fédérale canadienne de gestion des risques liés au plomb et d'entreprendre des mesures de gestion supplémentaires afin de réduire l'exposition au plomb, donc les risques connexes, autant que faire se peut. La présente stratégie de gestion des risques offre un aperçu des résultats sur la santé actuels concernant le plomb, ainsi qu'une description complète des mesures de gestion existantes et des progrès réalisés jusqu'à ce jour dans le cadre de la stratégie fédérale canadienne de gestion des risques liés au plomb. Cette stratégie présente également les mesures visant à réduire davantage les risques associés à l'exposition au plomb qui sont en cours ou prévues par le gouvernement du Canada. L'objectif général en matière de gestion des risques est de réduire l'exposition au plomb le plus possible en renforçant les efforts actuels dans les domaines prioritaires où le gouvernement peut avoir la plus grande influence sur l'exposition de la population.

1 INTRODUCTION

Le plomb a été ajouté en 1988 à l'annexe 1 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE, Canada, 1988). On a jugé que les données scientifiques sur la nocivité du plomb pour la santé humaine et l'environnement étaient suffisantes et que ces effets nocifs correspondaient aux critères définis à l'article 11 de la LCPE. En 2005, suite à un nombre croissant d'études scientifiques indiquant que le plomb était nocif pour la santé humaine même à de faibles taux d'exposition, Santé Canada a entrepris un examen rigoureux des données toxicologiques et toxicocinétiques actuelles sur le plomb. En particulier, nous disposons de données indiquant des effets nocifs potentiels du plomb à des concentrations sanguines inférieures au seuil canadien actuel d'intervention de 10 µg/dl. Le résultat de cette enquête est résumé dans le *Rapport provisoire sur l'état des connaissances scientifiques concernant les effets du plomb sur la santé humaine*,¹ lequel présente les effets du plomb pour la santé, y compris les

¹ Santé Canada, *Rapport provisoire sur l'état des connaissances scientifiques concernant les effets du plomb sur la santé humaine*, 2012.

effets neurologiques touchant le développement, neurodégénératifs, cardiovasculaires, rénaux et les effets sur la reproduction. Ce rapport insiste également sur le fait que les nourrissons et les enfants sont une sous-population particulièrement vulnérable aux effets neurologiques du plomb touchant le développement, et il indique que les chercheurs ont modélisé des relations dose-réponse concernant la toxicité pour le développement neurologique jusqu'aux plus faibles concentrations de plomb dans le sang mesurées. Il présente également les données sur les concentrations actuelles de plomb dans l'environnement canadien et au sein de la population générale.

Par conséquent, la *stratégie fédérale de gestion des risques liés au plomb*, qui est publiée avec le *Rapport provisoire sur l'état des connaissances scientifiques concernant les effets du plomb sur la santé humaine*, offre un aperçu des données scientifiques actuelles concernant la toxicité du plomb, ainsi qu'un résumé des mesures fédérales de gestion existantes et des mesures de gestion des risques supplémentaires proposées afin de réduire les risques liés à l'exposition au plomb.

2 QU'EST-CE QUE LE PLOMB?

Le plomb (Pb) est un métal brillant, bleu-gris et inodore qui est malléable, ductile et résistant à la corrosion chimique. Le plomb existe à l'état naturel dans le substrat rocheux, le sol, le till, les sédiments, les eaux de surface, les eaux souterraines et l'eau de mer (Reimann et de Caritat, 1998). Parmi les métaux lourds dont le numéro atomique est supérieur à 60, le plomb est le plus abondant dans la croûte terrestre (Adriano, 2001). En raison de sa présence naturelle dans l'environnement, il est également présent de façon naturelle dans les aliments, à de faibles concentrations, suite à son absorption dans le sol par les plantes, dans l'eau et les sédiments par les poissons, et chez les plantes et les animaux qui consomment des plantes et d'autres animaux (Adriano, 2001). Le plomb existe en différents états d'oxydation, mais dans la nature, c'est la forme « oxyde de plomb » qui est prédominante (ATSDR, 2007a). Les évaluations du plomb dans les milieux environnementaux et biologiques précisent rarement la forme mesurée; elles indiquent plutôt la partie de plomb contenue dans des substances non spécifiées.

3 RISQUES POUR LA SANTÉ DE LA POPULATION CANADIENNE

Il est important pour la population canadienne de comprendre les risques qu'ils peuvent prendre relativement aux substances présentes dans leur environnement. Le plomb est un polluant environnemental important, étant donné l'exposition généralisée de l'ensemble de la population à cette substance et le nombre croissant de données montrant son potentiel de toxicité. Vous trouverez ci-dessous une présentation des effets du plomb sur la santé et des facteurs qui peuvent influencer sa toxicité.

3.1 Effets sur la santé

Le plomb est nocif pour la santé à tout âge, mais ce sont les nourrissons et les enfants qui représentent une sous-population à risque relativement à l'exposition au plomb. Les nourrissons et les enfants sont plus sensibles à l'exposition au plomb, car ils ont une absorption gastro-intestinale plus importante et une excrétion rénale moins efficace, ainsi que des comportements différents de ceux des adultes, comme l'ingestion de substances non nutritives. Les nouvelles données scientifiques indiquent que les concentrations de plomb dans le sang qui étaient auparavant considérées comme ne représentant pas un danger pour la santé humaine sont

clairement nocives pour l'être humain. Les preuves d'un lien avec les incidences neurodéveloppementales sur les nourrissons et les enfants exposés au plomb aux concentrations mesurables les plus faibles ont amené de nombreuses autorités gouvernementales internationales, dont l'EPA (Environmental Protection Agency) des États-Unis et l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) à déclarer que l'on n'avait pas défini le seuil de nocivité du plomb. Le *Rapport provisoire sur l'état des connaissances scientifiques concernant les effets du plomb sur la santé humaine*² parvient à la même conclusion. Plus particulièrement, les preuves sont suffisantes pour indiquer que les concentrations de plomb dans le sang inférieures à 5 µg/dl ont des effets nocifs sur la santé. On a également constaté des effets nocifs, notamment des effets neurologiques touchant le développement, des effets neurodégénératifs, cardiovasculaires, rénaux et les effets sur la reproduction, même à de faibles concentrations de 1 à 2 µg/dl, taux qui sont présents dans la population canadienne, bien qu'il existe des incertitudes quant aux effets observés à ces concentrations. Parmi ceux-ci, l'effet critique pour la caractérisation des risques est la neurotoxicité pour le développement, pour laquelle la preuve d'un lien était la plus importante, en particulier la baisse du quotient intellectuel (QI) et les troubles de l'attention. Il convient également de noter que dans le cas de nombreuses études, la limite de quantification (LQ) était d'environ 3 µg/dl, de sorte qu'il était difficile d'interpréter la limite inférieure de la courbe dose-réponse.

3.1.1 Neurotoxicité pour le développement

Des études épidémiologiques ont signalé un lien entre l'exposition au plomb durant les premières années de vie et des effets nocifs sur le développement touchant divers paramètres neurologiques, neurophysiologiques, cognitifs et comportementaux, dont les suivants : la fonction neuromotrice (Fraser *et al.*, 2006; Boucher *et al.*, 2012); les résultats scolaires (Chandramouli *et al.*, 2009); les comportements antisociaux (Needleman *et al.*, 2002); l'attention et les fonctions exécutives (Bouchard *et al.*, 2009; Cho *et al.*, 2010); la fonction auditive (Osman *et al.*, 1999) et la fonction visuelle (Laughlin *et al.*, 2008). Au cours des dix dernières années, on a observé un grand nombre de ces effets nocifs à des concentrations de plomb dans le sang inférieures à 10 µg/dl et il existe également un nombre suffisant de données indiquant que l'exposition au plomb aurait un lien avec les troubles de l'attention à des concentrations de plomb dans le sang inférieures à 5 µg/dl (Braun *et al.*, 2006; Froelich *et al.*, 2009, National Toxicology Program [NTP] des États-Unis, 2012). Plusieurs études ont également signalé une relation dose-réponse qui pourrait aller jusqu'aux plus faibles concentrations de plomb dans le sang étudiées (de 1 à 2 µg/dl) (Lanphear *et al.*, 2000; Canfield *et al.*, 2003a, b; Chiodo *et al.*, 2004, 2007; Miranda *et al.*, 2007).

Le QI est le paramètre le plus couramment mesuré afin d'évaluer la neurotoxicité pour le développement due à l'exposition au plomb. On a observé cette neurotoxicité pour le développement aux plus faibles taux d'exposition au plomb examinés jusqu'à ce jour, à la fois dans le cadre d'études par observation et d'expériences sur les animaux. On dispose de beaucoup d'études montrant l'influence néfaste sur le QI de l'exposition précoce au plomb chez les enfants d'âge scolaire, les données indiquant une baisse du QI lorsque la concentration sanguine de plomb augmente. Les recherches effectuées à ce sujet montrent que l'exposition chronique au plomb durant les premières années de vie est liée à une baisse du QI des enfants d'âge scolaire, et indiquent globalement des effets préoccupants à des taux d'exposition inférieurs à 10 µg/dl

² Idem

(Ernhart *et al.*, 1987; 1989; Cooney *et al.*, 1989a, b, 1991; Bellinger *et al.*, 1991, 1992; Dietrich *et al.*, 1992; Schnaas *et al.*, 2006). Un grand nombre des études épidémiologiques individuelles modélisent une relation dose-réponse quant à la neurotoxicité pour le développement jusqu'aux concentrations de plomb dans le sang étudiés les plus faibles, soit de 1 à 2 µg/dl (Canfield *et al.*, 2003a; Chiodo *et al.*, 2004; Lanphear *et al.*, 2005; Tellez-Rojo *et al.*, 2006; Jedrychowski *et al.*, 2009), mais toutes les études ne fournissent pas ce type de résultat (p. ex., Surkan *et al.*, 2007; Chandramouli *et al.*, 2009). Il a été déterminé qu'une étude menée par Lanphear *et al.* (2005) tenait lieu de référence en ce qui concerne la caractérisation des risques relatifs aux effets du plomb sur le QI des enfants. Cette étude montre qu'il existe une relation inverse entre la concentration sanguine de plomb et le QI. Ainsi, on a observé que des concentrations sanguines de 2,4 à 10 µg/dl, de 10 à 20 µg/dl et de 20 à 30 µg/dl entraînaient une baisse du QI de 3,9 points, 1,9 point et 1,1 point, respectivement. Lanphear *et al.* (2005) ont conclu qu'un taux sanguin de plomb maximal de moins de 7,5 µg/dl entraîne un déficit intellectuel chez les enfants. Le point de données le plus faible dans l'étude de Lanphear (2005) était de 2,4 µg/dl et il existe une incertitude quant à l'extrapolation de la courbe de dose-réponse actuellement observée chez les Canadiens. L'absence de points de données plus faibles est liée à l'utilisation d'études plus anciennes menées dans un contexte où l'exposition au plomb était plus élevée.

Il est important de noter que chez les animaux de laboratoire, on a observé que les effets neurotoxiques du plomb sur le développement persistaient après l'arrêt de l'exposition et une fois les concentrations sanguines et cérébrales de plomb revenues à la normale ou aux taux de référence (Rice et Barone, 2000). Chez l'être humain, on a constaté que les effets neurotoxiques du plomb sur le développement persistaient jusqu'aux dernières années de l'adolescence. On a constaté que le plomb a des interactions avec de multiples types de cellules dans le système nerveux central. On a déterminé plusieurs modes d'action possibles en s'appuyant sur des expériences scientifiques afin d'expliquer la neurotoxicité du plomb pour le développement. Ces modes d'action sont jugés pertinents pour les humains.

3.1.2 Effets neurodégénératifs

Les études indiquent également qu'il existe un lien entre l'exposition au plomb et l'augmentation de la dégénérescence neurologique, en particulier entre la concentration de plomb dans les os et les effets neurodégénératifs (Shih *et al.*, 2006). Ces effets sont toutefois relativement limités pour les concentrations sanguines de plomb inférieures à 10 µg/dl. On a également signalé des effets sur le système nerveux central et le système nerveux périphérique à des concentrations sanguines de plomb supérieures à 20 µg/dl (ATSDR, 2007a).

3.1.3 Effets cardiovasculaires

On a observé un lien entre l'exposition au plomb et la mortalité cardiovasculaire, la mortalité par accident vasculaire cérébral, la mortalité par infarctus du myocarde, la cardiotoxicité et les maladies artérielles périphériques, et ce, à des concentrations sanguines en plomb inférieures à 10 µg/dl (Lustberg et Silbergeld, 2002; Navas-Acien *et al.*, 2004, 2007, 2008; Menke *et al.*, 2006; Schober *et al.*, 2006). Le critère qui a été le plus étudié et pour lequel la preuve d'un lien est la plus importante est lié à une augmentation due au plomb de la pression artérielle, et notamment de la pression systolique, ou du risque d'hypertension. Il existe un rapport entre le taux de plomb dans le sang et la pression artérielle, mais on a constaté qu'il n'est pas aussi cohérent que celui entre la concentration de plomb dans les os et l'augmentation de la pression artérielle ou le risque d'hypertension chez les personnes âgées (Cheng *et al.*, 2001). Globalement, les résultats épidémiologiques ont montré une tendance persistante qui confirme l'existence d'un rapport entre la concentration sanguine de plomb et la pression artérielle systolique chez l'adulte. Ce rapport est relativement insignifiant, mais significatif sur le plan statistique. Les changements biologiques, tels que l'âge, le régime alimentaire, le sexe et l'ethnicité, qui sont tous des facteurs de risque pour les maladies cardiovasculaires, pourraient expliquer pourquoi certains résultats sont contradictoires.

3.1.4 Effets sur le système rénal

Le plomb serait également nocif pour le système rénal. Il causerait des troubles graves à des concentrations sanguines supérieures à 50 µg/dl, une enzymurie et une protéinurie au-dessus de 30 µg/dl, et une réduction de la filtration glomérulaire en dessous de 20 µg/dl (ATSDR, 2007a). Ekong *et al.* (2006) ont conclu que le plomb contribue à la néphrotoxicité à des concentrations inférieures à 5 µg/dl, en particulier chez les populations à risque comme les personnes atteintes d'hypertension, de diabète ou de néphropathie chronique.

3.1.5 Effets sur la reproduction

Le plomb est nocif pour le développement du fœtus même à des concentrations sanguines qui ne produisent pas de toxicité clinique chez la mère. Les principaux effets du plomb sur le système de reproduction que l'on a observés chez la femme sont les suivants : retards de maturation sexuelle, risques d'avortement spontané, réduction du poids à la naissance et naissances prématurées. Les résultats d'étude ont montré qu'une concentration sanguine en plomb de 3 µg/dl suffisait pour entraîner un retard pubertaire chez les adolescentes (Selevan *et al.*, 2003). Gonzalez-Cossio *et al.* (1997) ont constaté que le taux de plomb dans les os de la mère est inversement proportionnel au poids de l'enfant à la naissance. Hernandez-Avila *et al.* (2002) ont montré que la concentration de plomb dans les os est liée à une réduction de la taille à la naissance. Une autre étude indique qu'il existe un rapport inverse entre la concentration sanguine de plomb et la durée de la grossesse, avec un risque accru de prématurité (Cantonwine *et al.*, 2010). Chez l'homme, les effets du plomb sur la reproduction les plus couramment signalés, notamment la réduction de la numération spermatique, la malformation congénitale et un risque accru d'infertilité, étaient à des concentrations sanguines supérieures à 10 µg/dl (Alexander *et al.*, 1996; Sallmen *et al.*, 2000; Bonde *et al.*, 2002).

3.1.6 Aperçu des effets sur la santé

Pour résumer, les études décrites ci-dessus montrent la nocivité du plomb, notamment sa neurotoxicité pour le développement, ses effets neurodégénératifs, ainsi que sa nocivité pour les systèmes cardiovasculaire, rénal et reproducteur, à des concentrations sanguines inférieures à

10 µg/dl. Le poids de la preuve le plus important concerne les effets neurologiques du plomb sur le développement des enfants, en particulier la baisse du QI. Afin de protéger l'ensemble de la population contre les autres effets nocifs du plomb, on considère qu'il faut sélectionner les nourrissons et les enfants en tant que sous-population à risque, et les effets neurologiques sur le développement comme effets critiques sur la santé.

Au vu de ces nouvelles données, en particulier en ce qui concerne la sensibilité des enfants aux effets neurologiques touchant le développement, l'Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA) et le Programme mixte Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO)/Comité mixte d'experts des additifs alimentaires (JECFA) de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) ont conclu que l'actuelle dose hebdomadaire admissible provisoire (DHAP) de plomb, à savoir 25 µg/kg de poids corporel, n'est plus adéquate afin de protéger la santé humaine (JECFA, 2010). De plus, le JECFA (2010) a conclu que d'après les données actuelles, il est impossible de déterminer une nouvelle DHAP qui permette de protéger la santé. D'après les modélisations dose-effet effectuées par l'Office of Environmental Health Hazard Assessment de l'EPA de l'État de Californie (OEHHA, 2007) et par l'EFSA (2010), chaque augmentation de la concentration sanguine de plomb de 1 µg/dl entraînerait une déficience d'un point de QI environ.

3.2 Métabolisme, âge et autres facteurs contribuant à l'augmentation de la concentration de plomb dans l'organisme

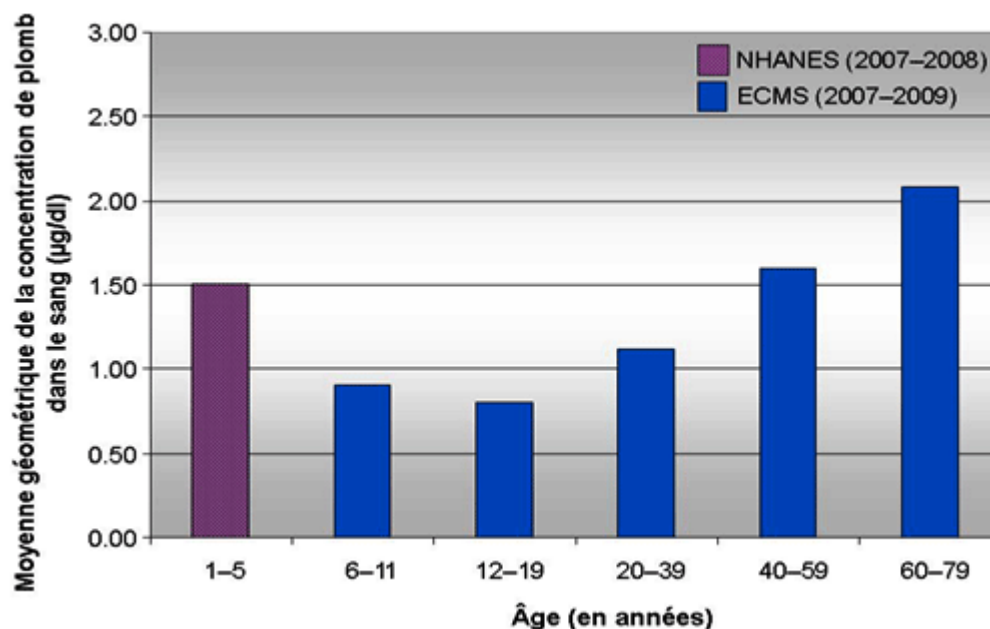
Les déficits nutritionnels en fer et en calcium chez les enfants augmenteraient l'absorption du plomb (EFSA, 2010). On estime que les effets du plomb sur la santé se produisent selon des modes d'action communs, comme la capacité du plomb à imiter d'autres métaux essentiels sur le plan biologique, notamment le calcium, mais également le fer et le zinc (Kosnett, 2006). Le système nerveux peut être atteint (EFSA, 2010), ainsi que le système cardiovasculaire et la pression artérielle (Piccinni *et al.*, 1977; Kramer *et al.*, 1986; Watts *et al.*, 1995; Hwang *et al.*, 2001).

Le plomb est disséminé par la circulation sanguine, puis il s'accumule dans les os ou il est excrété. Les os deviennent alors des « réservoirs » de plomb, 90 % du plomb absorbé s'y accumulant chez les adultes, et 70 % chez les enfants (Barry, 1975). Le plomb présent dans les os est constamment mobilisé et libéré dans la circulation générale, mais dans certaines conditions le taux de remobilisation peut augmenter. Par exemple, la grossesse, la lactation, la ménopause, l'andropause, la postménopause, un alitement prolongé, l'hyperparathyroïdie et l'ostéoporose peuvent entraîner une augmentation de la remobilisation conduisant à une augmentation de la concentration sanguine de plomb (Silbergeld *et al.*, 1988; Franklin *et al.*, 1997; Gulson *et al.*, 1997, 1999, 2003). La puberté est également un événement important, compte tenu des changements considérables qui se produisent dans la structure osseuse durant cette période. Il faut se préoccuper de l'absorption du plomb pendant la puberté, surtout chez les jeunes filles, car c'est à ce moment que la majeure partie des os se forme, et le plomb qui s'y accumule sera mobilisé à nouveau durant la grossesse, qui représente la principale source d'exposition fœtale au plomb (Campbell *et al.*, 2004; Davies *et al.*, 2005). Le plomb libéré depuis l'os maternel peut représenter une source de plomb pour le fœtus lorsque le calcium est mobilisé et utilisé pour la production du squelette fœtal (Silbergeld *et al.*, 1988; Franklin *et al.*, 1997; Gulson *et al.*, 1997, 1999, 2003). Les changements biologiques, tels que le sexe, l'état de santé, l'état nutritionnel, la

génétique et l'ethnicité, peuvent également influencer l'absorption du plomb ou la gravité des effets observés. Par conséquent, on estime que les enfants, les hommes, les personnes vieillissantes, les femmes enceintes, les personnes qui ne sont pas de race blanche et celles qui souffrent d'hypertension, de néphropathie chronique, de diabète et de déficits nutritionnels sont des sous-groupes vulnérables.

On observe différentes tendances caractéristiques liées à l'âge concernant les concentrations de plomb dans l'organisme. De la naissance à six mois, le taux sanguin de plomb de l'enfant reflète celui de sa mère (Schell *et al.*, 2003), ce qui est dû au transfert du plomb maternel soit par l'intermédiaire du placenta, soit plus tard dans le lait maternel (Manton *et al.*, 2000). À mesure que l'enfant devient plus actif et mobile, à partir de six mois, l'exposition au plomb dans l'environnement augmente progressivement. La poussière déposée et la terre commencent à constituer une partie de plus en plus importante de l'exposition globale au plomb lorsque l'enfant porte ses mains à la bouche, ainsi que des objets non alimentaires qui peuvent contenir du plomb (p. ex., terre, bijoux pour adultes, éclats de peinture à base de plomb), un comportement qui est souvent exacerbé lorsqu'il fait ses dents (Manton *et al.*, 2000; Tulve *et al.*, 2002; CDC, É.-U., 2009). Les taux sanguins de plomb chez le nourrisson ont tendance à augmenter, les concentrations les plus élevées étant observées entre 1 an et 3 ans, puis une légère baisse a lieu durant l'enfance et l'adolescence, avant d'augmenter de nouveau chez l'adulte avec l'âge (Baghurst *et al.*, 1987; Dietrich *et al.*, 1993, 2001; Canfield *et al.*, 2003a; CDC, É.-U., 2009b; Bell *et al.*, 2011; INSPQ, 2011; Richardson *et al.*, 2011; Zahran *et al.*, 2011). D'une manière générale, les personnes âgées ont les concentrations les plus élevées, en raison de leur exposition à des taux de plomb plus importants dans le passé et de la remobilisation dans la circulation sanguine du plomb accumulé au fil du temps dans les os. Par conséquent, à certaines étapes de la vie, les réservoirs de plomb qui se forment dans les os peuvent représenter la plus grande source potentielle d'augmentation de la concentration sanguine en plomb, ce qui souligne à quel point il est important de réduire l'exposition générale au plomb à chaque étape de la vie. Les tendances relatives à la concentration sanguine de plomb en fonction de l'âge relevées par l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé (ECMS) (Bushnik *et al.*, 2010) et la National Health and Nutrition Examination Survey des États-Unis (NHANES) (CDC, É.-U., 2009b) sont présentées à la figure 1.

Figure 1. Concentration sanguine de plomb en fonction de l'âge (Enquête canadienne sur les mesures de la santé 2007-2009; National Health and Nutrition Examination Survey des États-Unis 2007-2008)



Outre l'âge, on sait que plusieurs autres facteurs entraînent une augmentation de l'exposition humaine au plomb et par conséquent, de la concentration sanguine de plomb. Le plomb présent dans les os et le sang de la mère représente des sources majeures d'exposition pour le fœtus. L'exposition maternelle au plomb en milieu professionnel (par ex., dans une fonderie de plomb, une usine de piles ou dans le secteur du recyclage) peut élever la concentration sanguine de plomb du nouveau-né et du nourrisson (ATSDR, 2007a). Les concentrations de plomb dans le lait maternel sont fortement liées aux concentrations sanguines de plomb chez les nourrissons. Cependant, les concentrations de plomb dans le sang maternel ont une plus grande influence que les concentrations dans le lait maternel sur les concentrations sanguines de plomb chez les nourrissons (Ettinger *et al.*, 2004; Koyashiki *et al.*, 2010).

En outre, on a observé que la concentration sanguine de plomb des immigrants aux États-Unis et au Canada dépendait grandement du temps écoulé depuis le moment du départ de leur pays d'origine, les immigrants les plus récents présentant les taux les plus élevés (CDC, É.-U., 2006). Ce résultat peut s'expliquer par l'utilisation continue du plomb dans d'autres pays, par exemple dans l'essence au plomb, les brasures pour conserves alimentaires, ainsi que des mesures réglementaires moins strictes pour la prévention de la pollution industrielle. La concentration de plomb peut également augmenter en raison d'une mauvaise alimentation, d'un logement insalubre et d'une mauvaise qualité de vie suite à l'immigration (Geltman *et al.*, 2001).

Dans des communautés plus anciennes, plusieurs sources d'exposition et facteurs de risque peuvent converger. Les communautés plus anciennes sont plus susceptibles d'avoir des conduites de branchement en plomb, des raccords de tuyauterie contenant du plomb, de la brasure en plomb dans le système de plomberie, un sol contaminé au plomb provenant de l'industrie actuelle ou ancienne ou des répercussions de l'utilisation historique de l'essence au plomb sur les routes principales et de la peinture à base de plomb dans les maisons. De plus, il se peut que ces zones plus anciennes aient une proportion plus élevée de nouveaux immigrants ou de familles aux revenus plus modestes. Il est plus probable que les maisons plus anciennes doivent faire l'objet de rénovations. Au Canada, la teneur sanguine de plomb est plus élevée chez les hommes que chez les femmes, chez les fumeurs que chez les non-fumeurs, chez les personnes nées dans d'autres pays que chez celles nées au Canada, chez les résidents d'un logement plus ancien (construit depuis plus de 50 ans) que chez les résidents d'un logement plus récent, chez les ménages à faibles revenus que chez les ménages aux revenus plus élevés (Bushnik *et al.*, 2010).

4 RISQUES ENVIRONNEMENTAUX

L'exposition à une concentration élevée de plomb issu de sources naturelles et humaines peut nuire à la faune (Scheuhammer et Norris, 1995). Le plomb est un métal omniprésent à l'état naturel, mais il peut être mobilisé et libéré dans l'environnement à des concentrations supérieures aux valeurs de base en raison de l'activité anthropique. Au Canada, on a constaté que l'exposition au plomb était notamment toxique pour les oiseaux, les poissons et les crustacés dans la colonne d'eau, pour les invertébrés benthiques dans les sédiments, ainsi que pour les plantes et les lombrics dans le sol.

Plus de 5 000 tests ont été réalisés en laboratoire sur les effets toxiques du plomb et des composés du plomb sur les organismes qui vivent dans la colonne d'eau, les sédiments et le sol (ECOTOX, 2006). Dans le milieu aquatique, ce sont les invertébrés comme les éphéméroptères, les myes, les moules et les daphnies qui sont les plus sensibles au plomb, et pour quelques substances contenant du plomb, ce sont les plantes et les algues qui sont les plus sensibles (ECOTOX, 2006). On sait également que certaines propriétés physiques et chimiques de l'eau, comme le pH, l'alcalinité, la dureté et le contenu du carbone organique dissout, peuvent changer de façon considérable la toxicité du plomb pour les poissons d'eau douce et les daphnies (TNO, 2005). Ainsi, la biodisponibilité du plomb a tendance à augmenter lorsque le pH, la dureté ou la teneur en matière organique de l'eau sont faibles (EPA, É.-U., 2011).

On a constaté une bioaccumulation et une bioconcentration du plomb dans certains organismes comme les algues, les macrophytes et les organismes benthiques (EPA, É.-U., 2011). Toutefois, si l'on a émis l'hypothèse qu'il pouvait y avoir bioamplification du plomb dans les niveaux trophiques inférieurs des écosystèmes (Rubio-Franchini *et al.*, 2008), de nombreuses études semblent indiquer que la bioamplification du plomb inorganique est négligeable, voire que les concentrations baissent aux niveaux supérieurs de la chaîne alimentaire (Eisler, 1998). Ce phénomène s'explique en partie par le fait que chez les vertébrés, le plomb est stocké dans les os, qui ne sont généralement pas digérés lorsqu'une proie est consommée.

Outre le rejet atmosphérique du plomb, il existe encore plusieurs sources potentielles d'exposition et de toxicité dues au plomb pour les animaux : chasse avec des munitions à base de plomb, pertes de plombs et de turlottes de pêche, dépôts de plomb dans les champs de tir, plomb issu de la combustion d'essence ancienne, plomb issu des déchets de mines et de fonderies.

Une étude complète de l'impact sur l'environnement de la grenaille de plomb et des plombs de pêche au Canada a montré que le plomb issu de munitions de fusil pouvait être une source importante d'exposition pour les oiseaux d'eau, d'autres gibiers à plumes et leurs prédateurs au Canada (Scheuhammer et Norris, 1995). Cette étude a également montré que l'emploi de petits plombs et turluttés en plomb (de moins de 50 g) présentait un danger toxicologique et un risque de mortalité pour le plongeon huard. Les oiseaux peuvent confondre la grenaille de plomb avec du gravier et en ingérer par erreur, de même avec les plombs de pêche, qu'ils peuvent prendre pour des petits cailloux. L'ingestion de ces objets entraîne alors une intoxication saturnine, et parfois la mort. Les effets toxiques des plombs de pêche perdus ont été bien documentés chez le plongeon huard. Ils représentent 20 à 30 % des causes de décès chez le plongeon huard adulte sur son territoire de reproduction, dans les zones où la pêche récréative est importante. Outre les huards, on a constaté l'ingestion de plombs et de turluttés en plomb chez plus de 28 autres espèces d'oiseau d'eau et chez deux espèces de tortues (Franson *et al.*, 2003; Scheuhammer *et al.*, 2003; références citées aux présentes).

Auparavant, des centaines de tonnes de plomb étaient libérées dans l'environnement chaque année dans les centaines de champs de tir à ciel ouvert au Canada. On a mesuré des taux de plomb suffisants pour causer des effets toxiques chez les lombrics et les oiseaux d'eau dans certains champs de tir, en particulier dans ceux installés sur un sol acide ou dans des terres humides connexes où les oiseaux d'eau peuvent ingérer des grains de plomb. D'une manière générale, les concentrations de plomb mesurées chez les petits mammifères dans les champs de tir n'étaient pas plus élevées parmi les animaux prélevés sur les champs, mais la concentration de plomb était plus élevée dans les herbes de ces champs, ainsi que les concentrations évaluées chez les criquets dans un champ de tir en Alberta (Santé Canada, 2004).

5 PRINCIPALES SOURCES DE PLOMB

Le plomb est présent dans la nature, dans le substrat rocheux, le sol, le till, les sédiments, les eaux de surface, les eaux souterraines et l'eau de mer. Cependant, la concentration de plomb dans les eaux de surface et souterraines canadiennes non touchées par les sources de pollution est généralement faible (Santé Canada, 1995). Parmi les sources naturelles primaires de rejet du plomb, on compte l'activité volcanique et l'érosion naturelle des dépôts de plomb. En raison de sa présence naturelle dans l'environnement, il est également présent de façon naturelle dans les aliments, à de faibles concentrations, suite à son absorption dans le sol par les plantes, dans l'eau et les sédiments par les poissons, et chez les plantes et les animaux qui consomment des plantes et d'autres animaux. Dans les milieux naturels, on trouve rarement le plomb dans sa forme élémentaire (Adriano, 2001), mais il est combiné à d'autres éléments sous forme minérale, et il coexiste également avec d'autres métaux dans les gisements de minerai (Pais et Jones, 1997; Reimann et de Caritat, 1998; Adriano, 2001).

Le Canada est un important producteur et fournisseur mondial de plomb affiné, se plaçant au huitième rang mondial en 2009 en matière de production minière (68 624 tonnes) et au sixième rang de la production de plomb affiné (101 484 tonnes) (Panagapko, 2009). La plus grande partie du plomb produit au Canada est un coproduit de l'extraction du zinc. En 2009, le recyclage du plomb, principalement issu de batteries de voiture épuisées, représentait la principale source (61 %) de la production totale de plomb affiné au Canada. Près de 90 % du plomb affiné produit au Canada sont exportés aux États-Unis.

6 USAGES

Que ce soit aujourd'hui ou par le passé, l'exposition de la population au plomb est fortement influencée par le grand nombre d'usages différents du plomb. Bon nombre de ces usages ont été arrêtés dans le but de favoriser la santé humaine en réduisant l'exposition au plomb.

À l'heure actuelle, la production de batteries, utilisées principalement dans l'industrie automobile, constitue le plus grand marché mondial du plomb affiné, depuis le retrait du plomb dans les peintures domestiques, les additifs d'essence et les brasures pour conserves alimentaires (OCDE, 1993; Keating et Wright, 1994; Keating, 1995; Panagapko, 2009). En outre, le plomb est largement utilisé dans un éventail d'autres applications comme la fabrication de gaines de câbles, de circuits imprimés, de revêtements pour bains de produits chimiques et récipients de stockage, de tuyaux de transmission chimique, de composants électriques, de polychlorure de vinyle (en tant que stabilisateur chimique) et d'écrans de protection radiologique. On continue d'utiliser beaucoup de plomb dans les produits laminés et extrudés dans l'industrie de la construction. Dans ce secteur, l'utilisation de revêtements en plomb a augmenté ces dernières années (CIRC, 2006). De plus, on utilise encore certains composés du plomb dans l'industrie comme apprêt pour le fer et l'acier (Panagapko, 2009). Des quantités importantes de plomb sont utilisées pour la production de grenailles de plomb et de munitions, ce qui suscite des préoccupations particulières par rapport à la santé des Canadiens des régions rurales, notamment les Autochtones, dont les protéines alimentaires proviennent en grande partie du gibier. Le plomb a également d'autres usages, comme la fabrication d'imperméabilisants, de colorants, de vernis et résines, de pigments, de pièces automobiles, d'explosifs, de couchage du papier, de céramique, de caoutchouc et de plastique, et certaines applications analytiques.

On utilisait couramment du plomb tétraéthyle et du plomb tétraméthyle en tant qu'agents antidétonants dans les carburants pour véhicules à moteur en Amérique du Nord jusqu'à l'interdiction du plomb dans l'essence pour véhicules routiers dans les années 1990. Le *Règlement sur l'essence* dans le cadre de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999* (LCPE, 1999) limite l'utilisation du plomb dans l'essence, le carburant pour avion à moteur à pistons (AVGAS) et le carburant de course pour véhicules de compétition (Environnement Canada, 2010a).

7 PROFIL ACTUEL DE REJET DE PLOMB DU CANADA

Afin de déterminer le moyen de réduire l'exposition de la population canadienne au plomb, il faut d'abord comprendre où elle se produit et ce qu'il advient du plomb, à la fois dans la nature et dans le monde industriel. La contamination des milieux terrestre et aquatique par le plomb peut se produire de nombreuses manières, par exemple par le dépôt du plomb issu de l'atmosphère (Stafilov *et al.*, 2010), l'érosion de roches contenant du plomb (Smith *et al.*, 2009), l'élimination de produits à base de plomb comme les cartouches et la grenaille de plomb (Chrastny *et al.*, 2010), l'utilisation ancienne de pesticides à base de plomb (CCME, 1999) et le rejet de plomb dans l'eau et les sédiments à partir de mines et d'autres effluents (Besser *et al.*, 2008).

On compte quatre grandes sources de rejet du plomb : les sources naturelles primaires, les sources anthropiques primaires, les sources anthropiques secondaires, et la remobilisation et la réémission. Les sources anthropiques primaires de rejet du plomb se produisent lorsque le plomb présent dans les matières premières est mobilisé au moyen d'activités telles que la fonte et

l'affinage de métaux communs. Les sources anthropiques secondaires de rejet du plomb surviennent lors de l'utilisation, de l'élimination ou de l'incinération de produits contenant du plomb comme les batteries, l'essence au plomb et les appareils électroniques. La remobilisation et la réémission du plomb dans l'atmosphère se produisent lorsque du plomb précédemment déposé (issu de sources anthropiques ou naturelles) est réintroduit dans l'atmosphère.

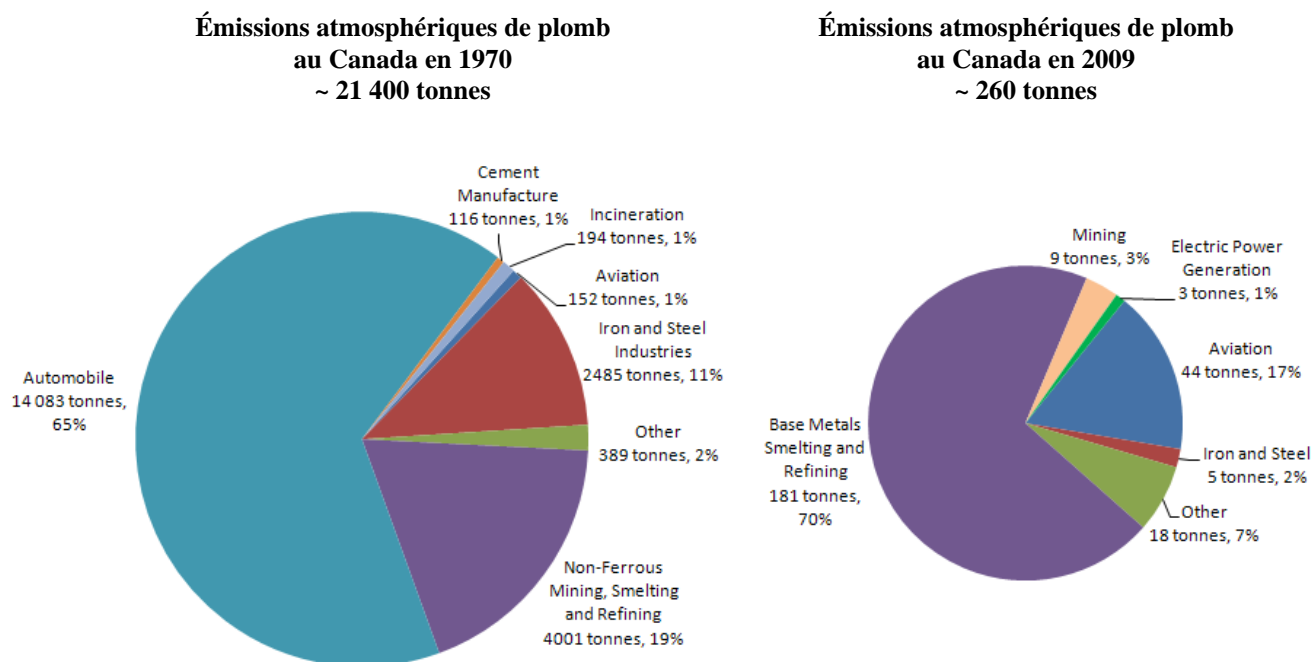
Il est important que les gouvernements surveillent la quantité de plomb et d'autres produits chimiques dangereux qui sont rejetés dans l'environnement afin de déterminer l'efficacité des mesures de prévention et de lutte contre la pollution, dont l'objectif ultime est de réduire les risques pour la santé humaine et l'environnement. Environnement Canada tient à jour l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP), lequel inclut les données sur le rejet et le transfert de polluants déclarés par les établissements canadiens qui remplissent certains critères, ainsi que les estimations des émissions atmosphériques de plusieurs substances préoccupantes (dont le plomb) qui prennent en compte les renseignements déclarés par les établissements à l'INRP.

Cependant, l'INRP ne reflète pas tous les rejets de polluants dans l'environnement, et en ce qui concerne le plomb, certaines sources importantes n'y sont pas incluses (comme le rejet dans le sol et l'eau par des établissements qui n'ont pas l'obligation de déclarer leurs émissions à l'INRP, et le plomb présent dans des produits de consommation tels que la grenaille de plomb et les plombs de pêche). Les établissements ont déclaré à l'INRP les émissions de plomb suivantes pour l'année 2009 : environ 260 tonnes rejetées dans l'atmosphère, 160 tonnes dans le sol et 16 tonnes dans l'eau.

7.1 Rejets dans l'atmosphère

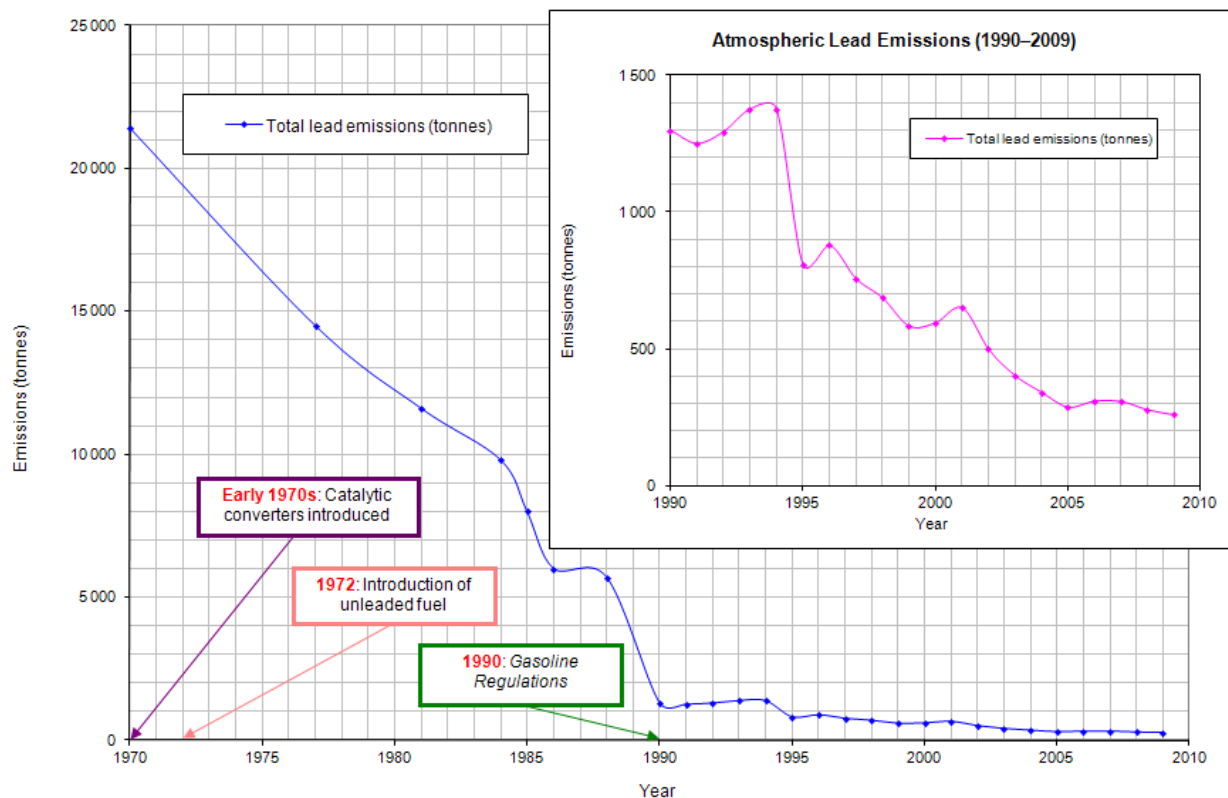
Comme cela est montré à la figure 2, les émissions de plomb ont diminué d'environ 99 % entre 1970 et 2009. À l'heure actuelle au Canada, les principales sources domestiques d'émissions anthropiques dans l'atmosphère sont les suivantes : fonderies et raffineries de métaux communs, essence contenant du plomb dans l'aviation et les véhicules de compétition, exploitation minière, industrie du fer et de l'acier, et production d'électricité (figure 2). La plus importante source anthropique d'émission de plomb dans le pays provient du secteur de la fonte et de l'affinage de métaux communs, qui représentait près de 70 % des émissions en 2009. Dix-sept pour cent des rejets dans l'air proviennent du transport aérien. Les activités de gestion des risques ont permis de réduire de façon considérable les émissions de plomb issues du secteur de la fonte de métaux communs. En 1988, la quantité totale d'émissions de plomb de ce secteur s'élevait à près de 1 600 tonnes. En 2009, les émissions étaient réduites à 181 tonnes, soit une baisse d'environ 89 %. De plus, deux fonderies qui avaient produit 107 tonnes d'émissions en 2009 ont cessé leurs activités en 2010, ce qui a entraîné une réduction supplémentaire des émissions de plomb dans ce secteur.

Figure 2. Comparaison des profils d'émissions anthropiques de plomb dans l'atmosphère au Canada en 1970 et en 2009



La figure 3 présente l'influence des diverses mesures réglementaires sur les émissions atmosphériques de plomb qui ont eu lieu au Canada au cours des dix dernières années.

Figure 3. Tendence de l'émission de plomb au Canada de 1970 à 2009



Sources : Environnement Canada 1974, 1996, 2011a

Instruments relatifs au milieu atmosphérique comme milieu préoccupant	
1976	Règlement sur le rejet de plomb de seconde fusion (promulgué pour la première fois en 1976 en vertu de la <i>Loi sur la lutte contre la pollution atmosphérique</i>)
1976	Règlement sur les revêtements liquides [abrogé en 2005] (en vertu de la <i>Loi sur les produits dangereux (LPD)</i>)
2005	Règlement sur les revêtements (remarque : ce règlement a remplacé le Règlement sur les revêtements liquides, 1976 en vertu de la <i>Loi sur les produits dangereux [LPD]</i> et maintenant de la <i>Loi canadienne sur la sécurité des produits de consommation [LCSPC]</i>)
1990	Règlement sur l'essence (en vertu de la LCPE, 1999)
1991	Règlement sur le rejet de plomb de seconde fusion (remarque : ce règlement a remplacé le règlement promulgué en 1976 en vertu de la <i>Loi sur la lutte contre la pollution atmosphérique</i>) (en vertu de la LCPE [1999])
2001	Codes de pratiques écologiques pour les aciéries intégrées et non-intégrées (en vertu de la LCPE, 1999)
2006	Avis de plans de prévention de la pollution (P2) relatifs à certaines substances toxiques émises par les fonderies et les raffineries de métaux de base et les usines de traitement du zinc (en vertu de la <i>Loi canadienne sur la protection de l'environnement [LCPE, 1999]</i>)
2006	Codes de pratiques écologiques pour les fonderies et raffineries de métaux communs (en vertu de la LCPE, 1999)

7.2 Rejets dans le sol

D'après l'INRP, environ 140 tonnes (soit 85 % des rejets dans le sol) de rejets déclarés proviennent directement de l'utilisation de munitions au plomb dans les champs de tir à des fins de formation militaire. Tous les champs de tir ne remplissent pas les critères de déclaration de l'INRP, par conséquent les rejets de plomb dans le sol ne sont pas déclarés en totalité pour cette activité précise. Au Canada, on estime que plus de 1000 tonnes de plomb par an sont rejetées dans le sol chaque année suite à l'utilisation de grenaille et de balles de plomb (Scheuhammer et Norris, 1995). Toutefois, comme ces rejets ne font pas l'objet d'une surveillance, on ne connaît pas exactement leur quantité à l'heure actuelle. Ces rejets peuvent avoir une incidence sur l'alimentation des animaux dans les milieux secs. Ainsi, Stevenson *et al.* (2005) ont observé une baisse importante du plomb chez les oiseaux d'eau suite à l'interdiction de la grenaille de plomb pour la chasse au gibier d'eau. Cependant, les concentrations de plomb chez la bécasse des bois, une espèce qui se nourrit dans des zones sèches où l'utilisation de grenaille de plomb est encore autorisée, n'ont pas beaucoup changé (Stevenson *et al.*, 2005). La grenaille utilisée pour la chasse et la lutte antiparasitaire présente un risque élevé d'exposition au plomb pour les détritivores et les oiseaux de proie (Hunt *et al.*, 2006; Knopper *et al.*, 2006). Le rejet de plomb dans le sol peut également être dû à l'utilisation de masses d'équilibrage en plomb qui peuvent tomber pendant la durée de vie du véhicule.

7.3 Rejets dans l'eau

Comme cela a été signalé à l'INRP, environ 16 tonnes de plomb ont été rejetées dans l'eau en 2009. Sur ces 16 tonnes, 52 % proviennent des stations de traitement des eaux usées, 13 % du secteur des pâtes et papiers, 13 % de l'exploitation minière et de la fonte de métaux communs, 10 % du secteur minier, et les 10 % restants de diverses industries comme le fer et l'acier, le pétrole et l'électricité (Environnement Canada, 2010b). Toutefois, ces rejets sont relativement faibles par rapport aux estimations des rejets dans l'eau non déclarés causés par l'utilisation de produits contenant du plomb.

Au Canada, la quantité de plomb qui pénètre dans l'eau suite à la perte fortuite de plombs de pêche et de turlottes représenterait 500 tonnes par an (Scheuhammer *et al.*, 2003, d'après les données du MPO, 1997). De plus, on a constaté que la grenaille de plomb rejetée au-dessus de plans d'eau entraîne une exposition de la faune au plomb, en particulier les oiseaux qui vivent et s'alimentent dans les zones humides. Les interdictions appliquées à la grenaille de plomb ont permis de réduire de beaucoup la concentration de plomb chez les oiseaux d'eau (Stevenson *et al.*, 2005). Il existe d'autres sources potentielles de rejet, notamment les masses d'équilibrage en plomb qui peuvent tomber lors de leur utilisation et disperser le plomb qu'elles contiennent sous forme de poussières diffuses, lesquelles sont alors entraînées par la pluie dans les cours d'eau et écosystèmes aquatiques voisins (Root, 2000).

De plus, à partir de l'échantillonnage du lixiviat de décharge, les concentrations de plomb dans le lixiviat de décharge brut dans dix décharges au Canada variaient de 0,01 à 0,1 mg/l avec une concentration moyenne de 0,062 mg/l. Les concentrations de plomb étaient inférieures aux limites de détection après le traitement du lixiviat. On a estimé que la contribution du plomb rejeté dans l'eau provenant des décharges représente moins de 500 kg/an (Environnement Canada, 2011b). Malgré le fait que les quantités trouvées dans le lixiviat brut

aient été relativement faibles et étant donné que certaines décharges ne sont pas dotées de ramassage des produits de lixiviation et de système de traitement, il est recommandé que les produits dont on sait qu'ils contiennent du plomb soient éliminés dans des décharges (Environnement Canada, 2009). De nombreuses provinces ont établi la responsabilité élargie des producteurs, le recyclage ou d'autres programmes de reprise qui pourraient inclure des produits contenant du plomb. Les consommateurs sont encouragés à communiquer avec leur municipalité ou leurs détaillants afin d'obtenir des détails concernant la disponibilité des programmes de collecte et de recyclage dans leur région qui acceptent les produits contenant du plomb (p. ex., accumulateurs au plomb et peintures à base de plomb).

8 SOURCES D'EXPOSITION

Les Canadiens doivent savoir que l'exposition au plomb peut provenir de nombreuses sources et qu'elle peut nuire à leur santé. Le fait de connaître les sources potentielles d'exposition au plomb permettra aux gens de prendre des décisions afin de réduire encore davantage leur exposition.

En raison de son utilisation de longue date dans l'industrie et le marché grand public et de sa présence à l'état naturel, le plomb est omniprésent dans l'environnement. La population canadienne peut être exposée au plomb dans son milieu environnemental, ses aliments et diverses autres sources, y compris dans certains produits de santé et de consommation, et ce malgré les strictes mesures de contrôle réglementaire introduites au Canada. Chez la population adulte, l'exposition se produit à l'heure actuelle principalement par ingestion de nourriture et d'eau potable, puis par inhalation (ATSDR, 2007a; EFSA, 2010). Toutefois, d'autres sources peuvent entraîner une exposition individuelle importante. L'inhalation est une voie d'exposition importante pour les personnes qui vivent à proximité de sources de plomb (PNUE, 2010). La peau n'est pas considérée comme une voie importante d'exposition. Les nourrissons et les enfants ont des comportements différents des adultes : ils rampent, ils portent davantage la main à la bouche et ont tendance à mettre des objets dans leur bouche (une tendance à ingérer des éléments non alimentaires comme de la terre ou de la peinture). Pour les nourrissons et les enfants, l'ingestion de substances non alimentaires contaminées par le plomb (p. ex., la poussière domestique, la peinture à base de plomb, le sol, des produits de consommation), ainsi que l'absorption alimentaire par la consommation d'eau et d'aliments sont donc la principale source d'exposition au plomb dans l'environnement. Les concentrations de plomb dans l'eau, la poussière de peinture ou le sol augmentant, ces milieux contribuent de plus en plus, et de façon importante aux concentrations de plomb dans le sang.

On compte également d'autres facteurs pouvant contribuer à l'exposition au plomb pour l'ensemble de la population : ingestion de gibier chassé à l'aide de munitions en plomb et ingestion par voie orale de produits qui pourraient contenir du plomb (p. ex., bijoux fantaisie, cristal au plomb, fournitures artistiques). D'autres facteurs qui contribuent à l'exposition au plomb incluent l'habitation ou les visites fréquentes dans des bâtiments anciens qui contiennent de la peinture à base de plomb et des conduites de branchement en plomb dégradées ou en rénovation, cohabitation avec une personne exposée au plomb dans le cadre de son activité professionnelle ou récréative et comportements comme le tabagisme (CoEH, 2005; ATSDR, 2007a, b; Bushnik *et al.*, 2010).

8.1 Produits de consommation

Jusqu'aux années 1960, on ajoutait de grandes quantités de plomb (de 10 à 50 %) dans les peintures domestiques et industrielles (ATSDR, 2007b; SCHL, 2009). Le Canada a toutefois pris des mesures réglementaires qui limitent désormais de façon stricte la teneur en plomb des peintures et des revêtements grand public. Malgré la baisse des taux de plomb dans les peintures et revêtements récents, il existe encore des possibilités d'exposition au plomb dans les nombreux bâtiments anciens qui contiennent des revêtements et peintures à base de plomb. Ces peintures à base de plomb restent donc une source potentielle d'exposition pour les personnes qui vivent dans des résidences anciennes (EPA, É.-U., 2010a).

En ce qui concerne les autres produits de consommation au Canada, il peut y avoir du plomb dans les bijoux bon marché, malgré les mesures de contrôle réglementaire strictes introduites dans le pays. Les fournitures artistiques d'utilisation générale, comme les encres, les colorants, les peintures et pastels, les pastels à la cire et les glaçures et vernis à base de plomb pour poterie et verrerie, peuvent également contenir des pigments de plomb. La teneur totale en plomb dans toutes les peintures, tous les crayons, toutes les craies, glaises à modeler et dans toutes les autres fournitures artistiques similaires importés ou vendus au Canada est limitée à 90 mg/kg. Les peintures d'artiste contiennent des pigments beaucoup plus variés que la peinture pour enfants; par conséquent elles ont plus de risques de contenir des pigments de plomb (Santé Canada, 2009a). En outre, on utilise encore des verres en cristal au plomb, lesquels représentent une source d'exposition au plomb (Santé Canada, 2009a). Le plomb est présent dans certains autres produits utilisés dans le cadre d'activités de loisir, comme les plombs de pêche, les poids pour la plongée, les soldats de plomb et autres figurines de collection, les matériaux de soudage, les éléments de vitraux, les vernis et glaçures au plomb pour la poterie, les matériaux pour le verre soufflé et les encres pour sérigraphie (Grabo, 1997). Le Canada dispose de limites réglementaires pour la fabrication, l'importation et la vente nationale, mais les produits traditionnels et les cosmétiques non fabriqués au Canada et qui peuvent être apportés au pays pour un usage personnel peuvent également contenir du plomb (CDC, É.-U., 2010; Santé Canada, 2010). La grenaille de plomb est autorisée pour la chasse aux oiseaux migrateurs hors des terres humides, au petit gibier et au gibier à plumes réglementée par la législation provinciale et territoriale (p. ex., tétras, lagopède alpin et dinde), tout comme les balles en plomb pour la chasse aux gros gibiers, ce qui peut représenter une source d'exposition au plomb pour l'être humain par la consommation d'animaux sauvages.

8.2 Aliments

Le plomb n'a aucune utilisation alimentaire autorisée au Canada, mais on en a détecté dans divers aliments. Le plomb est principalement introduit dans les aliments par absorption du sol aux plantes et par dépôt sur la surface des plantes. Par exemple, les légumes à feuilles cultivés dans une terre où le plomb est présent contiennent du plomb dans leurs feuilles ainsi que des particules contenant du plomb sur leur surface (ATSDR, 2007a). L'absorption du plomb par les plantes et l'ensilage d'engrais et de suppléments peut aussi se produire, faisant augmenter davantage l'exposition au plomb. Les poissons peuvent absorber du plomb à partir de l'eau et des sédiments alors que d'autres animaux peuvent être exposés au plomb par les aliments qu'ils consomment (Santé Canada, 2011a). De plus, le plomb peut s'introduire dans les aliments durant leur transport pour la mise sur le marché, leur transformation et leur préparation en cuisine, y compris la cuisson avec de l'eau contaminée au plomb, l'emploi de couverts contenant du plomb et l'entreposage dans des contenants (plats en céramique à vernis plombifère et cristal au plomb)

renfermant du plomb (EPA, É.-U., 1986; Santé Canada, 1992; ATSDR, 2007b). Les concentrations de plomb dans les aliments sur le marché canadien sont actuellement faibles. D'après des analyses réalisées sur le plomb contenu dans de nombreux aliments évalués dans le cadre des Études canadiennes sur l'alimentation totale de Santé Canada, on estime que la consommation de plomb dans les aliments commercialisés a considérablement baissé depuis le retrait du plomb dans l'industrie de la transformation des aliments, en particulier le retrait des conserves alimentaires à brasures de plomb au début des années 1980 au Canada et dans la plupart des produits importés dans les années 1990.

Les aliments traditionnels ont une place très importante dans la vie de nombreux Canadiens, en particulier les Premières nations et les Inuits, et peuvent représenter une partie importante de leur protéine alimentaire. Si les grenailles de plomb sont utilisées pour les aliments traditionnels (autorisées sauf pour la chasse d'oiseaux migrateurs et l'utilisation dans des terres humides), la quantité de viande potentiellement contaminée qui est consommée pourrait être beaucoup plus importante que celle des viandes vendues sur le marché et consommées par l'ensemble de la population. Il a été démontré qu'elles ont une incidence directe sur la charge corporelle de plomb chez les Autochtones, ce qui est un problème de santé publique potentiellement grave (Tsuji et Nieboer, 1997; Tsuji *et al.*, 2008a, 2009). L'absorption journalière estimée de plomb provenant des aliments pour toutes les catégories d'âge de l'ensemble de la population canadienne est d'environ 0,1 µg/kg de poids corporel. De manière générale, l'exposition alimentaire est supérieure chez les enfants et diminue avec l'âge (Santé Canada, 2011b). D'après les données recueillies dans le cadre de l'Étude sur l'alimentation, la nutrition et l'environnement chez les Premières nations (EANEPN), l'estimation quotidienne moyenne d'absorption de plomb provenant des aliments et de l'eau du robinet chez les Premières nations de la Colombie-Britannique vivant dans des réserves est de 0,23 µg/kg de poids corporel (Chan *et al.*, 2011).

8.3 Air ambiant

Les concentrations de plomb dans l'air ambiant sont mesurées dans tout le pays et déclarées dans le cadre du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) d'Environnement Canada qui est mené à l'aide d'un accord de coopération entre les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux ainsi que certaines administrations municipales. On effectue les analyses chimiques des échantillons de particules en suspension dans les laboratoires d'Environnement Canada, à Ottawa. Ces données montrent que les concentrations de plomb dans l'air ambiant au Canada ont baissé considérablement à la suite de l'introduction au pays de l'essence sans plomb en 1975 et de l'interdiction de l'essence à base de plomb pour les véhicules routiers dans les années 1990. Les concentrations moyennes de plomb ont baissé de plus de 99 % entre 1984 et 2008 (Environnement Canada, 2010c). De plus, l'imposition de mesures de contrôle plus importantes sur les émissions de plomb par l'industrie minière et les fonderies a permis de réduire encore davantage les concentrations de plomb dans l'air ambiant, celles-ci restant désormais continûment à un taux inférieur à 0,02 µg/m³.

L'essence au plomb est autorisée dans le carburant utilisé pour les petits aéronefs à moteur à piston. Cette utilisation continue d'être une source de plomb dans l'air ambiant et est actuellement la source unique la plus importante d'émissions de plomb dans l'air comprenant environ la moitié de l'inventaire national de plomb rejeté dans l'air aux États-Unis (EPA, É.-U., 2010b). Les concentrations de plomb dans l'air augmentent à mesure que l'on se rapproche des aéroports où circulent des avions à moteur à pistons (EPA, É.-U., 2010c). Dans le cadre d'une

étude menée en Caroline du Nord, les enfants habitant entre 500 et 1 000 m d'un aéroport où du carburant d'aviation contenant du plomb était utilisé avaient des concentrations de plomb dans le sang supérieures à celles d'autres enfants (Miranda *et al.*, 2011). Au Canada, d'après l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP), alors que les rejets industriels de plomb ont diminué, la contribution à la totalité des rejets de plomb dans l'air provenant des avions a augmenté pour passer d'environ 9 % en 2000 à environ 17 % en 2009.

8.4 Sol

Les concentrations naturelles de plomb dans le sol dépendent des caractéristiques géologiques de l'endroit. Le sol et les sédiments jouent le rôle de principal puits environnemental pour les composés du plomb. Le plomb ayant été dispersé en raison de ses utilisations dispersives passées, il est présent dans pratiquement tous les sols de surface, et il peut y rester indéfiniment. Les concentrations de plomb dans le sol sont généralement plus élevées en milieu urbain, près des routes, à proximité de sources industrielles qui utilisent ou rejettent du plomb, près de champs de tir pour armes à feu et à proximité des maisons, bâtiments et structures, comme les phares, dont la peinture à base de plomb s'est détériorée et est tombée sur le sol (SCHL, 2009). Le sol contaminé au plomb peut se retrouver dans les résidences, et il peut contribuer fortement à la teneur en plomb de la poussière intérieure déposée et à l'exposition des occupants. Les concentrations moyennes de plomb dans les échantillons de sol prélevés dans les zones résidentielles et les forêts-parcs au Canada varient de 35,6 à 766 mg/kg; la majorité d'entre elles sont inférieures aux Recommandations actuelles pour la qualité des sols du Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) pour la protection de la santé humaine et de l'environnement. D'un point de vue historique, il existe un rapport important entre le taux de plomb dans le sang chez l'enfant et la concentration de plomb dans le sol (Mielke *et al.*, 1997, 2007; Mielke, 1999), surtout en cas de comportement d'ingestion d'éléments non alimentaires (LaGoy, 1987; Mielke *et al.*, 1989). Une étude récente réalisée au nord de Hamilton a révélé que la modélisation du doublement des concentrations de plomb dans les terres de jardin entraînait une augmentation des concentrations de plomb dans le sang comprise entre 0 et 12 % chez les enfants (Richardson *et al.*, 2011).

8.5 Air intérieur et poussières domestiques

Les Canadiens passent jusqu'à 90 % de leur temps entre quatre murs, chez eux, à l'école ou au travail (Leech *et al.*, 1996). Les milieux intérieurs peuvent donc représenter une source importante d'exposition pour la population canadienne. Les études montrent régulièrement que la poussière domestique déposée est une source principale d'exposition au plomb par ingestion, en particulier chez les nourrissons et les jeunes enfants (Rabinowitz *et al.*, 1985; Lanphear *et al.*, 1996a, b, 1998; Manton *et al.*, 2000; Roy *et al.*, 2003). La poussière intérieure déposée peut être contaminée au plomb par diverses sources : sol extérieur contaminé, peinture à base de plomb détériorée, rénovations avec élimination de peinture par décapage à sec, par ponçage ou au chalumeau, produits de consommation, loisirs tels que la soudure, le brasage et la fabrication de vitrail, activités telles que le tabagisme (HUD, 2001; Jacobs *et al.*, 2002; Sanborn *et al.*, 2002).

La contamination de la poussière intérieure déposée par le plomb peut provenir de sources extérieures comme un sol contaminé (Hertzman *et al.*, 1990; Adgate *et al.*, 1998). Les résidences à proximité de sources de plomb, comme une fonderie ou un site contaminé, peuvent présenter une concentration élevée de plomb dans la poussière domestique (Hertzman *et al.*, 1990; von

Lindern *et al.*, 2003; Spalinger *et al.*, 2007). Les travaux de rénovation peuvent également produire de la poussière contaminée au plomb, lorsqu'on décape de la peinture à base de plomb (Farfel et Chisolm, 1990; HUD, 2001). Par conséquent, les activités de rénovation peuvent avoir un effet direct sur la concentration sanguine de plomb chez les enfants (CDC, É.-U., 2009a) et les adultes. Il s'avère que l'élimination ou l'assainissement de la source de contamination par le plomb a contribué à réduire les concentrations de plomb dans la poussière intérieure, ce qui a permis de réduire directement les concentrations sanguines de plomb chez les enfants résidents (Lanphear *et al.*, 2003). L'Enquête sur la poussière domestique au Canada a révélé des concentrations de plomb bioaccessible dans les échantillons de poussières domestiques variant de 7,9 à 3,916 mg/kg, avec des concentrations moyennes médianes et géométriques de 63 et 74 mg/kg, respectivement (Rasmussen *et al.*, 2011). Un lien entre la concentration de plomb dans la poussière domestique et les concentrations sanguines de plomb a été noté dans des études récentes, notamment relativement à la poussière du sol et des fenêtres (Dixon *et al.*, 2009; Bell *et al.*, 2011; INSPQ, 2011) ainsi qu'à la poussière de rénovation (Dixon *et al.*, 2009).

Chez les non-fumeurs, Rasmussen *et al.* (2006) ont observé des concentrations de plomb dans l'air intérieur variant de 0,0004 à 0,0027 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et de 0,001 à 0,0051 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans les résidences rurales et les habitations urbaines, respectivement. D'après une étude canadienne récente sur les concentrations de plomb dans l'air intérieur et extérieur, la concentration moyenne de plomb serait comprise entre 0,001 à 0,010 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, les taux les plus élevés ayant été observés dans l'air extérieur (Rasmussen *et al.*, 2009).

8.6 Eau potable

L'eau potable constitue une source d'exposition au plomb. Celui-ci peut s'y introduire dans l'eau suite à la dissolution de particules de conduites de branchement en plomb, de soudures à base de plomb pour raccorder des tuyaux en cuivre dans les maisons et les bâtiments, et d'accessoires de plomberie et de robinets faits de pièces en laiton contenant du plomb. Cette dissolution résulte de la corrosion et peut être causée par plusieurs facteurs, y compris le type de matériel utilisé, l'état des conduites et des raccords, le temps de stagnation de l'eau et la qualité de l'eau dans le système (y compris son pH et son alcalinité). Les changements de composition chimique résultant de l'utilisation de chloramine dans les réseaux d'eau dotés de conduites de branchement en plomb et d'autres éléments de plomberie contenant du plomb, tels que le laiton et la brasure, peuvent également faire augmenter la quantité de plomb dissous dans l'eau (Edwards *et al.*, 2009; Santé Canada, 2009b). Le Canada a mis en place des mesures réglementaires ces trente dernières années afin d'interdire l'emploi du plomb dans les conduites et les soudures. Il faut également noter qu'il est désormais interdit au Canada d'utiliser le plomb en tant que stabilisateur chimique dans les pièces en polychlorure de vinyle destinées aux réseaux de distribution d'eau potable et aux éléments de plomberie. Malgré cela, il existe encore des systèmes de distribution et des éléments de plomberie antérieurs à 1990 qui peuvent représenter une source de plomb dans l'eau du robinet. Diverses études municipales et provinciales canadiennes montrent que la concentration de plomb dans l'eau potable, au point de sortie de la station de traitement, est généralement inférieure à 1 $\mu\text{g}/\text{l}$. En général, les concentrations au robinet qui sont supérieures à cette valeur indiquent que les concentrations de plomb sont principalement liées aux matériaux contenant du plomb dans le système de distribution (p. ex., les conduites de branchement en plomb) et dans le système de plomberie. Dans les nombreuses études, les concentrations moyennes au robinet sont inférieures aux recommandations sur l'eau potable concernant le

plomb qui correspondent à une concentration maximale acceptable de plomb de 0,010 mg/l (10 µg/l). Néanmoins, certaines études ont montré que l'eau potable des habitations canadiennes possédant des éléments de plomberie ou des conduites de branchement en plomb présentait des concentrations qui dépassent la valeur de ces recommandations. Bien que les concentrations moyennes de plomb dans l'eau potable soient jugées faibles (c.-à-d. inférieures à 10 µg/l), l'eau potable est considérée comme une source importante d'exposition au plomb pour la plomberie et les Canadiens lorsque les conduites de branchement en plomb ou d'autres éléments contenant du plomb sont présents dans les systèmes de distribution et de plomberie. À mesure que les concentrations de plomb dans l'eau potable augmentent, l'eau devient une source d'exposition de plus en plus importante pour les enfants (Miranda *et al.*, 2007; Edwards *et al.*, 2009; Renner, 2009; INSPQ, 2011). Une étude récente réalisée par l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) a modélisé l'incidence des concentrations de plomb dans l'eau sur les concentrations sanguines de plomb chez les enfants et a révélé une concentration de plomb dans l'eau dix fois supérieure entraînant une augmentation de 23 % des concentrations sanguines de plomb chez les enfants (INSPQ, 2011).

9 SURVEILLANCE DE L'EXPOSITION HUMAINE

Il est également important que les autorités surveillent l'exposition de la population au plomb de manière à évaluer les risques pour la santé humaine et à déterminer l'évolution de l'exposition avec le temps.

Pour évaluer l'exposition au plomb, on mesure généralement la concentration de plomb dans le sang. Cette concentration est étudiée dans le cadre de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé (ECMS). De 2007 à 2009, cette étude, dont les résultats ont été publiés en août 2010 (Bushnik *et al.*, 2010), a mesuré pour la première fois depuis 30 ans la concentration sanguine de plomb à l'échelle nationale. Chez les personnes âgées de 6 à 79 ans, la concentration moyenne géométrique de plomb dans le sang était de 1,34 µg/dl. Les taux ont tendance à diminuer légèrement durant l'enfance et l'adolescence, puis augmentent de nouveau chez les adultes, avec l'âge. Les enfants âgés de 6 à 11 ans et les jeunes âgés de 12 à 19 ans ont présenté les concentrations de plomb dans le sang les plus faibles. D'autres adultes (âgés de 60 à 79 ans) avaient les concentrations les plus élevées, ce qui reflète leur exposition à des concentrations de plomb plus élevées dans l'environnement par le passé et la mobilisation dans la circulation sanguine du plomb accumulé dans les os.

Actuellement, il n'existe pas de données nationales canadiennes sur les concentrations de plomb dans le sang chez les enfants de moins de six ans. Étant donné la similarité des concentrations de plomb dans le sang entre le Canada et les États-Unis chez d'autres tranches d'âge, les concentrations de plomb dans le sang chez les enfants de moins de 6 ans aux États-Unis sont une valeur de substitution raisonnable des concentrations de plomb dans le sang chez les enfants canadiens dans cette tranche d'âge (CDC, É.-U., 2011). On observe une augmentation des taux sanguins de plomb chez le nourrisson à partir de six mois, avec les concentrations les plus élevées entre 1 an et 3 ans (Baghurst *et al.*, 1987; Dietrich *et al.*, 1993, 2001; Canfield *et al.*, 2003a; CDC, É.-U., 2009b; Bell *et al.*, 2011; Richardson *et al.*, 2011; Zahran *et al.*, 2011). La moyenne géométrique et la concentration de plomb dans le sang correspondant au 95^e centile chez les enfants âgés de 1 à 5 ans dans le cadre de la NHANES en 2007-2008 étaient de 1,51 et de 4,10 µg/dl, respectivement (CDC, É.-U., 2011). Nous sommes en train de mesurer les concentrations de plomb dans l'environnement et les tissus humains. Le deuxième cycle de

l'Enquête canadienne sur les mesures de santé (ECMS 2009-2011) inclut les enfants de 3 à 5 ans. Les données concernant les concentrations de plomb dans le sang dans cette tranche d'âge fourniront davantage d'information pour la progression de la gestion des risques liés au plomb.

Au Canada, la teneur sanguine de plomb est plus élevée chez les hommes que chez les femmes, chez les fumeurs que chez les non-fumeurs, chez les personnes nées à l'extérieur du Canada que chez celles nées au Canada, chez les résidents d'un logement plus ancien (construit depuis plus de 50 ans) que chez les résidents d'un logement plus récent, chez les ménages à faibles revenus que chez les ménages aux revenus plus élevés (Bushnik *et al.*, 2010).

On a détecté du plomb dans la quasi-totalité de la population, mais les concentrations ont baissé de façon spectaculaire au cours des trente dernières années. Les résultats de ce premier cycle de l'ECMS (2007-2009) indiquent une chute importante, de plus de 70 %, des taux sanguins de plomb depuis les années 1970. Cette baisse peut être attribuée, entre autres actions réussies, au retrait graduel du plomb dans l'essence, les peintures à base de plomb et les brasures en plomb pour conserves alimentaires, ainsi qu'à d'autres mesures de l'industrie et règlements du gouvernement entrepris ces 30 dernières années. Aujourd'hui, moins de 1 % des Canadiens âgés de 6 à 79 ans présente une concentration sanguine de plomb supérieure ou égale à la valeur de référence de 10 µg/dl établie par Santé Canada, alors qu'elle s'élevait à près de 27 % dans les années 1970 (figure 4). La concentration moyenne géométrique pour les Canadiens âgés de 6 à 79 ans mesurée par l'ECMS actuelle entre 2007 et 2009 représentait environ un tiers de celle mesurée lors de l'enquête de 1978-1979 de Santé Canada pour la même tranche d'âge (figure 4). La figure 5 présente des détails supplémentaires sur la concentration sanguine de plomb moyenne en fonction de l'âge dans l'enquête 2007-2009. En soulignant l'efficacité des mesures de gestion des risques concernant le plomb, des études menées chez les enfants en Ontario indiquent également une baisse des concentrations de plomb dans le sang qui correspond à l'utilisation décroissante de l'essence au plomb entre 1983 et 1992 (figure 6) (Wang *et al.*, 1997).

Figure 4. Baisse du taux sanguin de plomb dans la population canadienne

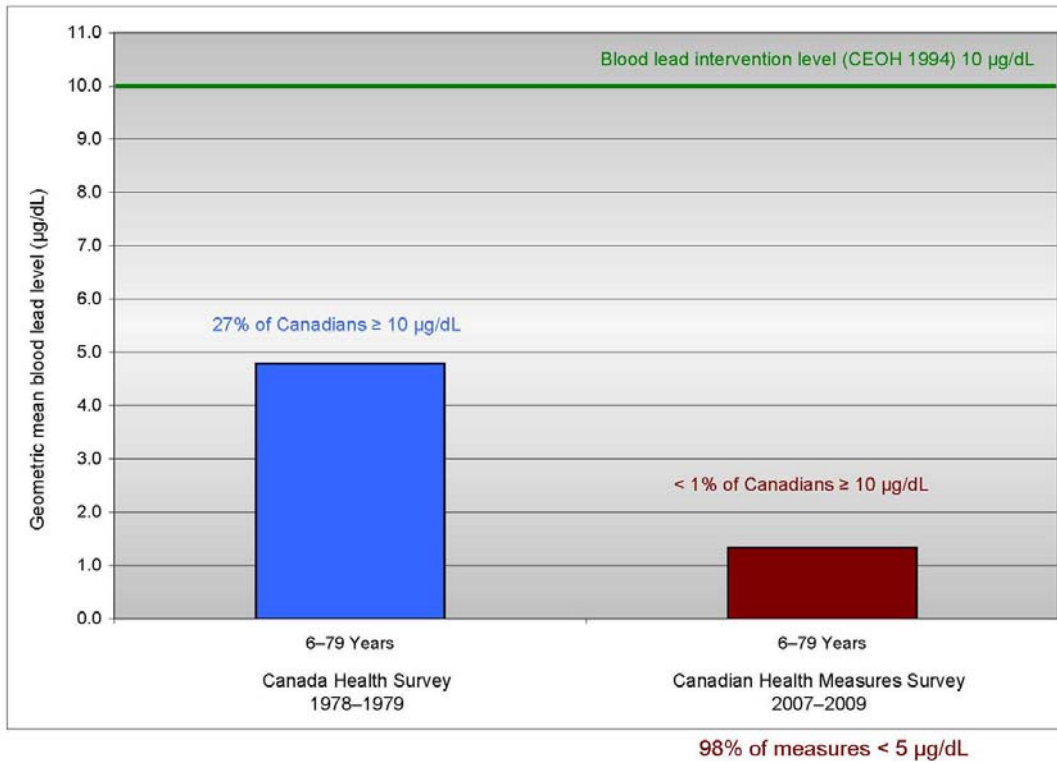


Figure 5. Concentration sanguine de plomb (Enquête canadienne sur les mesures de la santé 2007-2009; National Health and Nutrition Examination Survey des États-Unis 2007-2008) Moyenne géométrique et 95^e centile (les barres d'erreur indiquent un intervalle de confiance à 95 %)

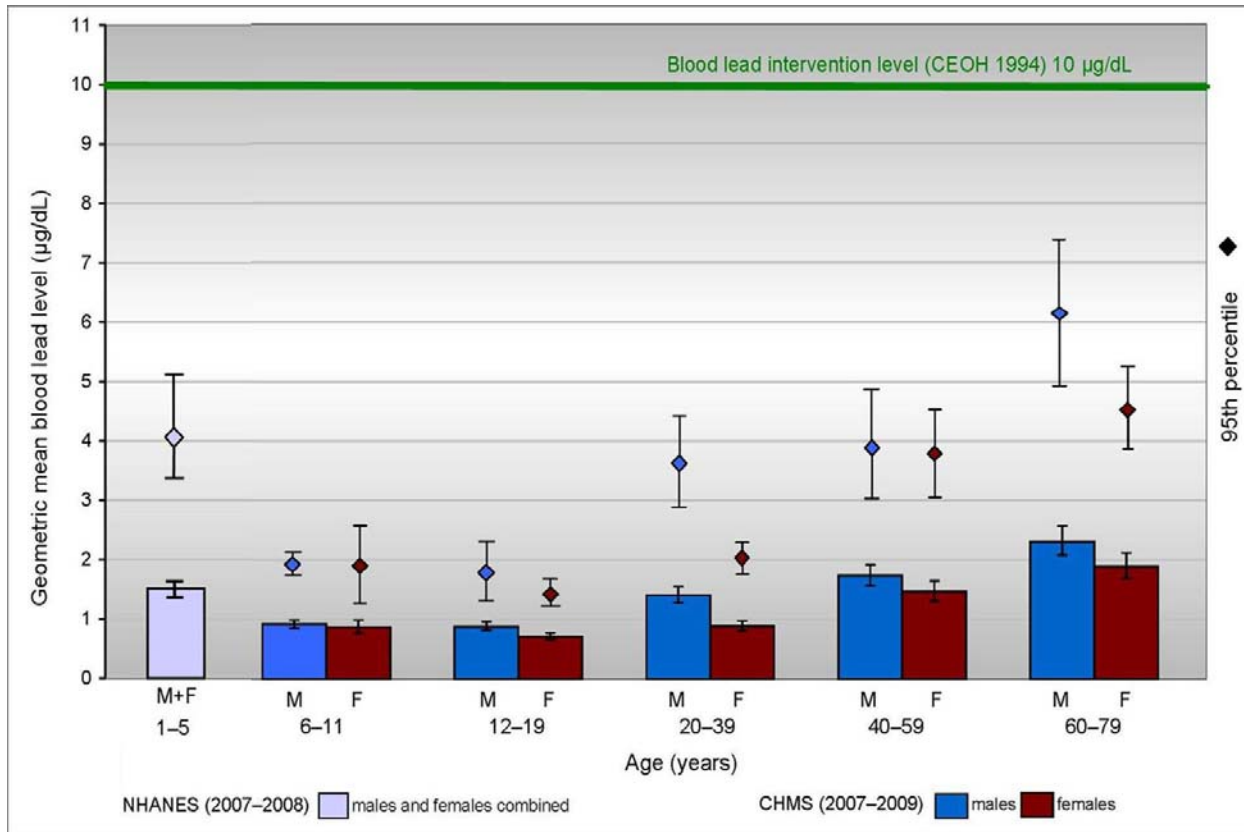
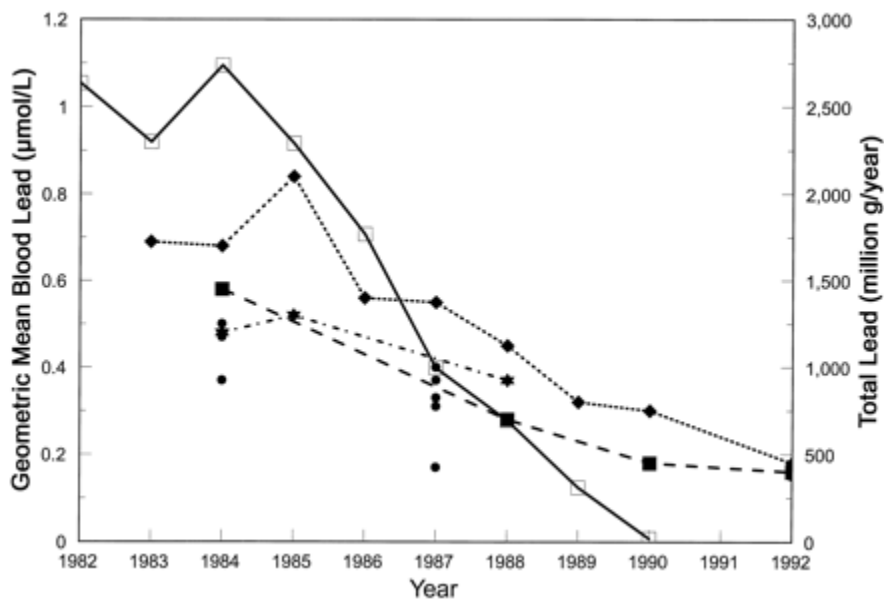


Figure 6. Baisse de la moyenne géométrique de la concentration de plomb dans le sang chez les enfants correspondant à la baisse de la consommation d'essence au plomb en Ontario entre 1983 et 1992 (Wang *et al.*, 1997).



Quantité totale de plomb consommé par an (□); concentrations sanguines de plomb pour la Toronto Eastern Health Unit (◆), la Toronto Western Health Unit (*), la ville de Toronto (■) et d'autres régions de l'Ontario (•).

On a observé des taux sanguins de plomb élevés chez les enfants vivant dans des collectivités canadiennes à proximité de fonderies, que l'on attribue à une contamination au plomb du sol par une source locale. La concentration sanguine de plomb moyenne chez les enfants dans ces collectivités allait de 2,7 à 5,6 µg/dl (gouvernement du Nouveau-Brunswick, 2005; Trail Health and Environment Committee, 2007, 2009; Intrinsik, 2010).

Les analyses sanguines de surveillance effectuées à la fin des années 1990 dans le cadre du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord ont montré une concentration de plomb supérieure au seuil d'intervention de concentration sanguine du plomb de 10 µg/dl chez 3 à 19 % des mères testées dans les Territoires du Nord-Ouest, au Nunavut et au Nunavik. Dans le cadre d'études de suivi menées entre 2004 et 2007, les concentrations de plomb dans le sang chez les mères ont diminué dans toutes les régions arctiques au cours de cette période et aucune d'entre elles n'a dépassé le seuil d'intervention de concentration sanguine du plomb (Donaldson *et al.*, 2010). Des diminutions semblables ont été notées relativement aux concentrations de plomb dans le sang chez les hommes et les femmes inuits adultes au Nunavik (Donaldson *et al.*, 2010). Au Nunavik, on estime que la baisse de la concentration sanguine en plomb chez les mères est due à la diminution de l'utilisation de la grenaille de plomb pour la chasse alimentaire traditionnelle (Levesque *et al.*, 2003). Il faudra toutefois effectuer des études supplémentaires afin de mieux comprendre le lien éventuel entre la réduction de l'utilisation de la grenaille de plomb dans d'autres régions de l'Arctique canadien suite aux activités de santé publique et la baisse des concentrations sanguines de plomb (Donaldson *et al.*, 2010).

Une autre étude sur la santé vient compléter l'ECMS : l'Initiative de biosurveillance des Premières nations (IBPN). Cette enquête nationale cible les Autochtones de plus de 20 ans qui

vivent dans une réserve (au sud du 60^e parallèle). Un projet pilote a été mené en 2010-2011 et l'enquête complète, qui comprend 13 communautés des Premières nations sélectionnées au hasard au Canada, a été mise en œuvre en 2011-2012. Cette enquête offre pour la première fois l'occasion de déterminer les données nationales sur la concentration sanguine de plomb des Autochtones vivant dans des réserves et participera à la détermination des risques supplémentaires auxquels sont soumis les sous-groupes à risque de la population générale. À la suite de cette étude, et contrairement au profil d'exposition de la population générale, on a avancé l'hypothèse selon laquelle la source principale d'exposition au plomb pour les collectivités des Premières nations est l'ingestion de gibier chassé à l'aide de munitions en plomb.

Trois études sur l'exposition au Canada menées de 2008 à 2010 à Montréal (Québec) (INSPQ, 2011), à St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador) (Bell *et al.*, 2011) et à Hamilton (Ontario) (Richardson *et al.*, 2011) ont permis d'examiner les relations entre les concentrations de plomb dans le sang chez les enfants de moins de sept ans et des sources spécifiques d'exposition. Les données de ces études ont révélé une moyenne géométrique de la concentration de plomb dans le sang de 1,12 µg/dl à St. John's (Bell *et al.*, 2011), de 1,35 µg/dl à Montréal (INSPQ, 2011) et de 2,21 µg/dl à Hamilton (Richardson *et al.*, 2011). Les tendances saisonnières des concentrations de plomb dans le sang chez les enfants, dans le cadre de l'étude menée par l'INSPQ (2011), ont également été observées, les concentrations mesurées pendant l'automne étant supérieures à celles mesurées en hiver (INSPQ, 2011). Dans le cadre de la même étude, les enfants faisant partie des minorités visibles ont présenté des concentrations sanguines de plomb sensiblement supérieures à celles des autres enfants.

Bien qu'il n'existe pas de données canadiennes récentes sur les concentrations de plomb dans le lait humain, le plomb sera mesuré dans le lait maternel des Canadiennes, dans le cadre de l'Étude mère-enfant sur les contaminants environnementaux (étude MIREC). Cette étude nationale d'une durée de cinq ans a été menée sur environ 2 000 femmes de 10 régions dans l'ensemble du Canada et devrait s'achever en 2012. En plus du lait maternel, l'étude permettra de mesurer divers contaminants dans le sang, l'urine et les cheveux maternels, ainsi que dans le sang ombilical et les matières fécales du nouveau-né.

En dépit de la baisse importante des concentrations sanguines de plomb chez les Canadiens au cours des 30 dernières années, les études ont clairement montré que le plomb était nocif pour la santé même à des concentrations sanguines de 1 à 2 µg/dl, qui sont actuellement présentes dans la population canadienne, bien qu'il existe des incertitudes quant aux effets observés à ces concentrations. Il est approprié d'adopter une approche préventive dans la caractérisation du risque. Par conséquent, il faut prendre des mesures supplémentaires afin de réduire encore davantage l'exposition de la population canadienne au plomb. Les activités de recherche et de surveillance, y compris les études sur l'exposition, les analyses au sein de la population et les mesures des effets à de faibles niveaux d'exposition, continueront d'appuyer l'évaluation et la gestion du plomb.

10 MESURES PRISES À CE JOUR

À l'échelle internationale, les autorités gouvernementales ont entrepris diverses initiatives de réglementation, à la fois sur leur territoire et en collaboration avec d'autres pays, dans le but de réduire l'exposition humaine et écologique au plomb et à d'autres substances chimiques dangereuses. Les progrès accomplis diffèrent d'un pays à l'autre, mais on reconnaît généralement que ces mesures contribuent collectivement à améliorer la santé des êtres humains.

10.1 Mesures actuelles de gestion des risques

Dans le cadre d'une stratégie complète de gestion des risques liés au plomb, le gouvernement du Canada a mis en place un grand nombre d'initiatives (réglementaires et autres) en collaboration avec les autorités provinciales et territoriales, l'industrie et d'autres parties intéressées. Il faut souligner que des mesures réglementaires similaires ont été appliquées dans l'ensemble du pays par les autorités provinciales, territoriales et municipales. Le tableau 1 présente un résumé des initiatives fédérales. Consulter l'annexe A pour obtenir des renseignements détaillés sur chacune de ces mesures.

Tableau 1. Mesures fédérales canadiennes de gestion des risques liés au plomb – Résumé

Secteur	Mesures actuelles de gestion des risques	Loi habilitante
Fonte de métaux communs	<i>Règlement sur le rejet de plomb de seconde fusion</i> (1991) – Limitation de la concentration de particules contenant du plomb rejetées dans l'air ambiant.	LCPE (1999)
	Avis de plans de prévention de la pollution relatifs à certaines substances toxiques émises par les fonderies et les raffineries de métaux communs et les usines de traitement du zinc; Code de pratiques écologiques pour les fonderies et raffineries de métaux communs.	LCPE (1999)
Secteur minier	<i>Règlement sur les effluents des mines de métaux</i> (mis à jour en 2006) - Limitation du rejet de plomb à une concentration moyenne maximum de 0,2 mg/l par mois autorisée dans les effluents de mines qui sont rejetés dans des eaux où vivent des poissons	<i>Loi sur les pêches</i>
	<i>Code de pratiques écologiques pour les mines de métaux</i> (2009) – Destiné à appuyer le <i>Règlement sur les effluents des mines de métaux</i> .	LCPE (1999)
Fer et acier	<i>Code de pratiques écologiques pour les aciéries intégrées et non-intégrées</i> (2001) – Fixation des concentrations maximales de plomb pouvant être rejetées dans les effluents et recommandation de limites d'émission de particules.	LCPE (1999)
Combustibles	<i>Règlement sur l'essence</i> (1990) – Limitation de la teneur en plomb et en phosphore dans l'essence produite, importée ou vendue au Canada. L'essence est désormais sans plomb à 99,8 %.	LCPE (1999)

Secteur	Mesures actuelles de gestion des risques	Loi habilitante
	<i>Règlement sur les combustibles contaminés</i> (1991) – Interdiction d'importer et d'exporter des combustibles contaminés, sauf à des fins de destruction, d'élimination ou de recyclage.	LCPE (1999)
Transports	<i>Règlement sur le préavis d'exportation (substances d'exportation contrôlée)</i> (2000)	LCPE (1999)
	<i>Règlement sur l'exportation et l'importation de déchets dangereux et de matières recyclables dangereuses</i> (2005)	LCPE (1999)
	<i>Règlement sur le transport des marchandises dangereuses</i> (2008)	<i>Loi sur le transport des marchandises dangereuses</i>
Produits de consommation	<i>Stratégie de réduction des risques liés au plomb pour les produits de consommation</i> – Limites supplémentaires quant à la teneur en plomb des produits de consommation qui risquent le plus d'être manipulés par des enfants. Des mesures ont déjà été prises dans le cadre de cette stratégie par l'intermédiaire du <i>Règlement sur les produits de consommation contenant du plomb (contact avec la bouche)</i> (2010), du <i>Règlement sur les bijoux pour enfants</i> et des modifications du <i>Règlement sur les revêtements</i> (2010).	Mise en place en vertu de la <i>Loi sur les produits dangereux</i> (LPD) et maintenant poursuivie en vertu de la <i>Loi canadienne sur la sécurité des produits de consommation</i> (LCSPC)
	<i>Règlement sur les produits de consommation contenant du plomb (contact avec la bouche)</i> (2010) – Teneur totale en plomb limitée à 90 mg/kg dans les produits dont l'utilisation inclut un contact avec la bouche, comme les jouets destinés aux enfants de moins de trois ans.	LPD/LCSPC
	<i>Règlement sur les revêtements</i> (modifié en 2010) – Réduction du taux maximum de plomb dans les peintures et autres revêtements grand public, y compris ceux appliqués aux jouets pour enfants, de 600 mg/kg à 90 mg/kg.	LPD/LCSPC
	<i>Règlement sur les produits céramiques émaillés et les produits de verre émaillés</i> (modifié en 2009) – Limitation du taux de plomb libéré par les émaux, revêtements et décorations appliqués sur des produits céramiques et des produits de verre utilisés pour entreposer, préparer ou servir des aliments et des boissons.	LPD/LCSPC
	<i>Règlement sur les bouilloires</i> (modifié en 2010) –	LPD/LCSPC

Secteur	Mesures actuelles de gestion des risques	Loi habilitante
	Limitation de la quantité de plomb pouvant être libérée lorsqu'on fait bouillir de l'eau dans les bouilloires et autres produits de ce type, qui correspond à la concentration maximale acceptable de plomb dans l'eau potable de 0,010 mg/l (10×10^{-9}), tel qu'il est précisé dans les <i>Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada</i> (1992).	
	<i>Règlement sur les couvre-fenêtres à cordon</i> (2009) – Teneur totale en plomb limitée à 200 mg/kg pour les éléments externes des couvre-fenêtres à cordon que les jeunes enfants risquent de toucher ou d'ingérer.	LPD/LCSPC
	<i>Règlement sur les bijoux pour enfants</i> (2005) – Autorisation d'importer, d'annoncer ou de vendre des bijoux destinés principalement aux enfants de moins de 15 ans uniquement si leur teneur en plomb est inférieure à 600 mg/kg (teneur totale) et à 90 mg/kg (plomb lixiviable ou extractible).	LPD/LCSPC
	<i>Règlement sur les rapports relatifs au tabac</i> (2009) – Obligation pour les fabricants de déclarer la quantité de plomb contenue dans le tabac et la fumée de tabac.	<i>Loi sur le tabac</i>
	<i>Règlement sur les oiseaux migrateurs</i> – Interdiction au Canada de chasser des oiseaux migrateurs en utilisant de la grenaille autre que de la grenaille non toxique, sauf pour cinq espèces d'oiseaux (la bécasse, le pigeon à queue barrée, la tourterelle triste, le guillemot de Brünnich et le guillemot marmette).	<i>Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs</i>
	Interdiction en 1997 de l'utilisation de plombs et de turlottes pour la pêche de moins de 50 g dans les réserves nationales de faune.	<i>Loi sur les espèces sauvages au Canada</i>
	Le <i>Règlement sur la pêche dans les parcs nationaux</i> (1997) – Interdiction pour les pêcheurs d'utiliser ou de posséder des plombs ou des turlottes de moins de 50 g dans les parcs nationaux (où la pêche sportive est autorisée).	<i>Loi sur les parcs nationaux du Canada</i>
Qualité de l'eau et des sols	<i>Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada</i> (1992) – Concentration maximale acceptable de plomb dans l'eau potable fixée à 10 µg/l (10×10^{-9}).	----
	<i>Document de conseils sur le contrôle de la corrosion dans les réseaux de distribution d'eau potable</i> (2009)	----
	<i>Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique</i> (de 1999 à aujourd'hui)	LCPE (1999)
	<i>Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection des utilisations de l'eau à des fins agricoles</i> (de 1993 à aujourd'hui)	LCPE (1999)

Secteur	Mesures actuelles de gestion des risques	Loi habilitante
	<i>Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : protection de la vie aquatique</i> (1998)	LCPE (1999)
	<i>Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : environnement et santé humaine</i> (de 1999 à aujourd'hui; en cours de révision). Ces recommandations indiquent les mesures correctives à prendre sur les sites contaminés. En 1999, les valeurs publiées relativement au plomb étaient de 70, 140, 260 et 600 mg/kg de terre pour les terrains agricoles, les terrains à vocation résidentielle et parcs, les terrains commerciaux et les terrains industriels, respectivement.	LCPE (1999)
Engrais et bétail	Normes relatives au plomb dans les engrais et suppléments	<i>Loi sur les engrais</i>
	Seuil d'intervention pour le plomb dans l'alimentation totale des animaux.	<i>Loi relative aux aliments du bétail</i>
Cosmétiques, aliments et produits de santé	<i>Règlement sur les cosmétiques</i> (2002) – Le plomb et ses produits connexes sont des ingrédients interdits dans les produits cosmétiques. Dans les cosmétiques, la quantité maximale des recommandations de plomb en tant qu'impuretés est fixée à 10 parties par million (ppm), en fonction de la faisabilité technique. Une version provisoire de cette limite est actuellement publiée sur le site Web de Santé Canada.	<i>Loi sur les aliments et drogues</i> (LAD)
	<i>Règlement sur les aliments et drogues</i> – La fixation des valeurs limites admissibles concernant la quantité de plomb de certains aliments comme la sauce tomate, les préparations pour nourrissons et les jus de fruits; ces valeurs, ainsi que les teneurs en plomb maximales recommandées dans les aliments, est en cours d'actualisation et d'harmonisation, le cas échéant, avec les quantités maximales de plomb établies par la <i>Commission du Codex Alimentarius</i> .	LAD
	<i>Règlement sur les aliments et drogues</i> – Limitation de la teneur en plomb des produits pharmaceutiques.	LAD
	<i>Règlements sur les produits de santé naturels</i> – Ligne directrice. Limitation de la quantité de plomb dans les produits de santé naturels d'après le document « Preuves attestant de la qualité des produits de santé naturels finis » (2007).	LAD
Autres	Seuil d'intervention de concentration sanguine de plomb (1994) (en cours de révision) – Conseils sur la gestion de l'exposition des personnes et des collectivités au plomb. Actuellement, le seuil d'intervention est de 10 µg/dl.	----

10.1.1 Protocoles liés à la gestion du plomb

Divers ministères et organismes du gouvernement fédéral au Canada ont mis en place des protocoles afin de réduire au minimum les rejets de plomb dans l'environnement. Le ministère de la Défense nationale et la Gendarmerie royale du Canada ont fourni des renseignements précis sur les pratiques de gestion du plomb. Ces pratiques incluent des procédures de protection et de surveillance de l'environnement en ce qui concerne les rejets de plomb et d'autres métaux préoccupants, associées à des établissements de formation dans tout le Canada (résumé à l'annexe B).

10.2 Mesures existantes de gestion des risques à l'échelle internationale

Les efforts de gestion des risques du gouvernement fédéral canadien s'alignent pour la plupart sur les efforts internationaux. L'Europe et les États-Unis ont mis en place des réglementations similaires concernant le plomb présent dans l'air, l'eau potable, le sol, l'alimentation et les aliments pour animaux, les produits de consommation, les produits pharmaceutiques, les pesticides, les rejets industriels et les déchets dangereux.

En outre, dans le cadre du règlement américain sur le plomb dans les travaux de rénovation, de réparation et de peinture (Lead Renovation, Repair and Painting Program Rule [2010] de la *Toxic Substances Control Act* (TSCA), une certification est requise et les entrepreneurs sont soumis à des pratiques de travail sans plomb lorsqu'ils effectuent des travaux de rénovation, de réparation et de peinture qui modifient la peinture à base de plomb dans les résidences, les écoles et les centres de services à l'enfance construits avant 1978. Des rénovateurs certifiés sont formés par des fournisseurs de formation approuvés par l'EPA des États-Unis. La peinture à base de plomb et ses dangers sont définis juridiquement et des exigences de divulgation sont en place au point de vente pour les propriétaires qui louent des appartements et pour les résidents afin d'empêcher les enfants de moins de six ans de passer du temps dans des bâtiments contenant des matières dangereuses, à savoir la peinture au plomb. Plusieurs règlements connexes ont été créés ou sont en cours d'élaboration, comme le règlement sur l'élimination des débris de peinture à base de plomb (Lead-based Paint Debris Disposal Rule).

Aux États-Unis, le carburant pour avion est réglementé par la Federal Aviation Authority (FAA) qui définit les normes relatives au carburant pour contrôler les émissions produites par les avions. Aux États-Unis, l'FAA a émis un Advance Notice of Proposed Rulemaking (préavis concernant un projet d'élaboration d'une norme) sur les émissions de plomb provenant des avions à moteurs à pistons alimentés au plomb en avril 2010. Le préavis a sollicité les commentaires du public qui permettront à l'EPA des États-Unis de prendre des mesures éclairées sur les émissions de plomb provenant de cette source.

Par ailleurs, le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) a créé l'Alliance mondiale pour l'élimination des peintures au plomb. Son objectif général est d'éviter l'exposition au plomb provenant de peintures qui en contiennent et de minimiser l'exposition professionnelle au plomb contenu dans les peintures. Globalement, on vise l'arrêt de la fabrication et de la vente de peintures au plomb, pour parvenir finalement à éliminer les risques liés à ces peintures. Outre ses programmes visant les peintures au plomb, le PNUE entreprend également des mesures pour promouvoir le retrait du plomb dans l'essence, ainsi que d'autres activités de prévention de l'exposition au plomb et de renforcement des efforts de surveillance et de traitement de l'intoxication au plomb.

Le plomb et ses composés font également l'objet de diverses limitations recommandées à l'échelle internationale et décrites ci-dessous.

10.2.1 Industriels

Le plan de mise en œuvre du Sommet mondial pour le développement durable (SMDD) prévoit le renouvellement de l'engagement des nations à gérer correctement les produits chimiques tout au long de leur cycle de vie, ainsi que les déchets dangereux, en vue de favoriser le développement durable et la protection de la santé humaine et de l'environnement. Ce mandat vise notamment la réduction des maladies respiratoires et des autres problèmes de santé dus à la pollution atmosphérique, particulièrement ceux qui concernent les femmes et les enfants. Les pays doivent ainsi soutenir le retrait du plomb dans l'essence, les peintures et toute autre source d'exposition humaine. Ils doivent notamment s'efforcer de prévenir l'exposition au plomb chez les enfants et de renforcer leurs activités de surveillance et le traitement des cas d'intoxication saturnine. L'objectif général est que, d'ici 2020, les produits chimiques soient produits et utilisés de manière à réduire au minimum leurs graves effets nocifs sur la santé et l'environnement. Pour cela, les nations doivent appliquer des procédures scientifiques transparentes d'évaluation et de gestion des risques, et elles doivent prendre en compte le principe de précaution énoncé dans le principe 15 de la *Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement*. Le plan de mise en œuvre prévoit également de fournir de l'aide technique et financière aux pays en voie de développement afin de renforcer leur capacité à bien gérer les produits chimiques et les déchets dangereux, et de promouvoir la réduction des risques liés aux métaux lourds nocifs pour la santé humaine et l'environnement.

10.2.2 Aliments, eau potable, médicaments, cosmétiques

Il existe un grand nombre de recommandations internationales concernant le plomb dans les aliments, l'eau potable et les médicaments. La Commission du *Codex Alimentarius* a établi des limites maximales concernant le plomb dans la nourriture d'après une évaluation internationale (effectuée par le JECFA) de l'exposition alimentaire au plomb et de la toxicité du plomb. La Commission du *Codex Alimentarius* a également permis d'élaborer des *codes de pratique pour la prévention et la réduction de la contamination par le plomb des aliments, ainsi que des mesures orientées vers les sources pour diminuer la contamination des aliments*. Dans l'Union européenne, la Commission européenne fixe les normes concernant les taux de plomb dans les aliments. La société NSF International et le Centre collaborateur de l'Organisation mondiale de la santé sur la salubrité des aliments, la sécurité de l'eau et l'environnement intérieur (Collaborating Centre for Food and Water Safety and Indoor Environment) élaborent les normes relatives à la lixiviation du plomb dans les matériaux en contact avec l'eau potable (NSF/ANSI 61, 2011) et au plomb dans les suppléments alimentaires, pour lesquels la limite est de 0,02 mg/jour (NSF/ANSI 173, 2010). Cette limite a été utilisée pour calculer la limite de la Direction des produits de santé naturels de Santé Canada qui est inférieure à 0,29 µg/kg de poids corporel par jour en divisant les 20 µg/jour par le poids de référence d'un homme adulte de 70 kg. En janvier 2011, les États-Unis ont adopté une loi sur la réduction du plomb dans l'eau potable (*The Reduction of Lead in Drinking Water Act*), laquelle est une modification de la *Loi sur la salubrité de l'eau potable*. Cette loi, qui limite le taux moyen pondéré de plomb des tuyaux, des accessoires de tuyauterie et des accessoires de plomberie à 0,25 % sera mise en vigueur en janvier 2014. De plus, il existe divers formulaires et pharmacopées qui offrent des recommandations à l'échelle internationale concernant le plomb dans les aliments, les médicaments, les produits de santé naturels, les additifs alimentaires et les colorants. En outre,

un travail continu est effectué par le groupe de travail de l'International Cooperation on Cosmetics Regulations (ICCR) pour établir la quantité acceptable de plomb en tant qu'impuretés dans les cosmétiques.

Il faut toutefois souligner qu'en 2010, le JECFA (2010) a rétracté la *dose hebdomadaire admissible provisoire* de 25 µg/kg de poids corporel applicable aux enfants et aux adultes. En effet, le JECFA a conclu qu'il était impossible de déterminer une nouvelle dose admissible qui permette de protéger la santé.

10.3 Participation du Canada aux initiatives internationales

Le gouvernement du Canada reconnaît l'intérêt de mener des activités collaboratives pour l'évaluation et la gestion des risques liés au plomb, c'est pourquoi il participe activement à plusieurs programmes régionaux et bilatéraux pertinents. Par exemple :

- L'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, dans le cadre duquel le Canada et les États-Unis s'engagent à restaurer et à protéger l'écosystème des Grands Lacs qu'ils partagent (Environnement Canada, 2010d). Cet accord s'accompagne d'initiatives conjointes, comme la Stratégie binationale relative aux toxiques dans les Grands Lacs de 1997, un processus multisectoriel qui définit des objectifs de réduction des rejets afin de parvenir à « l'élimination virtuelle » de certaines substances toxiques persistantes, comme l'alkylplomb, issues de l'activité humaine dans la région. Ce programme a d'ores et déjà permis d'obtenir des réductions importantes de la charge atmosphérique de plomb dans la région des Grands Lacs.
- Le Conseil de l'Arctique est une tribune intergouvernementale de haut niveau réunissant les États et les collectivités de la région Arctique qui gère des questions telles que le développement durable et la protection de l'environnement. Plusieurs groupes de travail sur le plomb dépendent de ce Conseil, dont le Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique, qui s'intéresse notamment à la biosurveillance du plomb et à la surveillance du milieu ambiant.

À l'échelle mondiale, le Canada fait partie de plusieurs conventions internationales qui ont un lien direct ou indirect avec le plomb. Par exemple, le Canada est signataire de la Convention de Bâle sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination qui a pour vocation de protéger la santé et l'environnement des effets nocifs causés par la production, la gestion, l'entreposage, les mouvements transfrontières et l'élimination de déchets dangereux, dont fait partie le plomb. Le Canada est également signataire du Protocole sur les métaux lourds dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe, qui vise à réduire les émissions de mercure, de plomb et de cadmium provenant des sources industrielles, des processus de combustion et de l'incinération des déchets. La zone couverte par la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe englobe l'Europe, la Russie et l'Asie centrale. Les États-Unis et le Canada sont tous deux des Parties au Protocole.

Le Canada participe également à des activités internationales liées au plomb dans le cadre du PNUE qui, depuis 2005, inclut un examen des données scientifiques afin d'appuyer des échanges continus sur les mesures mondiales requises et la forme qu'elles doivent prendre. Depuis 2007, le

Canada participe aux activités du PNUE proposées afin de fournir de l'aide et des conseils aux pays en voie de développement dans lesquels on trouve encore du plomb dans l'essence et d'autres sources. Le Canada participe aussi au Partenariat pour des carburants et des véhicules propres, qui aide les pays en voie de développement à réduire la pollution automobile en assurant la promotion de carburants sans plomb et à faible teneur en soufre ainsi que des normes et des technologies de véhicules plus propres.

La *Déclaration sur la réduction des risques liés au plomb (1996)* de l'Organisation pour la coopération et le développement économiques s'engage à soutenir la coopération continue entre les pays membres concernant les mesures de réduction des risques, à surveiller les concentrations de plomb dans l'environnement, à collaborer avec l'industrie pour la mise en œuvre d'activités volontaires de réduction des risques, à partager l'information sur l'exposition au plomb avec tous les pays et à continuer à soulever le problème de l'exposition au plomb à l'échelle internationale. Le Canada, le Mexique et les États-Unis font partie des membres de l'OCDE. Suite à la signature de la Déclaration de Miami en 1997, les chefs d'État et de gouvernement du G7/G8, dont le Canada et les États-Unis, se sont engagés à appliquer la Déclaration de l'OCDE et à la promouvoir à l'échelle internationale. Divers engagements ont été pris concernant le plomb, notamment un accord pour que chaque pays membre élabore des mesures nationales afin d'atteindre les objectifs de la Déclaration et les communique aux autres pays, en particulier des mesures qui permettent de réduire la concentration sanguine de plomb chez les enfants à moins de 10 µg/dl. La Déclaration précise également l'importance de l'exposition maternelle au plomb pour la santé des enfants, et les bienfaits de la réduction de cette exposition pour la santé des enfants. En outre, les parties ont convenu de se transmettre les renseignements concernant les risques liés au plomb contenu dans les jouets et les autres produits auxquels les enfants risquent d'être exposés, notamment les produits importés, et d'examiner les éventuelles mesures conjointes à prendre, le cas échéant. De plus, ils ont convenu de donner accès, dans les meilleurs délais, aux découvertes technologiques liées aux analyses du taux de plomb dans le sang.

Le Canada est une Partie de la Convention de Rotterdam sur la procédure de consentement préalable en connaissance de cause applicable à certains produits chimiques et pesticides dangereux qui font l'objet d'un commerce international. Cette convention vise à éviter l'exportation de produits chimiques et pesticides soumis à cette procédure à des pays signataires de la Convention, à moins que le pays ait donné son « consentement préalable en connaissance de cause ». Le Canada administre et fait respecter le *Règlement sur l'exportation de substances aux termes de la Convention de Rotterdam*. Le Règlement s'applique à l'exportation de substances de l'annexe 3 de la LCPE (1999) à d'autres parties de la Convention, notamment de certains produits chimiques contenant du plomb.

En ce qui concerne les aliments, le Canada participe aux rencontres du Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires (JECFA) sur l'exposition aux produits chimiques dangereux, y compris les aliments. Le Canada prend souvent en compte les évaluations du JECFA pour élaborer ses propres évaluations nationales. Il participe également à la création de normes internationales NSF pour l'eau potable et des lignes directrices de l'OMS concernant l'eau potable.

11 LA SUITE DES ÉVÉNEMENTS : LA DÉMARCHE CANADIENNE

Le gouvernement du Canada, tout en reconnaissant les progrès qu'il a accomplis en matière de réduction des rejets nationaux de plomb, s'est engagé à prendre des mesures supplémentaires afin de s'assurer qu'il favorise la réduction de l'exposition au plomb de façon continue. Illustrant cet engagement, la présente stratégie de gestion des risques décrit les mesures supplémentaires que le gouvernement envisage actuellement de prendre. Afin de déterminer et de concevoir ces propositions, le gouvernement du Canada a examiné plusieurs facteurs.

11.1 Produits chimiques et technologies de remplacement

Des activités approfondies sont menées de façon continue au Canada et dans le reste du monde en vue de trouver des substances de remplacement pour la fabrication des produits qui contiennent du plomb, de manière à réduire ou à éliminer la présence du plomb dans ces produits. Les substituts acceptables sont variables selon l'article fabriqué. Par exemple, on a remplacé les brasures au plomb par des mélanges d'étain, d'antimoine, de cuivre et, pour les applications alimentaires, d'argent. Dans les peintures, le plomb a également été largement remplacé par des mélanges de titane, de silicone, de zinc et d'aluminium. Dans les raccords de plomberie en laiton, on remplace le plomb par des mélanges de sélénium et de bismuth. Pour la fabrication des cartouches à fusil, on peut utiliser des produits en acier, bismuth, zinc, étain, tungstène, molybdène et divers alliages de ces métaux à la place du plomb. En ce qui concerne les plombs et les turlottes en plomb, on trouve différents produits de remplacement sur le marché, par exemple en pierre calcaire, en acier et en tungstène. En ce qui concerne les masses d'équilibrage en plomb, l'acier ou d'autres alliages peuvent être utilisés à la place du plomb. Il faut souligner qu'un grand nombre de ces produits de remplacement n'ont pas été évalués afin de déterminer s'ils répondent aux critères de toxicité en vertu de la LCPE (1999).

Au Canada comme dans le reste du monde, les activités de gestion des risques exigent l'adoption de technologies de prévention et de lutte contre la pollution dans les industries qui rejettent du plomb comme les mines et les fonderies de métaux communs ainsi que les aciéries. L'essence au plomb est également interdite pour les véhicules routiers. Toutes ces mesures ont permis d'obtenir une réduction importante des rejets de plomb dans l'environnement.

11.2 Facteurs socioéconomiques

Au Canada, l'exposition au plomb impose divers coûts socio-économiques aux Canadiens, en réduisant l'efficacité de la main-d'œuvre et en augmentant les frais médicaux, ainsi que d'autres répercussions d'une mauvaise santé sur la qualité de vie. L'analyse présentée ici quantifie les coûts socio-économiques de la baisse du QI qui résulte de l'exposition au plomb chez les jeunes enfants.

L'exposition au plomb peut entraîner un certain nombre de problèmes de santé, tels que des effets neurologiques touchant le développement, des effets neurodégénératifs, cardiovasculaires, rénaux et des effets sur la reproduction.³ Les données les plus probantes sont liées au développement intellectuel de l'enfant qui se traduit le plus souvent par une réduction des

³ Se reporter à la section 3 qui traite des effets sur la santé. Étant donné qu'il est difficile de quantifier les autres effets sur la santé, ces derniers ne sont pas inclus dans la présente analyse et, par conséquent, les estimations présentées ici concernant les coûts liés à l'exposition au plomb chez les jeunes enfants pourraient sous-évaluer le fardeau socio-économique global de l'exposition au plomb au Canada.

résultats du QI et des troubles de l'attention accompagnés d'une hausse des concentrations de plomb dans le sang.

Dans cette analyse, le fardeau socio-économique causé par l'exposition au plomb chez les jeunes enfants au Canada est estimé comme la valeur actuelle prévisible des revenus qui résulte de la diminution du développement intellectuel.⁴ Les coûts estimés des répercussions varient de 1,5 milliard à 9,4 milliards de dollars (dollars canadiens en 2010) par an. Si l'on considère ces estimations du point de vue du bien-être social, les hypothèses et l'analyse décrites ci-dessous indiquent qu'un gain économique d'une valeur supérieure à neuf milliards de dollars par an pourrait être obtenu si l'exposition au plomb chez les enfants canadiens pouvait être éradiquée.

Les principaux facteurs pour estimer les répercussions économiques de l'exposition au plomb chez les enfants canadiens sont notamment les suivants :

- Niveaux moyens de plomb dans le sang chez les enfants canadiens
- Concentration de plomb dans le sang utilisée comme le fondement pour effectuer des comparaisons avec les concentrations actuelles
- Répercussions de l'exposition sur le développement intellectuel (mesuré par le QI)
- Répercussions des variations du QI sur les revenus
- Préviation des revenus futurs et taux d'actualisation utilisés pour calculer leur revenu actuel
- Nombre d'enfants canadiens exposés chaque jour

Les problèmes liés à la définition et à la mesure de ces paramètres sont examinés ci-dessous. Il convient de noter que cette analyse repose sur la concentration sanguine moyenne de plomb au sein de la population, sur le QI et sur les revenus. Au sein de la population, la concentration sanguine de plomb et les variables économiques relatives à un enfant en particulier peuvent être très différentes de la moyenne.

Les répercussions du plomb sur le développement intellectuel et, par conséquent, sur le revenu sont les plus importantes relativement à l'exposition au plomb chez les jeunes enfants. Bien qu'actuellement il n'existe pas de mesures nationales des concentrations sanguines de plomb concernant les enfants canadiens âgés de moins de six ans, les concentrations relatives à cette tranche d'âge et tirées de l'enquête américaine sur la santé et la nutrition (NHANES) de 2007-2008 peuvent être utilisées en tant que données indirectes, étant donné que les concentrations liées à d'autres tranches d'âge au Canada et aux États-Unis sont comparables. Aux États-Unis, chez les enfants âgés de un an à cinq ans, la concentration moyenne géométrique de plomb dans le sang est de 1,51 µg/dl.⁵ Cette analyse s'appuie donc sur l'hypothèse selon laquelle l'enfant

⁴ La méthodologie utilisée ici pour estimer le fardeau économique annuel des répercussions du plomb est fondée sur les données de Muir et Zegarac, 2001; de Grosse *et al.*, 2002 et de Nevin *et al.*, 2008.

⁵ Comme cela est indiqué par Bushnik *et al.* (2010), les concentrations de plomb dans le sang concernant les enfants âgés de six à onze ans, étaient de 0,9 et de 1 µg/dl, selon l'ECMS et la NHANES respectivement et de 0,8 µg/dl chez les enfants âgés de 12 à 19 ans selon l'ECMS (2007-2009) et la NHANES (2007-2008). Par conséquent, les concentrations tirées des deux enquêtes représentatives de l'ensemble de la population concernant ces autres

canadien moyen âgé de moins de six ans présente une concentration de plomb dans le sang de 1,51 µg/dl.

Pour estimer les répercussions des concentrations de plomb dans le sang, cette analyse compare les concentrations d'exposition actuelles avec une concentration de plomb dans le sang hypothétique nulle. Il convient de noter que la concentration d'exposition nulle est utilisée ici uniquement à des fins de comparaison. Dans la pratique, l'exposition au plomb des enfants provient de nombreuses sources et même si l'exposition au plomb résultant de l'activité humaine était réduite à zéro, les enfants pourraient encore être exposés à des sources de plomb d'origine naturelle. Par conséquent, une concentration de plomb nulle dans le sang n'est pas un objectif atteignable. Cependant, cette concentration est utilisée ici à des fins d'illustration pour estimer les répercussions totales du plomb issues de toutes les sources (d'origine humaine et naturelle) sur les revenus des Canadiens.

Pour définir les répercussions de l'exposition au plomb sur le QI, cette analyse suit la méthodologie utilisée par l'Office of Environmental Health Hazard Assessment de Californie (OEHHA, 2007), qui a conclu que chaque augmentation de 1 µg/dl des concentrations de plomb dans le sang est liée à une diminution d'un point du QI en fonction de la population.⁶ Si l'on applique la relation établie par l'OEHHA au scénario considéré ici, selon laquelle la concentration moyenne de plomb dans le sang chez les enfants âgés de moins de six ans diminue de 1,51 µg/dl à 0 µg/dl, on obtient une augmentation moyenne prévue du QI de 1,51 point.

Il existe des preuves de répercussions négatives de l'exposition au plomb sur la santé humaine et sur le développement intellectuel à des niveaux très faibles, et les modélisations dose-réponse menées avec les études observationnelles disponibles ne montrent pas pour le moment un seuil dans la population relatif à la neurotoxicité pour le développement. On admet également que la relation dose-réponse varie selon le niveau d'exposition et qu'elle doit encore être définie précisément aux niveaux d'exposition les plus bas. Par conséquent, la position de l'OEHHA selon laquelle la relation entre les concentrations de plomb dans le sang et le QI est approximativement linéaire pourrait faire l'objet d'une révision à l'avenir et son utilisation ici augmente légèrement l'incertitude générale des estimations présentées.

Le revenu moyen canadien a été calculé à l'aide des données de Statistique Canada sur les salaires bruts pour l'année 2005, puis ajusté pour tenir compte de l'inflation et des augmentations de la productivité réelle (1,58 % par an) pour l'année 2010. L'augmentation annuelle de la productivité reste constante au cours d'une durée de travail supposée qui commence à 15 ans pour finir à 67 ans. En utilisant ces paramètres, le revenu total pour l'enfant canadien moyen né en 2010 devrait être de 3,6 millions de dollars.⁷ L'estimation du revenu gagné à l'avenir n'étant généralement pas identique au revenu perçu aujourd'hui, la valeur actuelle des futurs revenus est habituellement calculée en appliquant un taux d'actualisation pour tenir compte des préférences temporelles et des intérêts perdus. Si un taux d'actualisation de 3 % par an est utilisé pour les

tranches d'âge étaient essentiellement les mêmes. Les concentrations de plomb dans le sang chez les Canadiens âgés de trois à cinq ans tirées de l'ECMS (2009-2011) seront disponibles en 2013.

⁶ La relation établie par l'OEHHA ne diffère pas beaucoup de la relation -1,2 utilisée par l'Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA, 2010), mais elle est légèrement plus conservatrice.

⁷ *Économie industrielle* (rapport non publié soumis à Santé Canada). Les valeurs comprennent également la probabilité de survie à chaque âge.

revenus futurs de 3,6 millions de dollars, leur valeur actuelle serait de 980 449 dollars. Si un taux d'actualisation de 8 % est appliqué pour les mêmes revenus, leur valeur actuelle s'élèverait à 158 383 dollars.⁸

Si l'exposition au plomb chez les enfants âgés de moins de six ans diminue pour passer de 1,51 µg/dl à 0 µg/dl, le QI de l'enfant moyen devrait être supérieur de 1,51 point à son entrée à l'école. Pour calculer les répercussions du QI sur les revenus, cette analyse suit la méthode d'estimation de Grosse *et al.* (2002) selon laquelle chaque augmentation d'un point du QI augmente le revenu de 1,66 %. En multipliant l'augmentation prévue du QI par le taux de variation des revenus prévus par point de QI (1,51 x 1,66 %), on obtiendrait une augmentation d'environ 2,5 % du revenu moyen par enfant. Dans ce scénario, cette augmentation des revenus signifierait qu'un enfant moyen gagnerait 91 315 dollars de plus au cours de sa vie. Actualisée à 3 % par an, la valeur actuelle de l'augmentation moyenne prévue des revenus serait de 24 576 dollars par enfant. Actualisée à 8 %, la valeur actuelle de l'augmentation moyenne prévue des revenus serait de 3 970 dollars par enfant.⁹

Enfin, pour déterminer les répercussions sur la population, les variations moyennes prévues des revenus par enfant sont multipliées par le nombre d'enfants concernés. Du 1^{er} juillet 2009 au 30 juin 2010, Statistique Canada a signalé 383 585 naissances au Canada.¹⁰ En multipliant l'augmentation prévue des revenus moyens auxquels le taux d'actualisation n'a pas été appliqué par les 383 585 enfants nés cette année-là, on obtient une valeur totale de 35 milliards de dollars. En d'autres termes, en réduisant les concentrations de plomb dans le sang chez les enfants pour passer de 1,51 µg/dl à 0 µg/dl, on obtiendrait 35 milliards de dollars supplémentaires en matière de production pour l'économie canadienne qui seraient répartis tout au long de la vie professionnelle de cette cohorte. Si 383 585 enfants supplémentaires naissent chaque année, la réduction des concentrations de plomb dans le sang de chaque cohorte à 0 µg/dl générerait 35 milliards de dollars supplémentaires en matière de production tout au long de la vie professionnelle de chaque cohorte. Si la valeur actuelle de cette productivité supplémentaire est calculée à un taux d'actualisation de 3 % par an, la réduction des concentrations de plomb dans le sang chez les enfants canadiens pour passer de 1,51 µg/dl à 0 µg/dl permettrait à l'économie canadienne d'économiser 9,4 milliards de dollars par an. Si cette productivité supplémentaire est actualisée à un taux de 8 % par an, sa valeur actuelle représenterait 1,5 milliard de dollars par an.

11.3 Exposition des enfants et des autres populations à risque

Le gouvernement du Canada a pris en compte les renseignements sur l'évaluation des risques disponibles relatifs à l'exposition au plomb chez les enfants. Compte tenu des données disponibles, le gouvernement a conclu que des mesures supplémentaires de gestion des risques

⁸ Pour les sources de revenus de nature purement financière, telles que les profits de l'industrie, la valeur actuelle du futur revenu est généralement actualisée en fonction du taux du retour sur les investissements en capital ou en fonction du taux d'environ 8 % par an. Pour les avantages futurs de nature plus sociale (tels que les améliorations intergénérationnelles en matière de santé et d'environnement) un taux d'actualisation social beaucoup plus faible d'environ 3 % est plus courant. Dans cette analyse, les avantages sont de nature financière, mais le contexte est plus axé sur les avantages sociaux et l'équité intergénérationnelle. Par conséquent, l'analyse sera faite au moyen des taux d'actualisation de 3 % et de 8 %. Du point de vue du bien-être social, le taux de 3 % devrait généralement être considéré comme le taux le plus approprié.

⁹ *Économie industrielle* (rapport non publié soumis à Santé Canada).

¹⁰ Statistique Canada. « Naissances, estimations par province et territoire ». Accessible à l'adresse suivante : www.statcan.gc.ca/tables-tableaux/sum-som/101/cst01/demo04a-fra.htm

étaient justifiées pour le plomb, en particulier en raison de ses effets neurologiques. De plus, le plomb présent dans les os et le sang de la mère représentant une source principale d'exposition pour le fœtus en développement, les femmes en âge de procréer sont, par extension, sensibles aux effets de l'exposition au plomb. Les connaissances actuelles indiquent également que les enfants, les personnes vieillissantes ainsi que les personnes ayant des problèmes médicaux particuliers, tels que l'hypertension, la néphropathie chronique, le diabète et des déficits nutritionnels, présenteraient aussi des risques accrus d'effets nocifs précis dus à l'exposition au plomb, et qu'elles feraient partie de la catégorie « à risque ». Les changements biologiques, tels que le sexe, l'état de santé, l'état nutritionnel, la génétique et l'ethnicité, peuvent également influencer l'absorption du plomb ou la gravité des effets observés. Par conséquent, on estime que les enfants, les hommes, les personnes vieillissantes, les femmes enceintes, les personnes qui ne sont pas de race blanche et celles qui souffrent d'hypertension, de néphropathie chronique, de diabète et de déficits nutritionnels sont des sous-groupes vulnérables. Afin de protéger l'ensemble de la population contre les autres effets nocifs du plomb, on considère qu'il faut sélectionner les nourrissons et les enfants en tant que sous-population à risque, et les effets neurologiques touchant le développement comme effets critiques sur la santé. Les risques d'exposition au plomb pour les enfants et les nourrissons des familles qui chassent le gibier à l'aide de munitions en plomb, notamment les Autochtones, peuvent être plus élevés à cause de leur consommation régulière de protéines alimentaires contaminées par le plomb (Greensher *et al.*, 1974; Tsuji *et al.*, 2008b).

12 QUEL EST NOTRE OBJECTIF DE GESTION?

L'objectif de gestion des risques proposé pour le plomb est de fournir un appui continu aux actions de gestion existantes dans le cadre de la *stratégie fédérale canadienne de gestion des risques liés au plomb* et d'entreprendre des mesures de gestion supplémentaires afin de réduire l'exposition au plomb, et par conséquent les risques connexes, autant que faire se peut.

13 PROPOSITION DE GESTION DES RISQUES

Afin d'atteindre l'objectif de gestion des risques, le gouvernement du Canada concentre ses efforts et ses ressources sur les mesures de réduction de l'exposition au plomb les plus efficaces pour protéger la santé de la population sur le long terme. Par conséquent, les mesures de gestion des risques envisagées pour le plomb sont notamment les initiatives décrites ci-dessous.

13.1 Aliments

Santé Canada va mettre à jour les valeurs limites de plomb admissibles dans les aliments établies dans le *Règlement sur les aliments et drogues* et les harmoniser, le cas échéant, avec les taux maximums de plomb dans les aliments fixés par la *Commission du Codex Alimentarius*.

L'exposition alimentaire au plomb devant être réduite au taux le plus faible réalisable (le principe ALARA), Santé Canada va intensifier ses efforts afin de déterminer si un aliment est contaminé à des taux supérieurs à ce que l'on considère comme étant les bonnes pratiques de production et de fabrication. On va également mettre davantage l'accent sur l'identification et le contrôle des sources potentielles de plomb dans l'alimentation (p. ex., réduire l'utilisation de la grenaille de plomb), ce qui est particulièrement approprié pour gérer l'exposition au plomb par l'intermédiaire de sources de protéines alimentaires issues du gibier pour les Autochtones. Plus particulièrement, cela se traduirait par la communication des risques et la sensibilisation à ces derniers dans les collectivités des Premières nations, ainsi que par des entretiens avec les distributeurs de munitions pour favoriser une interdiction volontaire de l'utilisation de munitions en plomb. Des interdictions volontaires ont été obtenues par l'intermédiaire de moyens semblables par les autorités de santé publique du Nunavik, ainsi que de l'Alaska. En Alaska, une subvention pour compenser le coût des munitions de remplacement a également été incluse sous la forme d'une mesure incitative. Santé Canada étudie actuellement des options pour réduire l'utilisation des munitions en plomb utilisées pour la chasse dont le but est de consommer des aliments.

13.2 Eau potable

Santé Canada va réexaminer les principales lignes directrices contenues dans les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Plomb*. Cet examen traitera particulièrement de l'exposition provenant de l'eau potable, y compris les stratégies d'échantillonnage et de surveillance. L'examen des lignes directrices sera effectué en collaboration avec le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable et comprendra l'examen par les pairs et la consultation du public. L'exposition au plomb provenant de l'eau potable peut résulter de la lixiviation d'éléments contenant du plomb tels que les accessoires de plomberie. Un aspect important pour réduire l'exposition au plomb consiste à réduire la lixiviation de ces éléments, par l'intermédiaire de normes de plomberie axées sur la santé. Santé Canada a participé activement au comité technique pour les normes ASME A112.18.1/CSA

B125.1 (CSA, 2011a) et CSA B125.3 (CSA, 2011b). Cela permet d'assurer un soutien continu pour les initiatives visant à traiter des problèmes liés à la santé, y compris la proposition d'inclure les exigences de réduire la teneur en plomb dans les accessoires afin de diminuer l'exposition potentielle au plomb provenant des raccords pour distribuer l'eau pour la consommation humaine par l'absorption ou la cuisson. De plus, Santé Canada a participé activement à l'élaboration et à la révision de normes de NSF/ANSI fondées sur la santé, y compris une nouvelle exigence en vertu de la norme 61 de NSF/ANSI qui est entrée en vigueur le 1^{er} juillet 2012 et qui a réduit la limite du plomb qui pouvait s'échapper des matériaux pour passer de 11 µg/l à 5 µg/l (NSF/ANSI 61, 2011).

13.3 Produits de consommation

Le gouvernement du Canada a mis en place des restrictions rigoureuses sur la teneur en plomb en vertu de la *Loi canadienne sur la sécurité des produits de consommation* (LCSPC) pour les jouets, les bijoux pour enfants, les peintures et autres revêtements appliqués sur les produits pour enfants, les peintures et revêtements grand public, les plats en céramique et en verre, les bouilloires et les couvre-fenêtres à cordon. Le gouvernement continue d'introduire de nouvelles restrictions sur les teneurs en plomb dans le cadre de sa Stratégie de réduction des risques liés au plomb pour les produits de consommation concernant les produits qui présentent le plus de risques d'exposition pour les enfants, comme les jouets, les bijoux pour enfants, les produits de soin pour enfants, les vêtements et accessoires pour enfants. La LCSPC inclut également une interdiction générale qui pourrait être utilisée pour retirer du marché canadien tous les produits de consommation contenant un taux de plomb dangereux.

13.4 Produits de santé naturels

Santé Canada a prévu un examen et une révision potentielle de la dose quotidienne admissible actuelle de plomb dans les produits de santé naturels. À l'heure actuelle, Santé Canada prévoit une dose admissible de plomb de 0,29 µg/kg de poids corporel par jour dans les produits de santé naturels (PSN) finis (Santé Canada, 2007), qui est calculée d'après la dose quotidienne (0,02 mg/jour) fixée par la société NSF International (NSF/ANSI 173, 2010). Il incombe au titulaire de licence de mise en marché de s'assurer qu'avant la vente d'un produit de santé naturel, chaque lot est analysé à l'aide de méthodes scientifiques adaptées afin de respecter les caractéristiques autorisées par Santé Canada. Si la quantité de contaminants chimiques dépasse les taux limites admissibles de Santé Canada, le produit est jugé contaminé et devient interdit à la vente, car il ne respecte pas les caractéristiques approuvées. La pharmacopée des États-Unis (United States Pharmacopeia) a récemment proposé une nouvelle dose limite pour les impuretés élémentaires, dont le plomb fait partie. Si elle est adoptée pour les produits de santé naturels, la dose admissible actuelle de plomb dans les produits de santé naturels finis pourrait diminuer de moitié. Il faudra poursuivre la discussion afin de déterminer s'il est faisable de diminuer la limite concernant la teneur en plomb des produits de santé naturels.

13.5 Sol

Santé Canada est en train de réviser ses lignes directrices concernant la qualité des sols et le plomb pour la protection de la santé humaine. Ces lignes directrices, qui feront l'objet d'un examen et de commentaires du public, sont établies pour le plomb seulement pour l'exposition

humaine et peuvent être utilisées comme le fondement des évaluations et de l'assainissement cohérents de sites contaminés au Canada.

13.6 Poussière domestique

Santé Canada a entrepris de déterminer les concentrations de dépistage dans la poussière de diverses substances, dont le plomb, dans les milieux résidentiels et commerciaux pouvant être touchés par des sites contaminés. Les approches d'examen préalable seront basées sur les résultats de l'Enquête sur la poussière domestique au Canada qui a été réalisée pour fournir des valeurs correspondant à un centile et fondées sur la population pour les concentrations de plomb et d'autres substances dans la poussière domestique. Ces données de référence nationales sur la concentration serviront de fondement pour effectuer des comparaisons concernant les études locales résidentielles ou individuelles et elles documenteront les décisions concernant la gestion des risques pour la santé liés au plomb dans les milieux intérieurs.

13.7 Rejets dans l'environnement

13.7.1 Fonte primaire de métaux communs

Le secteur de la fonte de métaux communs a fait l'objet d'un avis relatif au plan de prévention de la pollution, en vertu de la LCPE (1999) obligeant la préparation et la mise en œuvre de plans de prévention de la pollution relatifs à certaines substances toxiques émises par le secteur. En vertu de cet avis, les limites cibles des émissions propres aux sites concernant les émissions de matières particulaires contenant des métaux, y compris le plomb, ont été établies. En 2011, la plupart des installations respectaient déjà leurs limites cibles pour 2015.

Le projet d'un nouveau système de gestion de la qualité de l'air a été élaboré sous la direction du Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) afin de mieux protéger la santé humaine et l'environnement. Le projet du nouveau système de gestion de la qualité de l'air comprend l'élaboration de nouvelles Normes canadiennes de qualité de l'air ambiant, de la gestion de la qualité de l'air fondée sur le bassin et la zone atmosphériques et d'exigences de base relatives aux émissions industrielles (BLIERS) concernant divers polluants atmosphériques rejetés par différents secteurs industriels. Pour le secteur de la fonte de métaux communs, en plus de l'exigence de base relative aux émissions industrielles de dioxyde de soufre, une exigence relative aux matières particulaires a également été créée.

La limite cible pour les matières particulaires établie dans l'avis relatif au plan de prévention de la pollution et les exigences de base relatives aux émissions industrielles devrait réduire l'ensemble des émissions de matières particulaires du secteur de 75 % par rapport à celui de 2006. Cette réduction des émissions des matières particulaires comportera un avantage commun dans la réduction des émissions de plomb provenant des fonderies primaires de métaux communs.

13.7.2 Production d'électricité

Le 27 août 2011, le gouvernement du Canada a publié des projets de règlements pour réduire les émissions de gaz à effet de serre provenant de la production d'électricité alimentée au charbon au Canada qui seront mis en vigueur le 1^{er} juillet 2015. Ces règlements exigeront que les centrales de production d'électricité au charbon au Canada soient conformes à une norme de rendement

stricte qui, en retour, assurera la transition de la production d'électricité au charbon, qui est associée à de fortes émissions de gaz à effet de serre, à des types de production à faibles émissions ou sans émission comme l'énergie renouvelable, le gaz naturel à haute efficacité ou l'énergie thermique avec captage et stockage du carbone. On propose que les centrales de production d'électricité au charbon soient conformes à cette norme de rendement à compter du 1^{er} juillet 2015. L'approche proposée devrait donner lieu non seulement à une réduction importante des gaz à effet de serre, mais également à la réduction des polluants atmosphériques tels que le plomb.

13.7.3 Produits commerciaux contenant du plomb

- Essence au plomb utilisée pour les véhicules de compétition : Environnement Canada, avec le soutien de Santé Canada, effectue un examen sur cinq ans qui s'achèvera d'ici 2016 afin de déterminer s'il faut prendre des mesures supplémentaires d'après les nouveaux progrès scientifiques, technologiques et en matière de remplacement des combustibles. Cela comprend un examen des mesures dans d'autres territoires.
- Essence au plomb utilisée pour les avions : le gouvernement du Canada continuera de surveiller et d'appuyer les efforts internationaux visant à éliminer progressivement le plomb dans le carburant d'aviation.
- Munitions au plomb : l'une des mesures envisagées par Environnement Canada consiste à réunir de l'information supplémentaire sur l'utilisation actuelle des munitions et leurs répercussions sur l'environnement.
- Plombs de pêche et turlottes en plomb : Environnement Canada encouragera l'utilisation de produits de remplacement concernant les plombs et les turlottes en plomb.
- Masses d'équilibrage en plomb : Environnement Canada va examiner la nécessité de prendre des mesures afin d'encourager l'utilisation de produits de remplacement concernant les masses d'équilibrage en plomb au Canada.
- Revêtements de plomb dans l'industrie du bâtiment : Environnement Canada étudiera cette question dans le contexte canadien et, si cela s'avère justifié, collaborera avec l'industrie du bâtiment en examinant l'utilisation de solutions de rechange pour les revêtements en plomb au Canada.

13.8 Directives sur la plombémie

Le Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement (CSE) révisé la *Mise à jour sur les effets sanitaires de faibles concentrations de plomb et proposition de niveaux et de stratégies d'intervention relatifs au taux de plomb sanguin* de 1994. Les nouvelles lignes directrices fourniront des conseils aux professionnels de la santé et aux autorités de santé publique afin de choisir des mesures appropriées pour la gestion de concentrations sanguines de plomb précises. Des mesures a priori et de prévention seront proposées en vue de réduire efficacement les taux sanguins de plomb à l'échelle de la personne, des sous-groupes et des collectivités, lorsqu'il est nécessaire d'intervenir pour réduire une exposition atypique au plomb.

14 PRISE DE DÉCISIONS S'APPUYANT SUR LA SCIENCE

Il reste des domaines liés à la toxicité du plomb et à ses répercussions sur la santé humaine et l'environnement qui nécessitent des études supplémentaires. Il serait bon d'effectuer une caractérisation plus approfondie des sources d'exposition et des niveaux d'exposition pour la population canadienne, ainsi que de la toxicité du plomb à des concentrations sanguines relativement faibles. Il faudrait également quantifier plus précisément l'exposition des enfants par transfert placentaire de leur mère ainsi que dans le lait maternel et les préparations pour nourrissons, l'exposition à la poussière domestique, la migration du plomb contenu dans les os à différentes étapes de la vie, en particulier durant la grossesse, et les mesures destinées à réduire au minimum la mobilisation du plomb squelettique. Plus particulièrement, les sources de plomb dans la poussière intérieure déposée devront être examinées de plus proche. Les données obtenues grâce à ces recherches contribueront aux efforts contre les effets nocifs du plomb sur la santé. Il faudra prendre en compte les exigences spéciales relatives à la gestion des risques liés au plomb dans les collectivités autochtones et inuites, ainsi que dans les régions nordiques et éloignées.

Santé Canada poursuit sa participation aux travaux entrepris afin de mieux comprendre les effets de la qualité de l'air intérieur sur la santé humaine. En 2009, on a présenté des données relatives à la recherche continue visant à améliorer la précision des évaluations de l'exposition aux métaux liés aux particules dans les milieux urbains lors du symposium du réseau stratégique MITHE (Metals in the Human Environment Strategic Network, 2009). Les résultats de ces travaux continus, qui incluent un examen des facteurs et des sources ayant une influence sur l'incertitude des mesures associées à la surveillance des métaux dans les particules en suspension, sont présentés dans Niu *et al.* (2010).

15 ÉVALUATION DES PROGRÈS

Dans le cadre d'une stratégie de gestion des risques intégrée, Santé Canada et Environnement Canada vont mettre au point un processus systématique afin d'évaluer les progrès accomplis dans la réduction au maximum de l'exposition de la population canadienne au plomb. Ce processus d'examen du rendement couvrira le réseau complet de mesures de gestion des risques créées et actualisées au cours des 40 dernières années, et il inclura les nouvelles mesures ainsi que leurs modifications dès leur entrée en vigueur. On produira régulièrement un rapport d'examen du rendement qui tiendra compte des nouvelles données ou sources de données.

Les mécanismes actuels de responsabilisation offrent un point de départ pour effectuer un examen complet des mesures fédérales de gestion des risques liés au plomb. *Les Rapports annuels de la LCPE (1999)* (<http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=Fr&n=39419FFB-1>) présentent de l'information sur la réduction du plomb dans les sources, les usages et les rejets, tandis que les *Rapports d'étape sur la planification de la prévention de la pollution par les fonderies et raffineries de métaux communs et les usines de traitement du zinc* (<http://www.ec.gc.ca/planp2-p2plan/default.asp?lang=Fr&n=F02C15C9-1>) portent sur les rejets de produits chimiques dangereux, dont le plomb.

On effectuera des évaluations complètes du rendement à l'aide des données issues des programmes continus de recherche et de surveillance et de la liste des polluants afin de mettre en avant les rapports entre les activités humaines et leurs répercussions sur les conditions environnementales et la santé humaine. Plus particulièrement, l'évaluation du rendement s'intéressera aux liens entre les moteurs économiques de la pollution et de l'exposition au plomb, les niveaux de contamination par le plomb dans le milieu universel d'exposition, les données de biosurveillance de référence, les paramètres médicaux connexes et certaines mesures du bien-être socioéconomique, en remplaçant ces variables par rapport aux stratégies de gestion des risques dans le temps de manière à illustrer les cycles de causalité, dans la mesure des données probantes disponibles.

L'évaluation du rendement portera principalement sur les relations essentielles de la chaîne causale des événements que les mesures de gestion des risques cherchent à influencer, et elle examinera les rapports entre les effets anticipés afin de comprendre la progression relativement à la santé humaine et aux objectifs de gestion des risques liés au plomb. S'il est impossible d'établir avec certitude les relations de cause à effet faute de preuves suffisantes, on pourra s'aider d'indicateurs individuels des facteurs socioéconomiques, des niveaux de pollution et des effets sur la santé afin de suivre les progrès accomplis et de déterminer les futures difficultés pour la réduction de l'exposition de la population canadienne au plomb.

Ce processus d'examen du rendement aidera le gouvernement du Canada à évaluer efficacement ses progrès pour la protection de la santé des Canadiens et de leur environnement contre les répercussions des expositions aux sources anthropiques de plomb, actuelles et futures.

16 REFERENCES

Adgate, J.L., Willis, R.D., Buckley, T.J., Chow, J.C., Watson, J.G., Rhoads, G.G., Liroy, P.J. (1998). Chemical mass balance source apportionment of lead in house dust. *Environ Sci Technol* 32(1): 108–114.

Adriano, D.C. (2001). *Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals*. 2nd ed. New York (NY): Springer-Verlag.

Alexander, B.H., Checkoway, H., van Netten, C., Muller, C.H., Ewers, T.G., Kaufman, J.D., Mueller, B.A., Vaughan, T.L., Faustman, E.M. (1996). Semen quality of men employed at a lead smelter. *Occup Environ Med* 53: 411–416.

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry (2007a). "Toxicological Profile for Lead." Atlanta (GA): US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Available from: www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=96&tid=22

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2007b). "Case Studies in Environmental Medicine (CSEM) Lead Toxicity Exposure Pathways." Atlanta (GA): US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Available from: www.atsdr.cdc.gov/csem/lead/docs/lead.pdf

Baghurst, P.A., Robertson, E.F., McMichael, A.J., Vimpani, G.V., Wibb, N.R., Roberts, R.R. (1987). The Port Pirie cohort study: lead effects on pregnancy outcome and early childhood development. *Neurotoxicology* 8: 395–402.

Barry, P.S.I. (1975). A comparison of concentrations of lead in human tissue. *Br J Ind Med* 32: 119–139.

Bell, T., Allison, D.J., David, J., Foley, R., Kawaja, M., Mackey, S., Parewick, K., Pickard, F., Stares, J., Valcour, J. (2011). *Biomonitoring for Environmental Lead Exposure in Children from pre-1970s Housing in St. John's, Newfoundland and Labrador*. St John's (NL): Memorial University of Newfoundland, Eastern Health and Health Canada.

Bellinger, D., Sloman, J., Leviton, A., Rabinowitz, M., Needleman, H.L., Waternaux, C. (1991). Low-level lead exposure and children's cognitive function in the preschool years. *Pediatrics* 87: 219–227.

Bellinger, D.C., Stiles, K.M., Needleman, H.L. (1992). Low-level lead exposure, intelligence and academic achievement: a long-term follow-up study. *Pediatrics* 90: 855–861.

Besser, J., Brumbaugh, W.G., Allert, A.L., Poulton, B.C., Schmitt, C.J., Ingersoll, C.G. (2008). Ecological impacts of lead mining on Ozark streams: toxicity of sediment and pore water. *Ecotoxicol Environ Saf* 72(2): 516–526.

Bonde, J.P., Joffe, M., Apostoli, P., Dale, A., Kiss, P., Spano, M., Caruso, F., Giwercman, A., Bisanti, L., Porru, S., Vanhoorne, M., Comhaire, F., Zschiesche, W. (2002). Sperm count and chromatin structure in men exposed to inorganic lead: lowest adverse effect levels. *Occup Environ Med* 59: 234–242.

Bouchard, M.F., Bellinger, D.C., Weuve, J., Matthews-Bellinger, J., Gilman, S.E., Wright, R.O., Schwartz, J., Weisskopf, M.G. (2009). Blood lead levels and major depressive disorder, panic disorder, and generalized anxiety disorder in US young adults. *Arch Gen Psychiatry* 66(12): 1313–1319.

Boucher, O., Burden, M.J., Muckle, G., Saint-Amour, D., Ayotte, P., Dewailly, E., Nelson, C.A., Jacobson, S.W., Jacobson, J.L. (2012). Response inhibition and error monitoring during a visual go/no-go task in Inuit children exposed to lead, polychlorinated biphenyls, and methylmercury. *Environ Health Perspect* 120(4): 608–615.

Braun, J.M., Kahn, R.S., Froehlich, T., Auinger, P., Lanphear, B.P. (2006). Exposures to environmental toxicants and attention deficit hyperactivity disorder in U.S. children. *Environ Health Perspect* 114: 1904–1909.

Bushnik, T., Haines, D., Levallos, P., Levesque, J., Van Oostdam, J., Viau, C. (2010). Lead and bisphenol A concentrations in the Canadian population. *Health Reports* 21(3). Statistics Canada Catalogue No. 82-003-XPE. Available from: www.statcan.gc.ca/pub/82-003-x/2010003/article/11324-eng.pdf

Campbell, J.R., Rosier, R.N., Novotny, L., Puzas, J.E. (2004). The association between environmental lead exposure and bone density in children. *Environ Health Perspect* 112(11): 1200–1203.

Canada. (1988). *Canadian Environmental Protection Act*. Statutes of Canada.

Canada. (1999). *Canadian Environmental Protection Act, 1999*. S.C., 1999, c. 33. *The Canada Gazette, Part III*. Vol. 22, No. 3. Available from: www.gazette.gc.ca/archives/p3/1999/g3-02203.pdf

Canfield, R.L., Henderson, C.R. Jr., Cory-Slechta, D.A., Cox, C., Jusko, T.A., Lanphear, B.P. (2003a). Intellectual impairment in children with blood lead concentrations below 10 µg per deciliter. *N Engl J Med* 348: 1517–1526.

Canfield, R.L., Kreher, D.A., Cornwell, C., Henderson, C.R. Jr. (2003b). Low-level lead exposure, executive functioning, and learning in early childhood. *Child Neuropsychol* 9(1): 35–53.

Cantonwine, D., Hu, H., Sánchez, B.N., Lamadrid-Figueroa, H., Smith, D., Ettinger, A.S., Mercado-García, A., Hernández-Avila, M., Wright, R.O., Téllez-Rojo, M.M. (2010). Critical windows of fetal lead exposure: adverse impacts on length of gestation and risk of premature delivery. *J Occup Environ Med* 52(11): 1106–1111.

[CCME] Canadian Council of Ministers of the Environment. (1999). "Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health: Lead (1999)." In: *Canadian Environmental Quality Guidelines, 1999*. Winnipeg (MB): Canadian Council of Ministers of the Environment. Available from: <http://ceqg-rceq.ccme.ca/download/en/269/>

[CEOH] Federal-Provincial-Territorial Committee on Environmental and Occupational Health. (1994). *Update of Evidence for Low-level Effects of Lead and Blood Lead Intervention Levels and Strategies—Final Report of the Working Group*. Ottawa (ON): Health Canada, Environmental Health Directorate, Federal-Provincial-Territorial Committee on Environmental and Occupational Health.

Chan, L., Receveur, O., Sharp, D., Schwartz, H., Ing, I., Tikhonov, C. (2011). "First Nations Food, Nutrition and Environment Study (FNFNES): Results from British Columbia (2008/2009)." Prince George (BC): University of Northern British Columbia. Available from: www.fnfnes.ca/docs/BC%20Reports/FNFNES_Report_BC_FINAL_PRINT_v2.pdf

Chandramouli, L., Steer, C.D., Ellis, M., Emond, A.M. (2009). Effects of early childhood lead exposure on academic performance and behaviour of school age children. *Arch Dis Child* 94: 844–848.

Cheng, Y., Schwartz, J., Sparrow, D., Aro, A., Weiss, S.T., Hu, H. (2001). Bone lead and blood lead levels in relation to baseline blood pressure and the prospective development of hypertension: the Normative Aging Study. *Am J Epidemiol* 153: 164–171.

Chiodo, L.M., Jacobson, S.W., Jacobson, J.L. (2004). Neurodevelopmental effects of postnatal lead exposure at very low levels. *Neurotoxicol Teratol* 26: 359–371.

Chiodo, L.M., Covington, C., Sokol, R.J., Hannigan, J.H., Jannise, J., Ager, J., Greenwald, M., Delaney-Black, V. (2007). Blood lead levels and specific attention effects in young children. *Neurotoxicol Teratol* 2: 538–546.

Cho, S.C., Kim, B.N., Hong, Y.C., Shin, M.S., Yoo, H.J., Kim, J.W., Bhang, S.Y., Cho, I.H., Kim, H.W. (2010). Effect of environmental exposure to lead and tobacco smoke on inattentive and hyperactive symptoms and neurocognitive performance in children. *J Child Psychol Psychiatry* 51: 1050–1057.

Chrastný, V., Komárek, M., Hájek, T. (2010). Lead contamination of an agricultural soil in the vicinity of a shooting range. *Environ Monit Assess* 162: 37–46.

[CMHC] Canada Mortgage and Housing Corporation. (2009). *Lead in Older Homes*. Ottawa (ON): Canada Mortgage and Housing Corporation.

[CoEH] Committee on Environmental Health. (2005). Lead exposure in children: prevention, detection, and management. *Pediatrics* 116(4): 1036–1046.

Cooney, G.H., Bell, A., McBride, W., Carter, C. (1989a). Low-level exposures to lead: the Sydney lead study. *Dev Med Child Neurol* 31: 640–649.

Cooney, G.H., Bell, A., McBride, W., Carter, C. (1989b). Neurobehavioural consequences of prenatal low level exposures to lead. *Neurotoxicol Teratol* 11: 95–104.

Cooney, G.H., Bell, A., Stavrou, C. (1991). "Low Level Exposures to Lead and Neurobehavioural Development: the Sydney Study at Seven Years." In: *International Conference on Heavy Metals in the Environment*. Vol. 1. Edited by J.G. Farmer. Edinburgh (GB): CEP Consultants, pp. 16–19.

[CSA] Canadian Standards Association. (2011a). *ASME A112.18.1-2011/CSA B125.1-11—Plumbing Supply Fittings*. Mississauga (ON): Canadian Standards Association.

[CSA] Canadian Standards Association. (2011b). *CSA B125.3-11—Plumbing Fittings*. Mississauga (ON): Canadian Standards Association.

Davies, J.H., Evans, B.A., Gregory, J.W. (2005). Bone mass acquisition in healthy children. *Arch Dis Child* 90: 373–378.

[DFO] Department of Fisheries and Oceans. (1997). *1995 Survey of Recreational Sport Fishing in Canada*. Ottawa (ON): Department of Fisheries and Oceans. Economic and Commercial Analysis Report No. 154.

Dietrich, K.N., Succop, P.A., Berger, O.G., Keith, R.W. (1992). Lead exposure and the central auditory processing abilities and cognitive development of urban children: the Cincinnati Lead Study cohort at age 5 years. *Neurotoxicol Teratol* 14: 51–56.

Dietrich, K.N., Berger, O.G., Succop, P.A. (1993). Lead exposure and the motor developmental status of urban six-year-old children in the Cincinnati Prospective Study. *Pediatrics* 91: 301–307.

Dietrich, K.N., Ris, M.D., Succop, P.A., Berger, O.G., Bornschein, R.L. (2001). Early exposure to lead and juvenile delinquency. *Neurotoxicol Teratol* 23: 511–518.

Dixon, S.L., Gaitens, J.M., Jacobs, D.E., Strauss, W., Nagaraja, J., Pivetz, T., Wilson, J.W., Ashley, P.J. (2009). Exposure of U.S. children to residential dust lead, 1999–2004: II. The contribution of lead-contaminated dust to children's blood lead levels. *Environ Health Perspect* 117(3): 468–474.

Donaldson, S.G., Van Oostdam, J., Tikhonov, C., Feeley, M., Armstrong, B., Ayotte, P., Boucher, O., Bowers, W., Chan, L., Dallaire, F., Dallaire, R., Dewailly, E., Edwards, J., Egeland, G.M., Fontaine, J., Furgal, C., Leech, T., Loring, E., Muckle, G., Nancarrow, T., Pereg, D., Plusquellec, P., Potyrala, M., Receveur, O., Shearer, R.G. (2010). Environmental contaminants and human health in the Canadian Arctic. *Sci Total Environ* 408: 5165–5234.

ECOTOX. (2006). ECOTOXicology Database [online database]. Version 4. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development; National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division. Available from: <http://cfpub.epa.gov/ecotox>

Edwards, M., Triantafyllidou, S., Best, D. (2009). Elevated blood lead in young children due to lead-contaminated drinking water: Washington, DC, 2001–2004. *Environ Sci Technol* 43: 1618–1623.

[EFSA] European Food Safety Authority. (2010). Scientific opinion on lead in food. EFSA J 8(4): 1570. Available from: www.efsa.europa.eu/fr/scdocs/doc/1570.pdf

Eisler, R. (1988). Lead hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. Laurel (MD): US Fish and Wildlife Service, Patuxent Wildlife Research Center. Biological Report No. 85(1.14); Contaminant Hazard Reviews Report No. 14. Available from: www.pwrc.usgs.gov/infobase/eisler/chr_14_lead.pdf

Ekong, E.B., Jaer, B.G., Weaver, V.M. (2006). Lead-related nephrotoxicity: a review of the epidemiologic evidence. *Kidney Int* 70: 2074–2084.

Environment Canada. (1974). *National Inventory of Sources and Emissions of Asbestos, Beryllium, Lead, and Mercury—Summary of Emissions for 1970*. Ottawa (ON): Environment Canada, Environmental Protection Service, Air Pollution Control Directorate.

Environment Canada. (1996). *The State of Canada's Environment, 1996*. Ottawa (ON): Environment Canada, State of the Environment Directorate.

Environment Canada. (2009). "Battery Recycling in Canada—2009 Update." Ottawa (ON): Environment Canada. Executive summary available from: www.ec.gc.ca/gdd-mw/default.asp?lang=en&n=52DF915F-1

Environment Canada. (2010a). "Environment Canada's Gasoline Regulations: a Discussion Paper on the Potential Extension of the Exemption for Leaded Gasoline used in Competition Vehicles." Available from: www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=En&n=6AEFC67F-1&offset=1&toc=show

Environment Canada. (2010b). National Pollutant Release Inventory (NPRI) Online Data Search, Facility-Reported Data and Air Pollutant Emissions (all sources). [2000 to 2009 database for lead and lead compounds]. Available from: http://www.ec.gc.ca/pdb/websol/emissions/ap_query_e.cfm

Environment Canada. (2010c). National Pollutant Release Inventory (NPRI) Facility Data. In National Pollutant Release Inventory (NPRI) Database [online database]. Available from: http://www.ec.gc.ca/pdb/websol/querysite/query_e.cfm

Environment Canada. (2010d). *Canada-US Great Lakes Water Quality Agreement*.

Environment Canada. (2011a). *National Air Pollution Surveillance Program (NAPS)*. Ottawa (ON): Environment Canada, Analysis and Air Quality Section. Available at: www.ec.gc.ca/rnspa-naps/default.asp?lang=En&n=5C0D33CF-1

Environment Canada. (2011b). *Sampling for Chemicals Management Plan Challenge Substances from the Waste Sector*. Available at: http://www.merx.com/English/supplier_menu.asp?WCE=Show&TAB=1&PORTAL=MERX&State=7&id=155905&FED_ONLY=0&hcode=QTgbcBf6neo4%2Fe971HNMUQ%3D%3D

Ernhart, C.B., Morrow-Tlucak, M., Marler, M.R., Wolf, A.W. (1987). Low level lead exposure in the prenatal and early preschool periods: early preschool development. *Neurotoxicol Teratol* 9: 259–270.

Ernhart, C.B., Morrow-Tlucak, M., Wolf, A.W., Super, D., Drotar, D. (1989). Low level lead exposure in the prenatal and early preschool periods: intelligence prior to school entry. *Neurotoxicol Teratol* 11: 161–170.

Ettinger, A.S., Tellez-Rojo, M.M., Amarasiriwardena, C., Bellinger, D., Peterson, K., Schwartz, J., Hu, H., Hernandez-Avila, M. (2004). Effects of breast milk on infant blood lead levels at 1 month of age. *Env. Health Perspect.*, 112(14): 1381-1385.

Farfel, M.R., Chisolm, J.J. (1990). Health and environmental outcomes of traditional and modified practices for abatement of residential lead-based paint. *Am J Public Health* 80(10): 1240–1245.

Franklin, C.A., Inskip, M.J., Bacchanale, C.L., Edwards, C.M., Manton, W.I., Edwards, E., O'Flaherty, E.J. (1997). Use of sequentially administered stable lead isotopes to investigate changes in blood lead during pregnancy in a nonhuman primate (*Macaca fascicularis*). *Fundam Appl Toxicol* 39(2): 109–119.

Franson, C.J., Hansen, S.P., Creekmore, T.E., Brand, C.J., Evers, D.C., Duerr, A.E., DeStephano, S. (2003). Lead fishing weights and other fishing tackle in selected waterbirds. *Waterbirds* 26(3): 345–352.

Fraser, S., Muckle, G., Despres, C. (2006). The relationship between lead exposure, motor function and behaviour in Inuit preschool children. *Neurotoxicol Teratol* 28: 18–27.

Froehlich, T.E., Lanphear, B.P., Auinger, P., Hornung, R., Epstein, J.N., Braun, J., Kahn, R.S. (2009). Association of tobacco and lead exposures with attention-deficit/hyperactivity disorder. *Pediatrics* 124: e1054–e1063.

- Geltman, P., Brown, M., Cochran, J. (2001). Lead poisoning among refugee children resettled in Massachusetts, 1995 to 1999. *Pediatrics* 108(1): 158–162.
- Gonzalez-Cossio, T., Peterson, K.E., Sanin, L.H., Fishbein, E., Palazuelos, E., Aro, A., Hernandez-Avila, M., Hu, H. (1997). Decrease in birth weight in relation to maternal bone-lead burden. *Pediatrics* 100(5): 856–862.
- Government of New Brunswick. (2005). *Belledune Area Health Study Summary Report*.
- Grabo, T.N. (1997). Unknown toxic exposures. Arts and crafts materials. *AAOHN [Am Assoc Occup Health Nurses]* 45(3): 124–130.
- Greensher, J., Mofenson, H.C., Balakrishnan, C., Aleem, A. (1974). Lead poisoning from ingestion of lead shot. *Pediatrics* 54: 641–643.
- Grosse, S.D., Matte, T.D., Schwartz, J., Jackson, R.J. (2002). Economic gains resulting from the reduction in children's exposure to lead in the United States. *Environ Health Perspect* 110(6): 563–569.
- Gulson, B.L., Jameson, C.W., Mahaffey, K.R., Mizon, K.J., Korsch, M.J., Vimpani, G. (1997). Pregnancy increases mobilization of lead from maternal skeleton. *J Lab Clin Med* 130(1): 51–62.
- Gulson, B.L., Pounds, J.G., Mushak, P., Thomas, B.J., Gray, B., Korsch, M.J. (1999). Estimation of cumulative lead releases (lead flux) from the maternal skeleton during pregnancy and lactation. *J Lab Clin Med* 134(6): 631–640.
- Gulson, B.L., Mizon, K.J., Korsch, M.J., Palmer, J.M., Donnelly, J.B. (2003). Mobilization of lead from human bone tissue during pregnancy and lactation—a summary of long-term research. *Sci Total Environ* 303(1–2): 79–104.
- Health Canada. (1992). *Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Supporting Document—Lead*. Ottawa (ON): Health Canada, Safe Environments Programme.
- Health Canada. (1995). *Canadian Soil Quality Guidelines for Contaminated Sites, Human Health Effects: Inorganic Lead*. Final report. Report prepared for the National Contaminated Sites Remediation Program by the Air and Waste Section, Environmental Health Directorate, Health Canada, Ottawa, Ontario.
- Health Canada. (2004). *Wildlife Toxicology of Lead and Transfer of Lead to Human Consumers of Wild Foods*. [cited January 2008].
- Health Canada. (2007). *Evidence for Quality of Finished Natural Health Products*. Version 2. Ottawa (ON): Health Canada, Health Products and Foods Branch, Natural Health Products Directorate. [cited March 2011]. Available from: www.hc-sc.gc.ca/dhp-mps/alt_formats/hpfb-dgpsa/pdf/prodnatur/eq-paq-eng.pdf
- Health Canada. (2009a). "Lead Information Package—Some Commonly Asked Questions about Lead and Human Health." [cited 2010 Feb]. Available from: www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/contaminants/lead-plomb/asked_questions_posees-eng.php
- Health Canada. (2009b). "Guidance for Controlling Corrosion in Drinking Water Distribution Systems." Ottawa (ON): Health Canada. Available from: <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/corrosion/index-eng.php>
- Health Canada. (2010). "Consumer Information—Health Concerns about Lead in Traditional Kohl." [cited 2010 Sep]. Available from: <http://www.hc-sc.gc.ca/cps-spc/cosmet-person/cons/kohl-info-khol-eng.php>
- Health Canada. (2011a). "Food and Nutrition—Lead." Available from: http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/securit/chem-chim/environ/lead_plomb-eng.php

Health Canada. (2011b). "Average Dietary Intakes ($\mu\text{g}/\text{kg}$ bw/day) of Trace Elements for Canadians in Different Age/Sex Groups for Total Diet Study in 2007." Available from: http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/surveill/total-diet/intake-apport/chem_age-sex_chim_2007-eng.php

Hernández-Avila, M., Peterson, K.E., Gonzalez-Cossio, T., Sanin, L.H., Aro, A., Schnaas, L., Hu, H. (2002). Effect of maternal bone lead on length and head circumference of newborns and 1-month-old infants. *Arch Environ Health* 57(5): 482–488.

Hertzman, C., Ames, N., Ward, H., Kelly, S., Yates, C. (1990). *Trail Lead Study Report*. Prepared by Department of Health Care and Epidemiology, University of British Columbia, for Ministries of Health and Environment.

[HUD] US Department of Housing and Urban Development. (2001). *National Survey of Lead and Allergens in Housing*. Final report. Vol. I. Analysis of Lead Hazards, Revision 6.0. Washington (DC): US Department of Housing and Urban Development, Office of Lead Hazard Control.

Hunt, W.G., Burnham, W., Parish, C.N., Burnham, K.T., Mutch, B., Oaks, L.J. (2006). Bullet fragments in deer remains: implications for lead exposure in avian scavengers. *Wildlife Soc B* 34(1): 167–170.

Hwang, K.Y., Schwartz, B.S., Lee, B.K., Strickland, P.T., Todd, A.C., Bressler, J.P. (2001). Associations of lead exposure and dose measures with erythrocyte protein kinase C activity in 212 current Korean lead workers. *Toxicol Sci* 62: 280–288.

[IARC] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. (2006). Inorganic and organic lead compounds. *IARC Monogr Eval Carcinog Risks Hum* 87.

INSPQ (2011). Étude de l'impact de la contamination par le plomb de l'environnement résidentiel sur la plombémie des jeunes enfants - Rapport présenté par P. Levallois, J. St-Laurent, D. Gauvin et M. Courteau à Santé Canada. Direction de la santé environnementale et de la toxicologie Institut national de santé publique du Québec.

[Intrinsik] Intrinsik Environmental Sciences Inc. (2010). "Evaluation of Environmental Contaminant Exposure in Children (under 15) in Flin Flon, Manitoba, and Creighton, Saskatchewan." [Exposure Study] [cited 2010 Feb]. Available from: <http://www.flinflonsoilsstudy.com/doclibrary.php>

Jacobs, D.E., Clickner, R.P., Zhou, J.Y., Viet, S.M., Marker, D.A., Rogers, J.W., Zeldin, D.C., Broene, P., Friedman, W. (2002). The prevalence of lead-based paint hazards in US housing. *Environ Health Perspect* 110(10): A599–A606.

[JECFA] Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. (2010). *Summary and Conclusions*. Proceedings of the Seventy-Third Meeting, Geneva, 8–17 June 2010. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations; and Geneva: World Health Organization. Available from: <http://www.who.int/foodsafety/publications/chem/summary73.pdf>

Jedrychowski, W., Perera, F.P., Jankowski, J., Mrozek-Budzyn, D., Mroz, E., Flak, E., Edwards, S., Skarupa, A., Lisowska-Miszczczyk, I. (2009). Very low prenatal exposure to lead and mental development of children in infancy and early childhood: Krakow prospective cohort study. *Neuroepidemiology* 32: 270–278.

Keating, J. (1995). "Lead." In: *Canadian Minerals Yearbook*. Ottawa (ON): Natural Resources Canada.

Keating, J., Wright, P. (1994). "Lead." In: *Canadian Minerals Yearbook: Review and Outlook*. Ottawa (ON): Natural Resources Canada.

Knopper, L.D., Mineau, P., Scheuhammer, A.M., Bond, D.E., McKinnon, D.T. (2006). Carcasses of shot Richardson's ground squirrels may pose lead hazards to scavenging hawks. *J Wildl Manage* 70(1): 295–299.

Kosnett, M.J. (2006). "Lead." In: *Poisoning and Drug Overdose*. 5th ed. Edited by Kent. R. Olson. McGraw-Hill Professional, 2006.

- Koyashiki, G.A., Paoliello, M.M., Tchounwou, P.B. (2010). Lead levels in human milk and children's health risk: a systematic review. *Rev Environ Health* 25(3): 243–253.
- Kramer, H.J., Gonick, H.C., Lu, E. (1986). *In vitro* inhibition of Na-K-ATPase by trace metals: relation to renal and cardiovascular damage. *Nephron* 44: 329–336.
- LaGoy, P. (1987). Estimated soil ingestion rates for use in risk assessment. *Risk Anal* 7: 355–359.
- Lanphear, B.P., Weitzman, M., Eberly, S. (1996a). Racial differences in urban children's environmental exposures to lead. *Am J Public Health* 86(10): 1460–1463.
- Lanphear, B.P., Weitzman, M., Winter, N.L., Eberly, S., Yakir, B., Tanner, M., Emond, M., Matte, T.D. (1996b). Lead-contaminated house dust and urban children's blood lead levels. *Am J Public Health* 86(10): 1416–1421.
- Lanphear, B.P., Matte, T.D., Rogers, J., Clickner, R.P., Dietz, B., Bornschein, R.L., Succop, P., Mahaffey, K.R., Dixon, S., Galke, S., Rabinowitz, M., Farfel, M., Rohde, C., Schwartz, J., Ashley, P., Jacobs, D.E. (1998). The contribution of lead-contaminated house dust and residential soil to children's blood lead levels: a pooled analysis of 12 epidemiologic studies. *Environ Res* 79: 51–68.
- Lanphear, B.P., Dietrich, K., Auinger, P., Cox, C. (2000). Cognitive deficits associated with blood lead concentrations <10 µg/dL in US children and adolescents. *Public Health Rep* 115: 521–529.
- Lanphear, B.P., Succop, P., Roda, S., Henningsen, G. (2003). The effect of soil abatement on blood lead levels in children living near a former smelting and milling operation. *Public Health Rep* 118: 83–91.
- Lanphear, B.P., Hornung, R., Khoury, J., Yolton, K., Baghurst, P., Bellinger, D.C., Canfield, R.L., Dietrich, K.N., Bornschein, R., Greene, T., Rothenberg, S.J., Needleman, H.L., Schnaas, L., Wasserman, G., Graziano, J., Roberts, R. (2005). Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis. *Environ Health Perspect* 113: 894–899.
- Laughlin, N.K., Luck, M.L., Lasky, R.E. (2008). Postnatal lead effects on the development of visual spatial acuity in rhesus monkeys (*Macaca mulatta*). *Dev Psychobiol* 50(6): 608–614.
- Leech, J.A., Wilby, K., McMullen, E., Laporte, K. (1996). The Canadian Human Activity Pattern Survey: report of methods and population surveyed. *Chronic Dis Can* 17(3): 118–123.
- Levesque, B., Duchesne, J.F., Gariépy, C., Rhainds, M., Dumas, P., Scheuhammer, A.M., Proulx, J.F., Déry, S., Muckle, G., Dallaire, F., Dewailly, E. (2003). Monitoring of umbilical cord blood lead levels and sources assessment among the Inuit. *Occup Environ Med* 60: 693–695.
- Lustberg, M., Silbergeld, E. (2002). Blood lead levels and mortality. *Arch Intern Med* 162: 2443–2449.
- Manton, W.I., Angle, C.R., Stanek, K.L., Reese, Y.R., Kuehnemann, T.J. (2000). Acquisition and retention of lead by young children. *Environ Res* 82(1): 60–80.
- Menke, A., Muntner, P., Batuman, V., Silbergeld, E.K., Guallar, E. (2006). Blood lead below 0.48 µmol/L (10 µg/dL) and mortality among US adults. *Circulation* 114: 1388–1394.
- Mielke, H.W. (1999). Lead in the inner-cities. *Am Sci* 87: 62–73.
- Mielke, H.W., Adams, J.L., Reagan, P.L., Mielke, P.W. Jr. (1989). "Soil-dust Lead and Childhood Lead Exposure as a Function of City Size and Community Traffic Flow: the Case for Lead Abatement in Minnesota." In *Lead in Soil: Issues and Guidelines*. Edited by B.E. Davies and B.G. Wixson. *Environ Geochem Health* 9 (Suppl): 253–271.

- Mielke, H.W., Dugas, D., Mielke, P.W., Smith, K.S., Smith, S.L., Gonzales, C.R. (1997). Associations between lead dust contaminated soil and childhood blood lead: a case study of urban New Orleans and rural Lafourche Parish, Louisiana, USA. *Environ Health Perspect* 105(9): 950–954.
- Mielke, H.W., Gonzales, C.R., Powell, E., Jartun, M., Mielke, P.W. (2007). Nonlinear association between soil lead and blood lead of children in metropolitan New Orleans. *Sci Total Environ* 388: 43–53.
- Miranda, M.L., Kim, D., Galeano, M.A., Paul, C.J., Hull, A.P., Morgan, S.P. (2007). The relationship between early childhood blood lead levels and performance on end-of-grade tests. *Environ Health Perspect* 115: 1242–1247.
- Miranda, M.L., Anthopolos, R., Hastings, D. (2011). A geospatial analysis of the effects of aviation gasoline on childhood blood lead levels. *Environ Health Perspect* 119: 1513–1516.
- [MITHE] Metals in the Human Environment. (2009). *Annual Symposium on Metals in the Human Environment, Aylmer, Quebec, January 20–21, 2009*. Natural Sciences and Engineering Research Council.
- Muir, T., Zegarac, M. (2001). Societal costs of exposure to toxic substances: economic and health costs of four case studies that are candidates for environmental causation. *Environ Health Perspect* 109(Suppl 6): 885–903.
- Navas-Acien, A., Selvin, E., Sharrett, A.R., Calderon-Aranda, E., Sibergeld, E., Guallar, E. (2004). Lead, cadmium, smoking, and increased risk of peripheral arterial disease. *Circulation* 109: 3196–3201.
- Navas-Acien, A., Guallar, E., Silbergeld, E.K., Rothenberg, S. (2007). Lead exposure and cardiovascular disease—a systematic review. *Environ Health Perspect* 115: 472–482.
- Navas-Acien, A., Schwartz, B.S., Rothenberg, S.J., Hu, H., Silbergeld, E.K., Guallar, E. (2008). Bone lead levels and blood pressure endpoints: a meta-analysis. *Epidemiology* 19: 496–504.
- Needleman, H.L., McFarland, C., Ness, R.B., Fienberg, S.E., Tobin, M.J. (2002). Bone lead levels in adjudicated delinquents: a case control study. *Neurotoxicol Teratol* 24: 711–717.
- Nevin, R., Jacobs, D.E., Berg, M., Cohen, J. (2008). Monetary benefits of preventing childhood lead poisoning with lead-safe window replacement. *Environ Res* 106(3): 410–419.
- Niu, J., Rasmussen, P.E., Hassan, N.M., Vincent, R. (2010). Concentration distribution and bioaccessibility of trace elements in nano and fine urban airborne particulate matter: influence of particle size. *Water Air Soil Pollut* 213: 211–225.
- [NSF/ANSI] NSF International/American National Standards Institute. (2010). *NSF/ANSI Standard 173: Dietary Supplements*. Ann Arbor (MI): NSF International and American National Standards Institute.
- [NSF/ANSI] NSF International/American National Standards Institute. (2011). *NSF/ANSI Standard 61: Drinking Water Treatment Components—Health Effects*. Ann Arbor (MI): NSF International and American National Standards Institute.
- NTP (2012). NTP Monograph on Health Effects of Low-Level Lead. National Toxicology Program U.S. Department of Health and Human Services. [accessed June 14 2012] Available at: <http://ntp.niehs.nih.gov/?objectid=4F04B8EA-B187-9EF2-9F9413C68E76458E>.
- [OECD] Organisation for Economic Co-operation and Development. (1993). *Risk Reduction Monograph No. 1: Lead—Background and National Experience with Reducing Lead*. Paris (FR): Organisation for Economic Co-operation and Development, Environmental Directorate.
- [OECD] Organisation for Economic Co-operation and Development. (1996). *Declaration on Risk Reduction for Lead*. February 19, 1996. C(96)42/FINAL.

[OEHHA] Office of Environmental Health Hazard Assessment. (2007). *Development of Health Criteria for School Site Risk Assessment Pursuant to Health and Safety Code Section 901(g): Child-Specific Benchmark Change in Blood Lead Concentration for School Site Risk Assessment*. Final report. Sacramento (CA): California Environmental Protection Agency, Office of Environmental Health Hazard Assessment.

Osman, K., Pawlas, K., Schutz, A., Gazdzi, M., Sokal, J.A., Vahter, M. (1999). Lead exposure and hearing effects in children in Katowice, Poland. *Environ Res* 80: 1–8.

Pais, I., Jones, J.B. Jr. (1997). *The Handbook of Trace Elements*. Boca Raton (FL): St. Lucie Press (CRC Press).

Panagapko, D. (2009). "Lead." In *Canadian Minerals Yearbook, 2009*. Ottawa (ON): Natural Resources Canada, Minerals and Metals Sector, Mineral and Metal Commodity Reviews. [cited 2011 Feb]. Available from: www.nrcan.gc.ca/minerals-metals/business-market/canadian-minerals-yearbook/2009-review/3940

Piccinini, F., Favalli, L., Chiari, M.C. (1977). Experimental investigations on the contraction induced by lead in arterial smooth muscle. *Toxicology* 8: 43–51.

Rabinowitz, M., Leviton, B., Needleman, H., Bellinger, D., Waternaux, C. (1985). Environmental correlates of infant blood lead levels in Boston. *Environ Res* 38: 96–107.

Rasmussen, P.E., Dugandzic, R., Hassan, N., Murimboh, J., Grégoire, D.C. (2006). Challenges in quantifying airborne metal concentrations in residential environments. *Can J Anal Sci Spectrosc* 51(1): 2–8.

Rasmussen, P.E., Niu, J., Chenier, M., Wheeler, A.J., Nugent, M., Gardner, H. (2009). "Project (II) Refined Analysis and Characterization Methods for Metals in Urban Residential Air." In *Annual Symposium on Metals in the Human Environment, Aylmer, Quebec, January 20–21, 2009*. Natural Sciences and Engineering Research Council.

Rasmussen, P.E., Beauchemin, S., Chénier, M., Lévesque, C., MacLean, L., Marro, L., Jones-Otazo, H., Petrovic, S., McDonald, L., Gardner, H. (2011). Canadian house dust study: lead bioaccessibility and speciation. *Environ Sci Technol* 45(11): 4959–4965.

Reimann, C., de Caritat, P. (1998). *Chemical Elements in the Environment: Factsheets for the Geochemist and Environmental Scientist*. New York (NY): Springer-Verlag.

Renner, R. (2009). Out of plumb: when water treatment causes lead contamination. *Environ Health Perspect* 117: A542–A547.

Rice, D.C., Barone, S. Jr. (2000). Critical periods of vulnerability for the developing nervous system: evidence from humans and animal models. *Environ Health Perspect* 108: 511–533.

Richardson, E., Pigott, W., Craig, C., Lawson, M., Mackie, C. (2011). *North Hamilton Child Blood Lead Study Public Health Report*. Hamilton (ON): City of Hamilton Public Health Services, Health Protection Division. Available from: www.hamilton.ca/NR/rdonlyres/453D1F95-87EE-47D2-87AB-025498737337/0/Sep26EDRMS_n216098_v1_BOH11030_Child_Blood_Lead_Prevalence_Stud.pdf

Root, R.A. (2000). Lead loading of urban streets by motor vehicle wheel weights. *Environ Health Perspect* 108: 937–940.

Roy, A., Georgopoulos, P.J., Ouyang, M., Freeman, N., Liroy, P.J. (2003). Environmental, dietary, demographic, and activity variables associated with biomarkers of exposure for benzene and lead. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 13: 417–426.

Rubio-Franchini, I., Mejía Saavedra, J., Rico-Martínez, R. (2008). Determination of lead in samples of zooplankton, water, and sediments in a Mexican reservoir: evidence for lead biomagnification in lower/intermediate trophic levels? *Environ Toxicol* 23:4 59–465.

- Sallmen, M., Lindbohm, M.L., Anttila, A., Taskinen, H., Hemminki, K. (2000). Time to pregnancy among the wives of men occupationally exposed to lead. *Epidemiology* 11: 141–147.
- Sanborn, M.D., Abelsohn, A., Campbell, M., Weir, E. (2002). Identifying and managing adverse environmental health effects: 3—Lead exposure. *Can Med Assoc J* 166(10): 1287–1292.
- Schell, L.M., Denham, M., Stark, A.D., Gomez, M., Ravenscroft, J., Parsons, P.J., Aydermir, A., Samelson, R. (2003). Maternal blood lead concentration, diet during pregnancy, and anthropometry predict neonatal blood lead in a socioeconomically disadvantaged population. *Environ Health Perspect* 111(2): 195–200.
- Scheuhammer, A.M., Norris, S.L. (1995). "A Review of the Environmental Impacts of Lead Shotgun Ammunition and Lead Fishing Weights in Canada." In *Canadian Wildlife Service Occasional Paper 88*. Ottawa (ON): Environment Canada, Canadian Wildlife Service..
- Scheuhammer, A.M., Money, S.L., Kirk, D.A., Donaldson, G. (2003). "Lead Fishing Sinkers and Jigs in Canada: a Review of Their Use Patterns and Toxic Impacts on Wildlife." In *Canadian Wildlife Service Occasional Paper 108*. Ottawa (ON): Environment Canada, Canadian Wildlife Service.
- Schnaas, L., Rothenberg, S.J., Flores, M.F., Martinez, S., Hernandez, C., Osorio, E., Velasco, S.R., Perroni, E. (2006). Reduced intellectual development in children with prenatal lead exposure. *Environ Health Perspect* 114: 791–797.
- Schober, S.E., Mirel, L.B., Graubard, B.I., Brody, D.J., Flegal, K.M. (2006). Blood lead levels and death from all causes, cardiovascular disease, and cancer: results from the NHANES III Mortality Study. *Environ Health Perspect* 114: 1538–1541.
- Selevan, S.G., Rice, D.C., Hogan, K.A., Euling, S.Y., Pfahles-Hutchens, A., Bethel, J. (2003). Blood lead concentration and delayed puberty in girls. *N Engl J Med* 348: 1527–1536.
- Shih, R.A., Glass, T.A., Bandeen-Roche, K., Carlson, M.C., Bolla, K.I., Todd, A.C., Schwartz, B.S. (2006). Environmental lead exposure and cognitive function in community-dwelling older adults. *Neurology* 67(9): 1556–1562.
- Silbergeld, E.K., Schwartz, J., Mahaffey, K. (1988). Lead and osteoporosis: mobilization of lead from bone in postmenopausal women. *Environ Res* 47: 79–94.
- Smith, K.M., Abrahams, P.W., Dagleish, M.P., Steigmajer, J. (2009). The intake of lead and associated metals by sheep grazing mining-contaminated floodplain pastures in mid-Wales, UK: I. Soil ingestion, soil–metal partitioning and potential availability to pasture herbage and livestock. *Sci Total Environ* 407: 3731–3739.
- Spalinger, S.M., von Braun, M.C., Petrosyan, V., von Lindern, I.H. (2007). Northern Idaho house dust and soil lead levels compared to the Bunker Hill Superfund site. *Environ Monit Assess* 130: 57–72.
- Stafilov, T., Sajn, R., Pancevski, Z., Boev, B., Frontasyeva, M.V., Strelkova, M.P. (2010). Heavy metal contamination of topsoils around a lead and zinc smelter in the Republic of Macedonia. *J Hazard Mater* 175(1–3): 896–914.
- Stevenson, A.L., Scheuhammer, A.M., Chan, N.M. (2005). Effects of nontoxic shot regulations on lead accumulation in ducks and American woodcock in Canada. *Arch Environ Contam Toxicol* 48: 405–413.
- Surkan, P.J., Zhang, A., Trachtenberg, F., Daniel, D.B., McKinlay, S., Bellinger, D.C. (2007). Neuropsychological function in children with blood lead levels < 10 µg/dL. *Neurotoxicology* 28: 1170–1177.
- Tellez-Rojo, M.M., Bellinger, D.C., Arroyo-Quiroz, C., Lamadrid-Figueroa, H., Mercado-Garcia, A., Schnaas-Arrieta, L., Wright, R.O., Hernandez-Avila, M., Hu, H. (2006). Longitudinal associations between blood lead

concentrations lower than 10 µg/dL and neurobehavioral development in environmentally exposed children in Mexico City. *Pediatrics* 118: e323–e330.

[TNO] Nederlandse Organisatie voor Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek. (2005). *Risks to Health and the Environment Related to the Use of Lead in Products*. Delft (NL): TNO Strategy, Technology and Policy. TNO Report STB-01-39 (Final). Available from: http://ec.europa.eu/enterprise/sectors/chemicals/files/studies/tno-lead_en.pdf

Trail Health and Environment Committee. (2007). "Annual Fall Blood Lead Testing Results—2007." Trail (BC): Trail Health and Environment Committee. Available from: http://thec.ca/?page_id=8/

Trail Health and Environment Committee. (2009). "Annual Fall Blood Lead Testing Results—2009." Trail (BC): Trail Health and Environment Committee. Available at: http://thec.ca/?page_id=8/

Tsuji, L.J.S., Nieboer, E. (1997). Lead pellet ingestion in First Nation Cree of the western James Bay region of northern Ontario, Canada: implications for a nontoxic shot alternative. *Ecosyst Health* 3(1): 54–61.

Tsuji, L.J.S., Wainman, B.C., Martin, I.D., Sutherland, C., Weber, J.P., Dumas, P., Nieboer, E. (2008a). Lead shot contribution to blood lead of First Nations people: the use of lead isotopes to identify the source of exposure. *Sci Total Environ* 405: 180–185.

Tsuji, L.J.S., Wainman, B.C., Martin, I.D., Weber, J.P., Sutherland, C., Liberda, E.N., Nieboer, E. (2008b). Elevated blood-lead levels in First Nation people of northern Ontario Canada: policy implications. *Bull Environ Contam Toxicol* 80: 14–18.

Tsuji, L.J.S., Wainman, B.C., Jayasinghe, R.K., VanSpronsen, E.P., Liberda, E.N. (2009). Determining tissue-lead levels in large game harvested with lead bullets: human health concerns. *Bull Environ Contam Toxicol* 82: 435–439.

Tulve, N.S., Suggs, J.C., McCurdy, T., Cohen Hubal, E.A., Moya, J. (2002). Frequency of mouthing behaviour in young children. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 12(4): 259–264.

[UNEP] United Nations Environment Programme. (2010). *Draft Final Review of Scientific Information on Lead*. Version of October 2010. Nairobi (KE): United Nations Environment Programme, Chemicals Branch, Division of Technology, Industry and Economics. Available from: http://www.chem.unep.ch/Pb_and_Cd/SR/Draft_final_reviews_Oct_2010/Draft_Final_UNEP_Lead_review_Oct_2010.pdf

[US CDC] US Centers for Disease Control and Prevention. (2006). "CDC Lead Poisoning Prevention in Newly Arrived Refugee Children: Tool Kit." Atlanta (GA): US Department of Health and Human Services, Centers for Disease Control and Prevention. Available from: http://www.cdc.gov/nceh/lead/Publications/RefugeeToolKit/Refugee_Tool_Kit.htm

[US CDC] US Centers for Disease Control and Prevention. (2009a). "Childhood Lead Poisoning Prevention." Available from: <http://www.cdc.gov/Features/LeadPoisoning/>

[US CDC] US Centers for Disease Control and Prevention. (2009b). *Fourth National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals*. Atlanta (GA): US Department of Health and Human Services, Centers for Disease Control and Prevention. Available from: <http://www.cdc.gov/exposurereport/>

[US CDC] US Centers for Disease Control and Prevention. (2010). "Sources of Lead: Folk Medicine." Atlanta (GA): US Department of Health and Human Services, Centers for Disease Control and Prevention. [cited 2010 Sep]. Available from: <http://www.cdc.gov/nceh/lead/tips/folkmedicine.htm>

[US CDC] US Centers for Disease Control and Prevention. (2011). *Fourth National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals, Updated Tables, February 2011*. Atlanta (GA): US Department of Health and Human Services, Centers for Disease Control and Prevention.

[US EPA] US Environmental Protection Agency. (1986). *Air Quality Criteria for Lead*. Research Triangle Park (NC): US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office. Report No.: EPA 600/8-83-028F.

[US EPA] US Environmental Protection Agency. (2010a). "An Introduction to Indoor Air Quality (IAQ): Lead (Pb)." Washington (DC): US Environmental Protection Agency. [cited 2010 Feb]. Available from: <http://www.epa.gov/iaq/lead.html>

[US EPA] US Environmental Protection Agency. (2010b). "Advance Notice of Proposed Rulemaking on Lead Emissions from Piston-Engine Aircraft using Leaded Aviation Gasoline; Proposed Rule." 40 CFR Part 87, Wednesday, April 28, 2010. Available from: <http://www.federalregister.gov/articles/2010/04/28/2010-9603/advance-notice-of-proposed-rulemaking-on-lead-emissions-from-piston-engine-aircraft-using-leaded#p-3>

[US EPA] US Environmental Protection Agency. (2010c). "Advance Notice of Proposed Rulemaking on Lead Emissions from Piston-Engine Aircraft using Leaded Aviation Gasoline: Regulatory Announcement." EPA420-F-10-013, April 2010. Available from: <http://www.epa.gov/otaq/regs/nonroad/aviation/420f10013.htm>

[US EPA] US Environmental Protection Agency. (2011). "Region 5 Superfund, Ecological Toxicity Information." U.S. Washington (DC): Environmental Protection Agency. [cited 2011 Jan]. Available from: <http://www.epa.gov/region5superfund/ecology/toxprofiles.htm>

von Lindern, I.H., Spalinger, S.M., Bero, B.N., Petrosyan, V., von Braun, M.C. (2003). The influence of soil remediation on lead in house dust. *Sci Total Environ* 303: 59–78.

Wang, S.T., Pizzolato, S., Demshar, H.P., Smith, L.F. (1997). Decline in blood lead in Ontario children correlated to decreasing consumption of leaded gasoline, 1983–1992. *Clin Chem* 43: 1251–1252.

Watts, S.W., Chai, S., Webb, R.C. (1995). Lead acetate–induced contraction in rabbit mesenteric artery: interaction with calcium and protein kinase C. *Toxicology* 99: 55–65.

Zahran, S., Mickle, H.W., Weiler, S., Gonzales, C.R. (2011). Nonlinear associations between blood lead in children, age of child, and quantity of soil lead in metropolitan New Orleans. *Sci Total Environ* 409: 1211–1218.

ANNEXE A – MESURES ACTUELLES DE GESTION DES RISQUES

A.1 Sources industrielles

A.1.1 Fonderies et raffineries de métaux communs

En 2006, en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (LCPE, 1999), Environnement Canada a publié dans la *Gazette du Canada*, Partie I, un « Avis obligeant l'élaboration et l'exécution de plans de prévention de la pollution à l'égard de certaines substances toxiques rejetées par les fonderies et raffineries de métaux communs et les usines de traitement du zinc » (2006). Cet avis de planification de la prévention de la pollution (P2) prévoit un objectif de réduction du dioxyde de soufre et de la matière particulaire pour 2008 et 2015. L'un des effets escomptés de la réduction de matière particulaire obtenue grâce à l'avis de planification P2 était la baisse des émissions de plomb et d'autres métaux. Pour la préparation et la mise en œuvre des plans P2, les établissements doivent prendre en compte plusieurs facteurs, et notamment les recommandations du Code de pratiques écologiques pour les fonderies et raffineries de métaux communs (2006), selon lequel chaque établissement doit définir des objectifs de réduction des émissions de diverses substances, dont le plomb. Ce code renferme également des lignes directrices quant aux rejets de plomb dans les effluents. Le 11 juin 2011, une modification de l'avis de planification P2 obligeant les établissements à fournir des renseignements supplémentaires au moyen de rapports d'étape a été publiée dans la *Gazette du Canada*.

A.1.2 Fonderies de plomb de seconde fusion

Le *Règlement sur le rejet de plomb de seconde fusion* (RRPSF) a été promulgué pour la première fois en 1976 en vertu de la *Loi sur la lutte contre la pollution atmosphérique*, puis il a été intégré dans le cadre de la LCPE (1999). Ce règlement s'applique aux établissements qui ont des activités de fonte de plomb de seconde fusion, c'est-à-dire la réduction chimique de composés de plomb recyclés. Il fixe les concentrations maximales de matières particulaires totales contenant du plomb qui sont émises dans l'atmosphère par ces fonderies. En 2009, Environnement Canada a mené une étude afin d'examiner le secteur des fonderies de plomb de seconde fusion au Canada, d'évaluer leur rendement par rapport au *Règlement sur le rejet de plomb de seconde fusion* et de comparer ce rendement à celui des autres pays. On a constaté que, bien que les limites actuelles établies dans le *Règlement sur le rejet de plomb de seconde fusion* soient moins strictes que celles des réglementations américaines, européennes et provinciales au Canada, les émissions déclarées par les fonderies de seconde fusion sont en accord avec ces limites plus rigoureuses.

A.1.3 Secteur minier

Le *Règlement sur les effluents des mines de métaux*, qui dépend de la *Loi sur les pêches* (mise à jour en 2006), définit la limite de rejet de plomb à une concentration moyenne maximum de 0,2 mg/l par mois autorisée dans les effluents de mines qui sont rejetés dans des eaux où vivent des poissons. Ce règlement impose le prélèvement d'échantillons d'effluents et la production de rapports trimestriels et annuels sur les résultats. Ces résultats sont publiés dans un rapport annuel qui est distribué aux représentants de l'industrie, des provinces, des territoires et des organismes non gouvernementaux de protection de l'environnement.

Publié en 2009, le Code de pratiques écologiques pour les mines de métaux est destiné à appuyer le *Règlement sur les effluents des mines de métaux*. Il établit les pratiques exemplaires afin de faciliter l'amélioration continue du rendement environnemental des exploitations minières tout au long du cycle de vie de la mine. Il existe d'autres initiatives fédérales visant à gérer les préoccupations environnementales liées aux résidus et aux déchets de roche, comme le Programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier et l'Initiative nationale pour les mines orphelines ou abandonnées.

A.1.4 Fer et acier

Les Codes de pratiques écologiques pour les aciéries intégrées et non-intégrées (2001), qui définissent les concentrations maximales de plomb pouvant être rejetées dans les effluents, ont également été mis en place en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE) (1999). Ces codes définissent aussi les limites d'émissions de particules et font observer que le contrôle efficace des émissions de particules entraînera une réduction consécutive des émissions de métaux.

A.1.5 Combustibles

Le *Règlement sur l'essence sans plomb* a été publié en novembre 1973 dans la *Gazette du Canada*, Partie II. À compter de juillet 1974, le règlement imposait une concentration maximale de plomb de 0,06 g par gallon impérial d'essence pour pouvoir déclarer celle-ci « sans plomb » ou « sans ajout de plomb ». Le *Règlement sur l'essence au plomb* a quant à lui été publié en août 1974 dans la *Gazette du Canada*, Partie II, le plomb ayant alors été limité à une concentration maximale de plomb de 3,5 g par gallon impérial d'essence à partir de janvier 1976. Puis, en 1990, le *Règlement sur l'essence* a remplacé le *Règlement sur l'essence au plomb* et le *Règlement sur l'essence sans plomb*, et il a pratiquement éliminé le plomb dans l'essence au Canada. Jusqu'en 2008, le *Règlement sur l'essence* accordait une exemption pour les machines agricoles, les bateaux et les camions de plus de 3 856 kg, pour lesquels il était permis d'utiliser de l'essence au plomb. À l'heure actuelle, le *Règlement sur l'essence* continue de limiter la teneur en plomb et en phosphore de l'essence qui est produite, importée et vendue au Canada, en vertu de la LCPE (1999). Il est permis d'utiliser de l'essence au plomb pour les avions et les véhicules de compétition. En ce qui concerne l'essence au plomb utilisée pour les véhicules de compétition, Environnement Canada, avec le soutien de Santé Canada, effectue un examen sur cinq ans qui s'achèvera d'ici 2016 afin de déterminer s'il faut prendre des mesures supplémentaires d'après les nouveaux progrès scientifiques, technologiques et en matière de remplacement des combustibles. Le plan relatif à l'examen quinquennal est disponible sur demande (pétrole, gaz et énergie de remplacement, Environnement Canada). En ce qui concerne l'essence au plomb utilisée pour les avions, le gouvernement du Canada continue de surveiller et d'appuyer les efforts internationaux visant à éliminer progressivement le plomb dans le carburant d'aviation. De plus, le *Règlement sur les combustibles contaminés* (1991) en vertu de la LCPE (1999) interdit l'importation et l'exportation des combustibles contaminés, sauf à des fins de destruction, d'élimination ou de recyclage conformément aux lois fédérales ou provinciales en vigueur.

A.2 Produits contenant du plomb

En vertu de la *Loi sur les produits dangereux* et de ses règlements, on a fixé les taux maximums de plomb pour divers produits de consommation et ils ont été repris dans la *Loi canadienne sur la sécurité des produits de consommation* (LCSPC) de 2011. Ainsi, le *Règlement sur les produits*

céramiques émaillés et les produits de verre émaillés en vertu de la *Loi canadienne sur la sécurité des produits de consommation* impose une limite concernant le taux de plomb libéré par les émaillages, revêtements et décorations appliqués sur des produits céramiques et des produits de verre utilisés pour entreposer, préparer ou servir des aliments ou des boissons. Les limites réglementaires d'origine ont été établies en 1971 et les modifications visant à introduire des limites plus strictes ont été mises en vigueur en 1998. En mars 2009, une modification visant à réduire davantage le taux maximum de plomb pouvant être libéré par le bord et le rebord des récipients à boire (c'est-à-dire la partie qui entre en contact avec la bouche lors de leur utilisation) a été apportée. Les verres en cristal au plomb qui, par définition, contiennent du plomb, sont couramment utilisés pour servir à boire (Santé Canada, 2009a). Les normes industrielles internationales imposent des limites strictes concernant le taux de plomb lixiviable des produits en cristal au plomb destinés à servir des aliments ou des boissons.

En vertu de la *Loi sur les produits dangereux* et en vertu maintenant de la *Loi canadienne sur la sécurité des produits de consommation*, le *Règlement sur les revêtements* (modifié en 2010) a réduit de 600 mg/kg à 90 mg/kg le taux maximum de plomb dans les peintures, les vernis, les résines époxydes et autres revêtements grand public qui sèchent en formant une pellicule solide sur la surface d'application. Cette limite vise également les peintures et autres revêtements appliqués sur les jouets, l'équipement et les autres produits éducatifs ou récréatifs destinés aux enfants, les meubles et autres articles pour enfants, et les crayons et pinceaux pour artistes. Cette modification fait suite à la mesure qui a été prise pour réduire la limite de 5 000 mg/kg fixée en 1976 à 600 mg/kg en 2005. Les peintures artistiques générales, autres que celles pour enfants, ne sont pas soumises à la limite de 90 mg/kg de quantité totale de plomb, mais leur étiquette doit présenter une mise en garde si elles contiennent du plomb. Les peintures d'artiste contiennent des pigments beaucoup plus variés que la peinture pour enfants; par conséquent, elles ont plus de risques de contenir des pigments de plomb (Santé Canada, 2009a).

De plus, le *Règlement sur les bijoux pour enfants* en vertu de la *Loi canadienne sur la sécurité des produits de consommation* autorise l'importation, la publicité ou la vente des bijoux destinés principalement aux enfants de moins de 15 ans uniquement si leur teneur en plomb est inférieure à 600 mg/kg (teneur totale) et à 90 mg/kg (plomb lixiviable). Elle interdit également l'emploi du plomb et d'autres métaux lourds dans les plastiques utilisés pour les jouets destinés aux enfants de moins de trois ans. Le taux maximum de plomb ces plastiques est de 90 mg/kg. Le *Règlement sur les couvre-fenêtres à cordon* (2009) limite la teneur totale en plomb à 200 mg/kg pour les éléments externes des couvre-fenêtres à cordon que les jeunes enfants risquent de toucher ou d'ingérer.

En vertu de la *Loi sur la sécurité des produits de consommation*, on a également mis en place la *Stratégie de réduction des risques liés au plomb pour les produits de consommation*, qui impose des limites supplémentaires sur la teneur en plomb des produits de consommation qui sont les plus susceptibles d'être manipulés par des enfants. Le *Règlement sur les produits de consommation contenant du plomb (contact avec la bouche)* (2010) limite la teneur totale en plomb à 90 mg/kg dans les produits annoncés, importés ou vendus au Canada dont l'utilisation inclut un contact avec la bouche, comme les jouets destinés aux enfants de moins de trois ans. Ce règlement concerne les produits de consommation comme les biberons, les sucettes, les hochets, les bavoirs, les tasses, les pailles, ainsi que les embouchures d'instruments de musique, les pièces buccales d'équipement sportif, les pastels, la peinture au doigt, la craie, la glaise à modeler et autres produits similaires risquant d'être ingérés. Dans le cadre de ce règlement, Santé Canada se

propose d'imposer également la teneur limite de plomb de 90 mg/kg pour tous les jouets destinés aux enfants de moins de 14 ans, les articles et l'équipement de puériculture ainsi que les vêtements et accessoires pour enfants.

Le *Règlement sur les bouilloires* (modifié en 2009) limite la quantité de plomb pouvant être libérée lorsqu'on fait bouillir de l'eau dans les bouilloires et autres produits de ce genre. La limite a été abaissée par une modification de 2010, passant de 0,05 à 0,01 ppm (de 50 à 10×10^{-9}) afin de se conformer aux *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*.

En complément des exigences de la *Loi canadienne sur la sécurité des produits de consommation*, il existe des règlements et codes de pratiques en place pour diverses autres catégories de produits. Le *Code national de la plomberie du Canada* (mis à jour en 2005) établi par le Conseil national de recherches du Canada autorisait l'emploi du plomb comme composant acceptable dans les conduites de branchement d'eau potable jusqu'en 1975, et l'emploi des brasures au plomb jusqu'en 1986. Depuis 1990, le Code interdit les brasures à base de plomb dans les nouvelles plomberies et les réparations de systèmes d'approvisionnement en eau potable. Par ailleurs, un programme de protocole d'entente conclu avec l'Association canadienne des constructeurs de véhicules a permis de réduire les taux de plomb. L'association Automotive Recyclers of Canada et Environnement Canada ont mis au point un Code de pratique national pour les entreprises de recyclage de véhicules comprenant des pratiques pour le recyclage des batteries d'accumulateurs au plomb d'automobiles et les masses d'équilibrage en plomb. De plus, les fabricants canadiens d'équipement d'origine ont réduit la concentration de plomb utilisée dans les revêtements d'apprêt Electrocoat, dans la fabrication d'appareils électroniques et en tant que pigment de peinture. En ce qui concerne les produits du tabac, le *Règlement sur les rapports relatifs au tabac* (2009) en vertu de la *Loi sur le tabac* oblige les fabricants à déclarer la teneur en plomb du tabac et de la fumée.

L'administration de la chasse aux oiseaux migrateurs (définie dans la *Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs*) entre dans le cadre des responsabilités fédérales, tandis que la chasse aux autres oiseaux et mammifères est légiférée à l'échelon provincial. Pour les espèces réglementées à l'échelon fédéral, le *Règlement sur les oiseaux migrateurs* de la *Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs* interdit de chasser au Canada des oiseaux migrateurs en utilisant de la grenaille autre que de la grenaille non toxique (selon la définition d'Environnement Canada), sauf pour cinq espèces d'oiseaux (la bécasse, le pigeon à queue barrée, la tourterelle triste, le guillemot de Brünnich et le guillemot marmette. En 1997, en vertu de la *Loi sur les espèces sauvages au Canada*, Environnement Canada a interdit l'emploi des plombs et des turlottes en plomb de moins de 50 g dans les réserves nationales de faune où la pêche récréative est autorisée. Également en 1997, en vertu du *Règlement sur la pêche dans les parcs nationaux* de la *Loi sur les parcs nationaux du Canada*, Environnement Canada a interdit l'emploi des plombs et des turlottes en plomb de moins de 50 g dans les réserves nationales de faune où la pêche récréative est autorisée. Toutefois, ces deux règlements ont une portée géographique limitée, couvrant moins de 3 % de la masse terrestre du Canada, et ils ne touchent qu'environ 50 000 pêcheurs à la ligne récréatifs (moins de 1 %) sur les 5,5 millions estimés au Canada.

A.3 Produits de santé et aliments

D'après la Liste critique des ingrédients des cosmétiques établie dans le cadre du *Règlement sur les cosmétiques* (2002), en vertu de la *Loi sur les aliments et drogues*, le plomb et ses produits connexes sont des ingrédients interdits dans les produits cosmétiques vendus au Canada. La *Loi sur les aliments et drogues* interdit la vente des cosmétiques qui contiennent une substance nocive pour l'utilisateur. La Liste critique des ingrédients des cosmétiques sert à indiquer aux fabricants et aux importateurs les substances dans les cosmétiques que Santé Canada considère comme étant en infraction avec la *Loi sur les aliments et drogues*. Dans les cosmétiques, la quantité maximale de plomb en tant qu'impuretés est fixée à 10 parties par million (ppm), en fonction de la faisabilité technique. Une version provisoire de cette limite est actuellement publiée sur le site Web de Santé Canada. Le Ministère surveille tous les produits cosmétiques soumis aux exigences d'avis définies dans le *Règlement sur les cosmétiques*. On vérifie dans les nouveaux produits et les produits existants la présence d'ingrédients à base de plomb et d'autres substances figurant dans la Liste critique des ingrédients des cosmétiques. Santé Canada effectue également des analyses sur les produits cosmétiques pour détecter la présence de plomb et d'autres métaux lourds. Tout cosmétique dans lequel on décèle des taux dangereux de plomb est retiré du marché canadien.

Le *Règlement sur les aliments et les drogues*, en vertu de la *Loi sur les aliments et drogues*, fixe les valeurs limites admissibles de plomb tolérées dans certains aliments, comme la sauce tomate, les préparations pour nourrissons et les jus de fruits. Santé Canada est en train d'actualiser ces valeurs limites, ainsi que les nouveaux taux recommandés proposés de plomb dans les aliments, en les faisant correspondre, le cas échéant, aux taux maximums de plomb dans les aliments établis par la *Commission du Codex Alimentarius*. L'Agence canadienne d'inspection des aliments surveille l'approvisionnement alimentaire national et importé afin de s'assurer qu'il ne présente pas des risques multiples, dont la présence de plomb. Les résultats de ces essais sont disponibles sur demande auprès du site Web de l'Agence canadienne d'inspection des aliments. Si ces activités de surveillance révèlent une concentration élevée de plomb dans certains aliments, Santé Canada effectuera une évaluation des risques sur la santé humaine afin de déterminer si cette concentration est dangereuse. Si une préoccupation en matière d'innocuité est déterminée, des mesures de gestion des risques seront prises par l'Agence canadienne d'inspection des aliments. Santé Canada régule et contrôle aussi de façon continue les taux de plomb dans les aliments au moyen de différents mécanismes de surveillance comme l'Étude canadienne sur l'alimentation totale. La Direction des aliments de Santé Canada utilise ces renseignements pour l'identification et le contrôle des sources potentielles de plomb dans l'alimentation.

Le guide publié par la Direction des produits de santé naturels intitulé *Preuves attestant de la qualité des produits de santé naturels finis* (Santé Canada, 2007) définit les limites fondées sur une norme fixée par NSF International (NSF/ANSI 173 – 2010), une autorité reconnue en matière de normes de qualité pour les suppléments alimentaires. La Direction des produits de santé naturels a fixé le taux maximum admissible de plomb dans les produits de santé naturels à moins de 0,29 µg/kg de poids corporel par jour. Santé Canada surveille la conformité à ces limites dans les produits de santé naturels ainsi que dans d'autres produits de santé commercialisés. Si les concentrations de plomb dans ces produits dépassent la valeur maximum admissible, Santé Canada peut entreprendre des mesures de mise en conformité afin de réduire les risques qu'ils présentent pour la population canadienne. La Direction des produits de santé naturels poursuit le dialogue avec ses partenaires internationaux sur les questions liées aux

métaux lourds afin d'étudier l'éventualité de modifier ses taux maximums dans les bijoux en fonction des nouvelles données scientifiques qui émergent.

Le taux limite de plomb dans les produits pharmaceutiques est régi par la *Loi sur les aliments et drogues*. La recommandation de Santé Canada concernant la quantité de plomb dans ces produits est fondée sur les recommandations internationales établies dans différents formulaires et pharmacopées.

A.4 Transports

Des règlements ont été créés dans le cadre de la LCPE (1999) concernant l'exportation de marchandises contenant du plomb. Par exemple, le *Règlement sur le préavis d'exportation (substances d'exportation contrôlée)* (2000) oblige les exportateurs à avertir le ministère de l'Environnement lorsqu'ils se proposent d'exporter des substances figurant dans la Liste des substances d'exportation contrôlée de la LCPE (1999), et de présenter des rapports annuels. Certains composés du plomb font partie des substances soumises à des restrictions dans le cadre de ces règlements. Le *Règlement sur l'exportation et l'importation de déchets dangereux et de matières recyclables dangereuses* (2005) contrôle le transport transfrontalier des déchets dangereux et des matières recyclables dangereuses, dont ceux qui contiennent du plomb ou des composés du plomb. Ce règlement permet d'assurer la caractérisation et la gestion appropriées de ces déchets et matières contenant du plomb qui sont transportés d'un pays à un autre.

De plus, en vertu du *Règlement sur le transport des marchandises dangereuses* (2008) de la *Loi sur le transport des marchandises dangereuses*, des mesures de gestion des risques sont requises pour le transport de nombreux composés du plomb, lesquelles régissent le mode de transport et la quantité transportée.

A.5 Recommandations et normes

Le gouvernement du Canada a entrepris plusieurs autres mesures afin de protéger les Canadiens contre l'exposition au plomb. Il existe diverses recommandations concernant le plomb dans le milieu environnemental établies en vertu de la LCPE (1999) et qui définissent les concentrations maximales recommandées dans l'environnement en fonction de l'utilisation de l'eau et des terres. Le groupe de travail sur la qualité des eaux et le groupe de travail sur les recommandations pour la qualité du sol du Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) ont créé les *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique* (1999), les *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection des utilisations de l'eau à des fins agricoles* (1993), les *Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : protection de la vie aquatique* (1999) et les *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine* (1999). Généralement appliquées volontairement, les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement peuvent être utilisées par les autorités directement ou en les combinant à leurs propres recommandations et normes environnementales.

En ce qui concerne l'eau potable, Santé Canada a établi une concentration maximale acceptable de plomb dans l'eau potable fixée à 0,010 mg/l (10 µg/l) dans le cadre des *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada* (1992). Comme pour le milieu environnemental, chaque autorité assume la responsabilité d'établir ses propres recommandations, objectifs ou

règlements applicables. Santé Canada a également publié le *Document de conseils sur le contrôle de la corrosion dans les réseaux de distribution d'eau potable* afin de lutter contre la corrosion (Santé Canada, 2009b). Étant donné que ces systèmes peuvent rejeter du plomb dans l'eau potable, ce document fournit les outils permettant de déterminer les problèmes de corrosion et de les gérer, en particulier la lixiviation du plomb, et il vient compléter les recommandations existantes sur le plomb.

Le groupe de travail relevant du Comité fédéral-provincial-territorial de l'hygiène du milieu et du travail a également publié une *Mise à jour sur les effets sanitaires de faibles concentrations de plomb et proposition de niveaux et de stratégies d'intervention relatifs au taux de plomb sanguin : rapport final du groupe de travail* qui a fourni des conseils sur la gestion de l'exposition des personnes et des collectivités au plomb. Ce rapport est en cours de révision par le Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement (CSE). Les nouvelles lignes directrices fourniront des conseils aux professionnels de la santé et aux autorités de santé publique afin de choisir des mesures appropriées pour la gestion de concentrations sanguines de plomb précises.

La contamination du sol par les métaux-traces, tels que le plomb, peut également entraîner une contamination potentielle des récoltes alimentaires sur les terres fertilisées au moyen de matières contaminées par l'absorption des plantes par les racines, par l'absorption foliaire ou par l'adsorption à la surfaces des plantes. Les engrais et les suppléments peuvent représenter des sources importantes de plomb supplémentaire, en général involontaires, dans les sols et le continuum de production alimentaire. L'Agence canadienne d'inspection des aliments a défini une norme relative au plomb dans les engrais et les suppléments lorsqu'ils sont vendus ou importés au Canada, en vertu de la *Loi sur les engrais*. Tous les engrais et suppléments réglementés doivent être sûrs pour les humains, les plantes, les animaux et l'environnement, efficaces pour leur usage prévu et correctement étiquetés. Les matières des engrais et suppléments tirées de déchets qui sont fabriquées, vendues ou présentées afin de servir d'éléments nutritifs pour les végétaux, sont conformes à la définition d'un engrais et sont également réglementées en vertu de cette loi. L'Agence canadienne d'inspection des aliments procède à la surveillance périodique sur le marché de produits réglementés afin de vérifier leur conformité à la *Loi sur les engrais*. Les normes relatives aux contaminants sont fondées sur la charge environnementale cumulative et, par conséquent, sur les répercussions à long terme de l'utilisation des produits. Cette approche permet de s'assurer que l'épandage répété d'engrais n'a pas de répercussions importantes ou ne modifie pas les concentrations de métaux présents à l'état naturel dans le sol et qu'il n'entraîne pas de détérioration nette de la qualité du sol d'une génération à l'autre. Les scénarios d'épandage propres à un produit reflètent les probabilités d'exposition pour la population générale, les applicateurs et les tierces personnes, ainsi que pour les espèces terrestres et aquatiques. La limite d'épandage actuelle est de 100 kg/ha (10 000 m² x 0,355 m) sur 45 ans, ou un engrais appliqué à raison de 2 200 kg/ha, et elle est évaluée selon une limite de 500 mg/kg d'engrais sec. Cette position est conforme aux Recommandations canadiennes pour la qualité des sols du CCME. L'Agence canadienne d'inspection des aliments a également défini un seuil d'intervention pour le plomb dans l'alimentation totale des animaux en vertu de la *Loi relative aux aliments du bétail*. Le taux d'intervention établi pour le plomb est de 8 ppm dans l'alimentation totale des animaux, et il est calculé en fonction du taux maximum pouvant être consommé par les animaux sans produire de résidus dangereux dans les aliments dérivés de ces animaux destinés à la consommation humaine.

Par ailleurs, certaines initiatives volontaires ont été entreprises en ce qui concerne le plomb. Le gouvernement du Canada a souligné les efforts volontaires de l'industrie comme le programme Accélération de la réduction/élimination des toxiques (ARET), un programme de réduction volontaire des rejets mené de 1994 à 2000. Ce programme mettait les participants au défi de réduire leurs émissions de 117 substances toxiques, dont le plomb. Il a permis d'obtenir une baisse de 72 % de ces substances par rapport aux taux annuels de référence.

ANNEXE B – PROTOCOLES LIÉS À LA GESTION DU PLOMB

B.1 Ministère de la Défense nationale du Canada

B.1.1 Ministère de la Défense nationale et contexte des Forces canadiennes

Le ministère de la Défense nationale (MDN) et les Forces canadiennes (FC) sont chargés de fournir au gouvernement du Canada des forces armées opérationnelles entraînées et efficaces. Outre ce mandat important, ils ont également la responsabilité de veiller à ce que les activités et opérations soient menées en respectant la durabilité environnementale et à ce que les établissements de défense soient gérés en respectant l'environnement.

Les champs de tir et les secteurs d'entraînement (CTSE) revêtent une importance particulière, car ils sont essentiels pour l'instruction et l'évaluation du personnel, de l'équipement et des procédures en vue d'atteindre les objectifs opérationnels du MDN et des FC. L'intégration de la planification et des concepts de durabilité dans l'administration actuelle et future des CTSE permettra de garantir leur utilisation à long terme tout en prenant bien en compte les facteurs liés à l'environnement, à l'usage et à la réduction des risques. Toute restriction, dégradation ou perte d'usage de CTSE, y compris des champs de tir pour armes légères, nuirait à la capacité du MDN et des FC à respecter leurs objectifs opérationnels et leurs exigences.

Pour les besoins de la stratégie fédérale de gestion des risques liés au plomb, il est important de noter que la plupart des rejets terrestres de plomb sont dus aux manœuvres de tir réel des membres des FC dans les CTSE, en particulier dans les champs de tir terrestres pour armes légères répartis au Canada. D'autres utilisateurs, dont les services de police et les groupes d'action du secteur privé, se servent des champs de tir terrestres du MDN et des FC par l'intermédiaire d'accords d'utilisation des terres ou d'autres types d'ententes.

B.1.2 Restrictions relatives à l'utilisation des munitions au plomb

À l'heure actuelle, le plomb est utilisé dans les munitions militaires. L'armée fournit des munitions qui ont été testées et évaluées pour répondre aux exigences les plus strictes, conformément aux protocoles d'essai dans les accords de normalisation de l'Organisation du Traité de l'Atlantique Nord (OTAN). En tant que membre de l'OTAN, le Canada a accepté d'acquiescer des munitions en se conformant strictement à ces normes, de manière à assurer l'interopérabilité avec ses alliés lors de missions communes de l'OTAN, c'est-à-dire la capacité de différentes organisations militaires à mener des opérations conjointes. Les alliés de l'OTAN partagent la même doctrine et les mêmes procédures, leurs infrastructures et leurs bases, ainsi que l'équipement et les fournitures.

Les balles militaires générales sont conçues pour obtenir l'effet terminal optimal à l'aide des compositions de projectile actuelles : noyau en plomb et chemise en cuivre, ce qui produit des munitions à l'effet terminal optimal et est actuellement utilisé dans un grand nombre de systèmes d'arme des FC. Une modification du noyau ou de la conception entraînerait des limitations qui nuiraient à l'objectif. Par conséquent, si le MDN et le Bureau de la sécurité et de l'aptitude au service des munitions des FC prennent en compte les répercussions sur l'environnement des munitions et des explosifs qui entrent en service, on continuera pour le moment d'utiliser des armes légères et des munitions qui contiennent du plomb. On utilise de plus en plus souvent

d'autres formes d'instruction au tir, comme les simulations, mais elles ne pourront pas remplacer les exercices de tir réel.

B.1.3 Politique environnementale applicable

La politique environnementale de la Défense (Directives et ordonnances administratives de la Défense 4003-0) reconnaît que la gérance responsable des biens qui ont été confiés au MDN et aux FC est un impératif. En appui à cette politique, le MDN a mis au point un programme à volets multiples de gérance et de protection de l'environnement qui vise les problèmes hérités, et qui porte sur la création de processus de gestion destinés à réduire au minimum les répercussions de ses activités, comme la gestion des champs de tir et des secteurs d'entraînement (CTSE), y compris les champs de tir pour armes légères.

B.1.4 Gestion des risques liés au plomb

Les FC tirent près de 25 millions de munitions réelles chaque année, et elles en enregistrent la quantité et le type au moyen du Système d'information sur les champs de tir des Forces canadiennes. La composition des munitions étant une information généralement protégée, les rejets annuels de plomb dans le sol dus au tir réel dans les CTSE sont calculés pour obtenir l'INRP à l'aide d'estimations de la composition. Il faut souligner que des discussions sont en cours afin de déterminer s'il serait possible d'intégrer les feuilles de calcul du rapport de l'INRP dans le Système d'information sur les champs de tir des FC afin d'aider les agents de l'environnement dans leurs tâches de production de rapports.

Les champs de tir pour armes légères sont des installations construites dans le but précis d'effectuer des examens de qualification au maniement des armes légères avec tir réel, à des distances connues, sur un axe fixe et à l'aide d'un gabarit de zone de danger permanent. Le champ de tir est généralement muni d'un pare-balles, d'une tranchée des marqueurs, de cadres de cible, de buttes de tir et de pas de tir à intervalles de 100 mètres. Cette configuration est la plus courante, mais elle est variable d'un champ de tir à l'autre.

Le MDN et les FC ont pris diverses mesures en vue de réduire, de limiter ou d'atténuer les rejets de plomb dans le sol issus des champs de tir pour armes légères, dont les suivantes :

- *B-GW-100-D56/AA-001, Politique des FC concernant l'accès des civils aux zones dangereuses, champs de tir et secteurs d'instruction tactiques du MDN(PMDN 56) :* ce document présente des recommandations et des directives générales concernant la politique relative au contrôle de l'accès des civils et à la protection du public contre les blessures ou la mort. Cette politique s'applique à tous les champs de tir terrestres utilisés par tous les éléments des FC à des fins d'instruction et d'évaluation.
- *B-GL-381-002/TS-000; Entraînement opérationnel – Construction et maintenance des champs de tir :* cette publication représente la politique des FC concernant la construction et l'entretien des CTSE terrestres. Son but est de définir les exigences de base en matière de conception, de fonctionnalité et d'entretien à l'appui de l'entraînement opérationnel. Lorsque les directeurs des installations et les officiers du génie élaborent les plans des futurs champs de tir, ils doivent se conformer à ces normes de base. De plus, le personnel responsable de la maintenance des CTSE doit consulter ce manuel pour obtenir de l'information sur les inspections à effectuer ainsi que sur les normes de maintenance à atteindre.

- *Procédures d'utilisation normalisées propres aux sites* : historiquement, le nombre maximum de coups par couloir de tir était limité à 100 000 par un instrument de politique, après quoi il fallait nettoyer les buttes de tir, enlever la terre et éliminer les déchets dangereux conformément à la législation en vigueur. Cette limite a été fixée en tant que mesure de sécurité afin d'éviter le ricochet sur des balles partiellement fracturées dans les buttes de tir. Encore aujourd'hui, certains sites ont gardé la limite de 100 000 coups pour déterminer le moment où ils doivent nettoyer leurs pas de tir.
- En outre, la migration de sols contaminés par le plomb dans les champs de tir extérieurs de la Marine est surveillée, et les effets du plomb sont réduits au minimum et gérés à l'aide de structures de contrôle de l'érosion et de procédures d'utilisation normalisées propres aux sites.
- *Plans de gestion des champs de tir et des secteurs d'entraînement* : la Marine a mis au point des plans de gestion des champs de tir et des secteurs d'entraînement afin d'assurer la gestion durable des champs de tir pour armes légères. De plus, les secteurs d'entraînement et les champs de tir pour armes légères ont été soumis à des évaluations environnementales afin de déterminer les activités de routine, les répercussions potentielles et les mesures d'atténuation des effets sur l'environnement. Ces mesures d'atténuation permanentes pour les activités de routine sont intégrées dans les Ordres permanents du champ de tir de ces propriétés.
- *OCOMAR G-16, Ordre du Commandement maritime – Gestion des champs de tir opérationnels et des secteurs d'entraînement* : l'objectif de cet ordre est de fournir au Commandement maritime une procédure normalisée pour l'inspection et l'octroi des licences des champs de tir terrestres de la Force régulière, de la Réserve et de l'unité des cadets.
- *Système de gestion environnementale, Fiche de conseils – Champs de tir pour armes légères* : ce guide porte sur les problèmes environnementaux pouvant découler de l'accumulation de plomb dans les buttes des champs de tir pour armes légères de la Force aérienne. Il décrit le type et la fréquence des activités comme la surveillance, l'octroi de licences, les inspections, etc., qui doivent être effectuées pour la bonne gestion des risques liés au plomb dans les champs de tir pour armes légères.
- *Ordonnances de la Division aérienne du Canada – Gestion des champs de tir au pigeon d'argile (skeet/trap)* : ces ordonnances sont destinées à fournir des directives pour la restauration des champs de tir au pigeon d'argile abandonnés ou fermés qui se trouvent sur des terrains de la Force aérienne. Elles fournissent également des lignes directrices concernant l'exploitation des champs de tir existants afin de minimiser les effets néfastes pour l'environnement.
- *Technologie révolutionnaire d'instruction à contamination réduite, sans toxicité, à effets atténués et plus saine* : le MDN et les FC ont mis en place un projet destiné à prouver la faisabilité d'utiliser des munitions sans toxicité et respectueuses de l'environnement pour leurs opérations futures. L'objectif principal est de réduire les contraintes de l'environnement dues aux CTSE des FC, de diminuer les risques pour la santé des utilisateurs et d'éliminer les sources potentielles de dispositifs explosifs de circonstance dans les opérations.

- *Collecteurs de balles* : en collaboration avec Recherche et développement pour la défense Canada, l'Armée cherche à mettre au point des collecteurs de balles afin de remplacer les buttes dans les champs de tir pour armes légères. Ces activités de développement ont commencé en 2008. Leur objectif est de recueillir les balles dans un réceptacle hermétique afin d'éviter l'exposition du plomb aux conditions climatiques et sa pénétration dans le sol (dans les buttes).
- *Projet de modernisation des armes légères* : L'Armée a entrepris un projet de modernisation des armes légères, qui porte également sur les munitions. Le but est de modifier leur composition afin de réduire leur poids, d'améliorer leur efficacité contre les matériaux de blindage et d'augmenter le pouvoir meurtrier sur la cible.
- *Système d'entretien des champs de tir et des secteurs d'entraînement* : l'Armée a commencé une analyse critique de l'état actuel et de la gestion future de ses CTSE. Une fois cette analyse terminée, on mettra en œuvre le système d'entretien des champs de tir et des secteurs d'entraînement, c'est-à-dire la méthode par laquelle l'Armée sélectionne, élabore et surveille les indicateurs de durabilité de l'environnement et dresse les rapports à leur sujet. Ce système assurera la gestion des CTSE de l'Armée de façon durable sur le plan de l'environnement et la conformité de toutes les activités qui s'y déroulent, y compris l'utilisation des champs de tir pour armes légères, aux lois environnementales applicables ainsi qu'aux politiques ministérielles.
- *Caractérisation des CTSE* : depuis 2000, l'Armée collabore avec divers partenaires scientifiques afin d'évaluer l'impact du tir réel dans ses CTSE, y compris les champs de tir pour armes légères. Elle est en train d'élaborer des cartes de vulnérabilité, qui prennent en compte différents critères comme le type de sol, les précipitations annuelles, la distance aux eaux souterraines et de surface, l'âge du champ de tir pour armes légères et des buttes de tir, et la fréquence d'utilisation. Ces cartes permettront de mieux évaluer les risques liés à certains champs de tir pour armes légères, et elles fourniront de l'information en vue des mesures d'atténuation ou de correction.
- *Programme de gestion des sites contaminés de l'Armée* : ce programme fournit des directives concernant la restauration des champs de tir anciens, abandonnés ou fermés.

B.2 Gendarmerie royale du Canada

Le Bureau national de développement environnemental et durable de la Gendarmerie royale du Canada (GRC) a mis en place des mesures afin de garantir que ses activités sont effectuées de façon durable sur le plan de l'environnement. La GRC administre des champs de tir intérieurs et extérieurs dans tout le Canada, et dans certains cas, elle a conclu des accords afin d'utiliser les installations du ministère de la Défense nationale. La GRC a fermé certains champs de tir extérieurs ces dernières années, qui ont été soumis à un assainissement de l'environnement.

Un certain nombre de protocoles de gestion ont été mis en place, en fonction du type d'installation. Dans l'un des importants établissements d'entraînement de la GRC dans l'Ouest canadien, le champ de tir est couvert et pavé, et l'on a effectué une modélisation de la ventilation pour la conception des installations. Les munitions sont collectées dans des bermes derrière les

cibles et sont éliminées deux fois par an par des entrepreneurs qualifiés. On utilise un équipement spécial pour filtrer le plomb et d'autres métaux dans les matières des bermes. Dans certains champs de tir, on effectue un balayage à sec des pas de tir à la fin de chaque jour d'utilisation, et un nettoyage peut être entrepris plusieurs fois par an, en fonction de l'utilisation. On surveille la vitesse d'écoulement de l'air dans les champs de tir, et les ventilateurs d'extraction sont équipés d'un préfiltre et d'un filtre à particules à haute efficacité (filtre HEPA) afin d'éliminer les particules contaminées.

Plusieurs protocoles de surveillance ont été mis en place pour les champs de tir, notamment l'analyse du plomb en surface, la surveillance des eaux souterraines et la surveillance de l'air dans les champs de tir intérieurs. Le personnel travaillant dans les champs de tir intérieurs est soumis à des analyses pour mesurer la concentration sanguine de plomb.

En ce qui concerne les pratiques d'élimination, les déchets dangereux sont éliminés conformément aux exigences provinciales, souvent par des entrepreneurs qualifiés qui collectent les déchets des champs de tir à l'aide d'un aspirateur à filtre HEPA.

Dans certains champs de tir, on a introduit des munitions sans plomb pour l'instruction, et on envisage leur utilisation dans d'autres installations afin de réduire les charges d'exploitation et d'entretien liées aux mesures de santé et de sécurité et à la surveillance. Le coût élevé lié à l'entretien des systèmes de ventilation, au remplacement et à l'élimination des filtres contaminés au plomb et à d'autres aspects de l'entretien des sites utilisant des munitions contenant du plomb, est également un facteur. Certains champs de tir utilisent des munitions à faible teneur en plomb pendant certaines périodes de leurs programmes de formation et des munitions ordinaires pour les examens de qualification. Afin de réduire la quantité de munitions utilisées, on peut également employer des simulateurs d'armes.