



Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine

**Plomb
2025**

Ce feuillet d'information est une version révisée du feuillet d'information de 1999 sur les recommandations canadiennes pour la qualité des sols concernant le plomb (Pb) et présente les recommandations canadiennes pour la qualité des sols concernant le plomb visant la protection de l'environnement et de la santé humaine (tableaux 1 et 2). Il fournit des recommandations pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine actualisées, alors que les recommandations pour la qualité des sols visant la protection de l'environnement n'ont pas été révisées. Des documents scientifiques décrivent le développement des recommandations pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine (Conseil canadien des ministres de l'environnement [CCME], 2025) et de l'environnement (Environnement Canada [EC], 1999). On considère comme provisoires les recommandations pour la qualité des sols contenues dans le présent document, car les valeurs de risque toxicologique sur lesquelles elles sont basées sont considérées comme provisoires. Des recommandations fondées sur la santé humaine sont fournies afin d'assurer une protection pour deux niveaux de doses associées à un risque spécifique (DRS avec des diminutions de 0,5 et de 1 point de quotient intellectuel [QI]), étant donné qu'aucun seuil de risque n'a été déterminé pour le plomb.

Les recommandations présentées dans ce feuillet d'information ne donnent qu'une orientation générale. Les conditions particulières à chaque site doivent être prises en considération avant d'utiliser ces valeurs. Les recommandations peuvent être appliquées différemment selon les autorités concernées. L'utilisation de certaines valeurs des tableaux 1 et 2 peut ne pas être autorisée au niveau générique par certaines autorités. Le CCME recommande d'utiliser la recommandation provisoire pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine (RQSo_{SH} provisoire) pour une DRS avec une diminution de 0,5 point de QI lorsque le sol et d'autres milieux liés au site contiennent des concentrations élevées de plomb (p. ex., eaux souterraines et aliments cultivés sur le site) afin de tenir compte d'autres sources d'exposition élevée ou de respecter les politiques des autorités concernées. En outre, le CCME recommande d'utiliser la RQSo_{SH} provisoire pour une DRS avec une diminution de 1 point de QI lorsque le sol est le seul milieu lié au site qui présente des concentrations élevées de plomb. Lorsqu'il est attendu que d'autres milieux contaminés liés au site contribuent aux expositions (p. ex., eaux souterraines et aliments cultivés sur le site), le CCME recommande d'utiliser une DRS avec une diminution de 0,5 point de QI pour tenir compte des sources supplémentaires d'exposition élevée. Lorsque la RQSo_{SH} provisoire basée sur une diminution de 1 point de QI est utilisée, le rapport d'étude environnementale du site devrait inclure des informations sur tous les milieux susceptibles d'être affectés au-delà des niveaux de fond ainsi que des informations sur le devenir et le transport. Le lecteur est prié de consulter l'autorité compétente avant d'appliquer ces valeurs.

Information générale

Le plomb (n° CAS 7439-92-1) est un métal inodore, gris bleuté, lustré, malléable, ductile et résistant à la corrosion chimique. Il s'agit d'un métal de post-transition du groupe IVA (14), dont le numéro atomique est 82 et la masse atomique est de 207,2 (O'Neil, 2001). Il présente un point de fusion de 327,4 °C et un point d'ébullition de 1740 °C à la pression atmosphérique (Agency for Toxic Substances and Disease Registry [ATSDR], 2007a).

Tableau 1 – Recommandations pour la qualité des sols concernant le plomb (mg/kg)

	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
RQSo_F (provisoire)^c				
Diminution de 0,5 point de QI ^a	61	61	82	600
Diminution de 1 point de QI ^b	70	113	154	600
RQSo_{SH} (provisoire)				
Diminution de 0,5 point de QI ^a	61	61	82	743
Diminution de 1 point de QI ^b	113	113	154	1477
Voie limitant la RQSo _{SH} (provisoire)	Contact direct	Contact direct	Contact direct	Migration hors site
RQSo _E	70	300	600	600
Voie limitant la RQSo _E	Ingestion de sol et de nourriture	Contact avec le sol	Contact avec le sol	Contact avec le sol

Remarques : RQSo_F (provisoire) = recommandation finale pour la qualité des sols (provisoire); RQSo_{SH} (provisoire) = recommandation pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine (provisoire); RQSo_E = recommandation pour la qualité des sols visant la protection de l'environnement. Les recommandations pour la qualité des sols et les données utilisées pour les calculer sont, par convention, toujours exprimées en poids sec afin de permettre la normalisation des données. En cas de doute et si le document scientifique ne précise pas s'il s'agit d'un poids humide ou sec, le lecteur est invité à consulter les références fournies.

^a Le CCME recommande d'utiliser la RQSo_{SH} provisoire basée sur une diminution de 0,5 point de QI lorsque le sol et d'autres milieux liés au site contiennent des concentrations élevées de plomb (p. ex., eaux souterraines et aliments cultivés sur le site) afin de tenir compte des sources supplémentaires d'exposition élevée ou de respecter les politiques des autorités concernées.

^b Le CCME recommande d'utiliser la RQSo_{SH} provisoire basée sur une diminution de 1 point de QI lorsque le sol est le seul milieu lié au site qui présente des concentrations élevées de plomb. Lorsqu'il est attendu que d'autres milieux contaminés liés au site contribuent aux expositions (p. ex., eaux souterraines et aliments cultivés sur le site), le CCME recommande d'utiliser une diminution de 0,5 point de QI pour tenir compte des sources supplémentaires d'exposition élevée. Lorsque la RQSo_{SH} provisoire basée sur une diminution de 1 point de QI est utilisée, le rapport d'étude environnementale du site devrait inclure de l'information sur tous les milieux susceptibles d'être affectés au-delà des niveaux de fond ainsi que l'information sur le devenir et le transport.

^c Les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQSo_{SH} provisoire et une RQSo_E. La recommandation la plus basse devient la recommandation provisoire finale pour la qualité des sols pour chaque vocation de terrain.

Le plomb se manifeste dans trois états d'oxydation : le plomb élémentaire (Pb⁰), l'ion Pb²⁺ et l'ion Pb⁴⁺ (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement [CCMRE], 1987; Reimann et de Caritat, 1998). L'hydrosolubilité des sels de plomb varie grandement et dépend des anions associés. Par exemple, le Pb(NO₃)₂ et le C₄H₆O₄Pb sont hydrosolubles, tandis que la PbCO₃, le Pb₃(PO₄)₂, la PbSO₄ et la PbS sont relativement insolubles (Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario [MEEO], 1994).

Le plomb peut former des composés chélatés avec l'éthylènediaminetétraacétate (EDTA) de calcium disodique (utilisé pour traiter l'empoisonnement au plomb, appelé saturnisme), ainsi qu'avec divers composés contenant des nucléotides et des peptides (MEEO, 1994). Le plomb s'allie facilement avec d'autres métaux comme l'étain, l'antimoine, le cuivre et le zinc.

Parmi les métaux lourds dont le numéro atomique est supérieur à 60, le plomb est le plus abondant dans la croûte terrestre (Adriano, 2001; Organisation mondiale de la santé [OMS], 2010a). Le plomb existe à l'état naturel dans la roche mère, les sols, les tills, les sédiments, les eaux de surface, les eaux souterraines et l'eau de mer (Reimann et de Caritat, 1998). Par conséquent, il est également présent de façon naturelle dans les aliments, à de faibles concentrations, à la suite de son absorption du sol aux plantes, du dépôt de particules sur les plantes, de son absorption par les poissons à partir de l'eau et des sédiments et de son absorption par les animaux par l'entremise de leur alimentation (Adriano, 2001). Bien qu'il soit naturellement présent dans certains aliments, le plomb peut également être introduit pendant la transformation des aliments, contribuant ainsi à l'exposition alimentaire (Secrétariat américain aux produits alimentaires et pharmaceutiques [US FDA], 2022).

Le plomb élémentaire est rare dans la nature, car il y est surtout présent à l'état bivalent combiné à des composés organiques et inorganiques comme la galène (PbS), l'anglésite (PbSO₄), la cérusite (PbCO₃), la pyromorphite (Pb₅(PO₄)₃Cl) et la mimétésite (Pb₅(AsO₄)₃Cl) [ATSDR, 2007a; Reimann et de Caritat, 1998]. Le plomb coexiste dans des gisements de minerai avec d'autres métaux, notamment le zinc, le cuivre et le cadmium (Adriano, 2001; Reimann et de Caritat, 1998).

De nombreuses sources anthropiques génèrent du plomb. Selon la base de données de l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC), environ 223 000 kg de plomb et de composés de plomb ont été rejetés dans l'environnement canadien en 2019, dont 93 000 kg dans l'air, 9800 kg dans l'eau et 120 000 kg dans le sol (ECCC, 2020). L'industrie minière et l'industrie de la production de métaux ont rejeté environ 60 % des émissions atmosphériques, et les bases militaires canadiennes sont à l'origine d'environ 96 % des rejets dans le sol (ECCC, 2018). Toutefois, l'INRP ne représente pas toutes les sources ou rejets industriels (p. ex., le plomb dans des produits comme les plombs de pêche et les grenailles de plomb).

Les chercheurs ont estimé que les émissions anthropiques de plomb ont dépassé les émissions naturelles à raison d'un à deux ordres de grandeur (Flegal et coll., 1990; Jaworski et coll., 1987). Étant donné la nature des principales sources d'émissions et de rejets, la plupart des répercussions du plomb sur l'environnement ont tendance à être relativement localisées (Ewers et Schipkötter, 1991). Les concentrations de plomb dans les sources d'eau (p. ex., les rivières, les lacs et les eaux souterraines) sont généralement très faibles (Santé Canada [SC], 2019). Cependant, le plomb peut être introduit dans l'eau potable lorsque cette dernière quitte les usines de traitement et passe par des conduites de service en plomb, les tuyaux de raccordement, la plomberie domestique interne, les réservoirs de stockage et les accessoires de plomberie (ATSDR, 2007a; 2007b; SC, 2019; Sannolo et coll., 1995a).

Avant les années 1990, les composés organiques du plomb, notamment le Pb(C₂H₅)₄ et le Pb(CH₃)₄, étaient largement utilisés comme agents antidétonants dans les carburants en Amérique du Nord. Depuis l'interdiction des combustibles au plomb, les principales sources de plomb anthropique sont les rejets par l'industrie de la fonte et de l'affinage des métaux non ferreux, ainsi que l'extraction et la fusion du plomb et d'autres minerais dans lesquels le plomb est un sous-produit ou un contaminant (ATSDR, 2007a; EC, 2020; Programme des Nations Unies pour l'environnement [PNUE], 2010; Programme international sur la sécurité des substances chimiques

[PISSC], 1995). Au Canada, l'essence d'aviation (avgas) représente la troisième source d'émissions de plomb en importance (EC 2020), tandis que les véhicules de compétition (comme les voitures de Formule 1) représentent 0,3 % des émissions de plomb parmi toutes les sources. Les services publics d'électricité rejettent également du plomb dans l'environnement par l'entremise des gaz de combustion générés quand des combustibles contaminés au plomb (p. ex., du charbon) sont brûlés (ATSDR, 2007a).

Les composés de plomb solubles et insolubles, qui servent à plusieurs usages industriels, ont été ajoutés à un large éventail de produits, notamment les tuyaux et les accessoires de plomberie, les batteries, la peinture, les plastiques, les gaines de câbles, les cartes de circuits imprimés, les revêtements de réservoirs, les tuyaux d'alimentation en produits chimiques, le verre décoratif et optique, les composants électriques et les poids pour rideaux (National Toxicology Program [NTP], 2004). Dans l'industrie de la construction, le plomb est répandu dans les produits laminés et extrudés (Centre international de recherche sur le cancer [CIRC], 2006). Les composés de plomb solubles sont utilisés dans plusieurs industries. L'acétate de plomb est utilisé dans la protection contre la moisissure et comme mordant dans les teintures. L'acétate de plomb trihydraté entre dans la production de vernis et de pigments de chrome; on s'en sert aussi comme réactif analytique. Le chlorure de plomb est utilisé pour fabriquer des dispositifs d'embrayage ou des garnitures de frein, mais aussi comme catalyseur et produit ignifuge. Le nitrate de plomb est utilisé comme stabilisant thermique dans le nylon, comme ingrédient dans la fabrication d'allumettes et d'explosifs, et pour le couchage du papier dans la photothermographie.

L'utilisation du plomb insoluble est tout aussi répandue. L'azoture de plomb et le styphnate de plomb servent à la fabrication de munitions. Le carbonate de plomb, le fluorure de plomb, le fluoroborate de plomb et le naphthénate de plomb sont utilisés comme catalyseurs, de même que dans les industries de l'électronique et de l'optique (fluorure de plomb), dans les revêtements thermiques (carbonate de plomb), comme durcisseur de résines époxydes (fluoroborate de plomb) et comme siccatif de vernis (naphthénate de plomb). Le phosphate de plomb et le stéarate de plomb sont tous deux utilisés comme stabilisants pour plastiques. L'iodure de plomb est employé dans les matériaux thermoélectriques, et le sulfate de plomb est utilisé dans la production de batteries galvaniques; ces deux composés étaient auparavant utilisés en photographie. Les composés de plomb insolubles sont utilisés dans les glaçures céramiques, mais aussi comme agents vulcanisants du caoutchouc et des plastiques, et comme détecteurs d'humidité dans les fusées. Jusqu'aux années 1960, d'importantes quantités de plomb étaient ajoutées (dans une proportion de 10 à 50 %) dans les peintures, le caoutchouc et les plastiques, soit comme pigment, soit pour accélérer le séchage, accroître la résistance à la corrosion et augmenter la durabilité, tandis que le tétraoxyde de plomb était utilisé dans les emplâtres, les onguents, les glaçures et les vernis (ATSDR, 2007b; Société canadienne d'hypothèques et de logement [SCHL], 2009). Le thiocyanate de plomb sert à fabriquer des allumettes de sûreté et des cartouches, tandis que l'arséniat de plomb, qui a déjà été utilisé comme insecticide et herbicide, n'est plus employé (NTP, 2004).

Le Canada est un important producteur et fournisseur mondial de plomb affiné. En 2018, il se classait au huitième rang mondial quant à la production minière (13 897 tonnes) et au huitième rang quant à la production de plomb affiné (255 245 tonnes) (Ressources naturelles Canada [RNC], 2018). En 2018, le plomb affiné de première fusion était extrait de concentrés produits au pays et à l'étranger, dans deux fonderies situées au Nouveau-Brunswick et en Colombie-

Britannique, tandis que le plomb affiné de deuxième fusion (principalement extrait de batteries d'automobile) provenait de trois sites au Québec, en Ontario et en Colombie-Britannique (RNCAN, 2018). La fonderie de Belledune, au Nouveau-Brunswick, a fermé ses portes en 2019.

La population canadienne peut être exposée à des concentrations de fond de plomb par l'entremise de diverses sources, notamment le sol, l'air, la poussière, l'eau potable et la nourriture.

Au Canada, les concentrations de fond de plomb dans les sols de plusieurs régions géographiques sont indiquées sur le site Web de la Commission géologique du Canada, qui comprend la plus vaste base de données sur les sols canadiens. Ces données correspondent généralement aux tills, qui sont considérés comme représentatifs de la concentration de fond (c.-à-d. de l'abondance naturelle de plomb dans un sol non minéralisé et non touché par les activités anthropiques) (Grunsky, 2010; Rencz et coll., 2006). Les concentrations de plomb observées dans les tills varient de < 2,0 à 152 mg/kg (moyenne arithmétique = 10 mg/kg; 90^e percentile = 16 mg/kg; n = 7398; fraction granulométrique < 63 µm) (Grunsky, 2010).

Le plomb dans l'atmosphère est principalement associé à des particules d'aérosol (Sannolo et coll., 1995b) générées par des procédés à haute température comme la fusion et l'incinération (Bennett et Knapp, 1989; Hill, 1992; Jaworski et coll., 1987). Entre 2000 et 2009, les concentrations de plomb dans l'air ambiant au Canada se situaient entre 0,0004 µg/m³ et 0,014 µg/m³ (5^e au 95^e percentile) dans les matières particulaires d'un diamètre inférieur à 2,5 µm (PM_{2,5}) (EC, 2010). Des concentrations plus élevées dans les particules totales en suspension, les PM_{2,5} et les PM₁₀ ont été signalées près de sources industrielles de plomb (Brecher et coll., 1989; Dobrin et Potvin, 1992; MEEQ, 1992). En 2007, le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) a enregistré une concentration de plomb maximale de 0,5981 µg/m³ (PM_{2,5}) dans un échantillon prélevé près de Flin Flon, au Manitoba (EC, 2010). Selon des données du RNSPA, les concentrations de plomb dans l'air ambiant au Canada ont grandement diminué (> 99 % entre 1984 [0,16 µg/m³] et 2008 [< 0,0015 µg/m³]) après l'introduction de l'essence sans plomb en 1975 et l'interdiction de l'essence au plomb dans les années 1990 (Gouvernement du Canada, 2020). Ces mesures, combinées à des contrôles plus sévères des émissions venant des mines et des fonderies de plomb, ont permis de maintenir des concentrations moyennes de plomb dans l'air ambiant inférieures à 0,02 µg/m³.

Peu de données sur les concentrations de plomb dans l'air intérieur au Canada sont disponibles. L'étude de Rasmussen et coll. (2006) indique des concentrations en milieu rural de 0,0004 à 0,0026 µg/m³ et en milieu urbain de 0,001 à 0,0051 µg/m³ pour la région d'Ottawa. Les données de l'enquête américaine National Human Exposure Assessment Survey (Clayton et coll., 1999) indiquent une concentration médiane de plomb de 0,0066 µg/m³ dans l'air intérieur (des particules de diamètre ≤ 50 µm).

Bien qu'il n'existe aucune base de données nationale sur les concentrations de plomb dans la poussière des résidences au Canada, entre 2007 et 2010, l'Enquête sur la poussière domestique au Canada a recueilli des échantillons de 1025 maisons en milieu urbain construites entre 1880 et 2000 (McDonald et coll., 2010; 2011; Rasmussen et coll., 2011). Les concentrations de plomb bioaccessible dans les échantillons prélevés à l'aide d'un aspirateur variaient de 7,9 à 3916 mg/kg

de poussière (médiane = 63 mg/kg de poussière), et environ 90 % des maisons présentaient des concentrations inférieures à 250 mg/kg (McDonald et coll., 2010; 2011; Rasmussen et coll., 2011).

Les concentrations totales de plomb observées dans les eaux des lacs et des rivières (0,1 à 10 µg/L), étaient nettement plus élevées dans les eaux touchées par les émissions et les rejets de plomb (Ewers et Schipkötter, 1991; Mayer et Manning, 1990).

La majeure partie du plomb est éliminée des sources d'eau pendant le traitement municipal (SC, 2019). Les données du Programme de surveillance de l'eau potable de l'Ontario indiquent que les concentrations moyennes de plomb dans l'eau traitée sont < 1 µg/L (Ministère de l'Environnement de l'Ontario [MEO], 2011) et des données antérieures indiquent des niveaux similaires pour les cinq à dix dernières années (SC, 2019). Le plomb peut être réintroduit dans l'eau potable à partir de conduites d'alimentation et d'accessoires de plomberie contaminés par le plomb.

Devenir dans l'environnement et comportement dans le sol

Les concentrations naturelles de plomb dans le sol reflètent la minéralogie du matériau parental (géologique). Le plomb est présent dans le sol sous forme d'ion plombeux soluble (Pb^{2+}), de précipités de carbonates, de sulfates et d'oxydes, et dans les réseaux pédologiques sous forme de silicates de plomb (Davies, 1995; Kabata-Pendias, 2001). Selon des rapports, le plomb est surtout adsorbé sur des minéraux argileux et de la matière organique colloïdale, adsorbé et coprécipité avec des oxydes de manganèse et des hydroxydes de fer et d'aluminium, et complexé avec les fractions organiques.

Le plomb est persistant dans le sol en raison de sa faible solubilité (Carelli et coll., 1995; Leita et de Nobili, 1991), de son fort pouvoir de complexation avec la matière organique (Kabata-Pendias, 2001) et de son absence relative de dégradation microbienne (Davies, 1995; Organisation de coopération et de développement économiques [OCDE], 1993). Puisque le potentiel de lixiviation du plomb est relativement faible, les sols et les sédiments sont généralement considérés comme des puits de masse (Davies, 1995; Hill, 1992; OCDE, 1993; Stokes, 1989). Le pH du sol et les concentrations d'acides humiques et fulviques, d'argile et de matière organique peuvent influencer le potentiel de lixiviation (EC, 1994; Ewers et Schipkötter, 1991). Les conditions acides favorisent la solubilisation du plomb, et les sols acides ont des teneurs en plomb généralement plus faibles (Kabata-Pendias, 2001). L'étude de Nelson et Campbell (1991) indique que les interactions avec les acides humiques et fulviques, plutôt que l'acidification, constituent le principal mécanisme déclenchant la lixiviation. Le plomb ne se dégrade pas dans l'environnement, bien que des processus de devenir puissent transformer certaines espèces de plomb en d'autres (ATSDR, 2007a; Carelli et coll., 1995). La biométhylation du plomb inorganique peut survenir, mais elle n'est pas considérée comme un processus de mobilisation important (Andreae et Froelich, 1984; ATSDR, 2007a; Beijer et Jernelöv, 1984; CCMRE, 1987; Walton et coll., 1988). Les formes organiques du plomb sont plus susceptibles de subir des réactions à médiation microbienne (ATSDR, 2007a).

Les principales formes de plomb associées aux procédés de combustion à haute température, comme les opérations des fonderies, comprennent le sulfure (PbS), les sulfates (PbSO₄ et PbO·PbSO₄) et les oxydes (PbO et PbO₂) (Hemphill et coll., 1991).

Comportement et effets dans le biote

La plupart des études sur la toxicité du plomb pour les organismes du sol sont basées sur les formes solides du métal dans le sol et non sur ses formes solubles; il est donc difficile d'établir une réaction mécaniste entre le plomb dans les sols et la toxicité. En général, l'ion libre Pb²⁺ peut réagir directement avec les membranes biologiques (EC, 1996).

Bioaccumulation du plomb

Le plomb ne se bioamplifie pas dans la chaîne alimentaire, bien qu'il puisse se bioconcentrer dans une certaine mesure dans les plantes et les animaux terrestres. Habituellement, le potentiel de bioconcentration du plomb (et d'autres métaux) est exprimé au moyen d'un rapport entre les concentrations dans les plantes et celles dans le sol (Sheppard et Evenden, 1988). Selon Finster et coll. (2004), l'accumulation de plomb provenant d'une terre de jardin dont la teneur en plomb est inférieure à 4580 µg/g est généralement faible. D'autres études résumées par l'ATSDR (2007a) indiquent également que le plomb a un faible potentiel de bioconcentration dans les plantes terrestres. Cependant, les plantes peuvent accumuler du plomb en raison d'une contamination externe provenant de sol ou de poussière qui adhère à leurs surfaces (Finster et coll., 2004), et la remise en suspension de la poussière et des dépôts atmosphériques sur les feuilles et les fruits des plantes peut s'avérer une voie plus importante pour l'accumulation dans les plantes. Dans une étude, les légumes à feuilles et les fines herbes présentaient des concentrations de plomb plus élevées (dans leurs tissus foliaires) que les légumes sans feuilles, même après un nettoyage au détergent (Finster et coll., 2004).

Le calcul de la valeur écologique pour la voie de l'ingestion de sol et de nourriture (EC, 1999) est basé sur un facteur de bioconcentration de 0,035 estimé à partir des données de Jones et Johnston (1991) et du MEO (1992).

Processus microbiens du sol

Bhuiya et Cornfield (1974) ont indiqué que des doses uniques de 1000 mg Pb/kg n'avaient aucun effet sur la nitrification à un pH de 6,0, mais qu'elles inhibaient la nitrification de 11 % et de 9 % à un pH de 7,0 et de 7,7, respectivement. L'application d'une dose unique d'acétate de plomb de 1036 mg Pb/kg a réduit la nitrification de 7 à 26 %, selon le type de sol (Liang et Tabatabai, 1978). Bollag et Barabasz (1979) ont observé qu'une concentration de 1000 mg Pb/kg réduisait la dénitrification d'environ 15 %, alors qu'aucune réduction n'a été notée à 500 mg Pb/kg. Wilke (1989) a observé que la nitrification n'était pas inhibée à des concentrations de 1000 et de 4000 mg Pb/kg, mais plutôt, qu'elle augmentait de 12 % et 16 %, respectivement. La minéralisation de l'azote était réduite respectivement de 32 % et 44 % à ces mêmes concentrations. À une concentration de 375 mg Pb/kg, la consommation d'oxygène a diminué de 16 à 17 % dans

un sol sableux, mais n'a pas été affectée dans un sol argileux. La production de dioxyde de carbone a été réduite de 12 à 59 % dans un sol sableux avec une concentration de 400 à 8000 mg Pb/kg et de 6 à 45 % dans un loam sableux avec une concentration de 150 à 1000 mg Pb/kg (Doelman et Haanstra, 1979; 1984).

Plantes terrestres

Le plomb est considéré comme un élément non essentiel pour les plantes, bien que certaines études aient démontré un effet de stimulation sur la croissance à de faibles concentrations (Balba et coll., 1991; Muramoto et coll., 1990; Nakos, 1979). En général, dans la plupart des études, des effets nocifs significatifs n'ont été observés chez les plantes qu'à des concentrations de plomb relativement élevées (Pahlsson, 1989). Les symptômes visibles de la toxicité du plomb comprennent des feuilles plus petites, des feuilles chlorotiques et rougeâtres avec nécrose, des racines courtes noirâtres et une croissance réduite (Pahlsson, 1989). De plus, les taux de photosynthèse et de transpiration des plantes exposées ont tendance à diminuer avec l'augmentation des concentrations de plomb. Bazzaz et coll. (1974) avancent que ces réponses sont reliées à des changements de la résistance des stomates au CO₂ et à la diffusion d'eau. Il a aussi été démontré que les ions de plomb inhibent la synthèse de la chlorophylle, ce qui induit des teneurs réduites en chlorophylle. Ainsi, la diminution de la photosynthèse pourrait être en partie reliée aux teneurs réduites des feuilles en chlorophylle (Pahlsson, 1989).

Les taux d'absorption et d'accumulation du plomb, qui varient entre les espèces et à l'intérieur d'une même espèce, semblent être influencés davantage par le pH que par toute autre propriété du sol. Seiler et Paganelli (1987) ont observé une toxicité sensiblement élevée du plomb chez les épinettes rouges (*Picea rubens*) due à la biodisponibilité accrue du plomb produite par des conditions de pH faible. Allinson et Dzialo (1981) ont noté qu'après trois mois de croissance, l'ivraie (*Lolium hybridum*) et l'avoine (*Avena sativa*) contenaient des concentrations de plomb significativement plus élevées dans un sol à pH 4,5 que dans un sol à pH 6,4. Les facteurs de bioconcentration (FBC) du plomb pour la plupart des plantes varient habituellement de 0,001 à 0,03 (Jones et Johnston 1991). Le MEO (1992) a adopté un FBC sol-plante général de 0,039 pour les fruits et les légumes communs des jardins.

Hassett et coll. (1976) ont observé une réduction de 19 % de l'allongement des racines de maïs à 250 mg Pb/kg et aucun effet à 100 mg Pb/kg. Le poids sec des pousses de maïs a été réduit de 13 à 29 % à 125 mg Pb/kg de sol (Miller et coll., 1977). Une diminution significative de 11 % dans le rendement en poids sec des oignons a été observée à 50 mg Pb/kg, alors qu'une concentration de 400 mg Pb/kg était nécessaire pour réduire de 20 % le rendement en poids sec du fenugrec (Dang et coll., 1990). Les biomasses des racines d'avoine et de blé étaient réduites en présence de 500 mg Pb/kg (Khan et Frankland, 1984).

En ce qui concerne l'émergence des plantules de radis (*Raphanus sativa*), EC (1995) a obtenu des paramètres d'effet de 421 mg Pb/kg pour la concentration sans effet observé (CSEO) et de 974 mg Pb/kg pour la concentration minimale produisant un effet observé (CMEO), de même que les paramètres d'effet suivants pour la concentration efficace (CE) : CE₂₅ de 833 mg Pb/kg et CE₅₀ de

1236 mg Pb/kg. Pour l'émergence des plantules de laitue (*Lactuca sativa*), les valeurs de CSEO, de CME0, de CE₂₅ et de CE₅₀ étaient de 416, 740, 667 et 876 mg Pb/kg, respectivement.

Seiler et Paganelli (1987) ont observé une réduction de 38 à 45 % du poids sec des racines et des pousses d'épinette rouge, de même que de la hauteur des plants, à 150,1 mg Pb/kg, alors qu'une réduction de 30 % de la photosynthèse a été observée à 271,1 mg Pb/kg. D'autre part, les racines et les pousses de pin taeda montraient une réduction de taille et de poids sec à 1179 mg Pb/kg, alors que la photosynthèse n'était pas affectée.

Invertébrés terrestres

Les vers de terre accumulent le plomb et sont donc des indicateurs utiles de la pollution du sol par le plomb. Les concentrations totales de plomb dans les sols excèdent presque toujours celles mesurées dans les vers de terre. Par contre, des conditions exceptionnelles comme des niveaux élevés de plomb dans les sols combinés à un faible pH et à une teneur en calcium peu élevée peuvent induire une plus grande accumulation de plomb provenant du sol chez les vers de terre (Ireland, 1979). Les FBC (le rapport entre le plomb dans les vers de terre et le plomb dans le sol) varient de 0,01 à 2,73, mais ils sont généralement bien en dessous de 1,0, ce qui indique l'absence d'une relation constante entre la concentration de plomb dans le sol et celle mesurée dans les vers de terre (Kabata-Pendias et Pendias, 1992).

Les invertébrés carnivores du sol, comme les coléoptères faucheurs et carabidés, sont généralement plus vulnérables au saturnisme que les herbivores, comme les charançons et les fourmis (Bengtsson et Rundgren, 1984). Les FBC du plomb chez les arthropodes (c.-à-d. le rapport entre la concentration de plomb dans l'animal et celle dans la couche de litière) varient de 0,01 à 0,43 (Martien et Hogervorst, 1993). Comme pour les vers de terre, il n'y a pas de relation constante entre la quantité de plomb mesurée dans la litière et celle accumulée dans les arthropodes.

Tous les invertébrés ingèrent du plomb à partir du sol, mais n'en assimilent que de faibles quantités nettes par comparaison à d'autres métaux traces comme le cadmium, puisqu'ils excrètent rapidement le plomb (van Straalen et van Meerendonk, 1987) et l'absorbent de façon limitée par la paroi intestinale (Hopkin et Martin, 1984). La moitié de la charge corporelle de plomb dans le collembolle *Orchesella cincta* se retrouve dans l'intestin, où la demi-vie est courte, soit <1 jour (van Straalen et coll., 1985).

Pour le ver de terre *Eisenia foetida*, EC (1995) a mesuré les concentrations létales (CL) suivantes dans un sol artificiel : CL₂₅ de 2067 mg/kg, CL₅₀ de 2500 mg/kg et CL₇₀ de 3070 mg/kg. La CSEO a été établie à 1480 mg Pb/kg.

Spurgeon et coll. (1994) ont mesuré des valeurs de dose létale (DL), DL₅₀, de 3760 à 4480 mg Pb/kg pour l'*E. foetida* selon la période d'exposition. La production de cocon n'était pas affectée à 1810 mg Pb/kg, mais elle était réduite de 50 % à 1940 mg Pb/kg.

Animaux d'élevage et faune sauvage

Le plomb représente un danger pour les mammifères et les oiseaux par l'entremise d'un certain nombre de voies d'exposition. Les mammifères et les oiseaux inhalent directement le plomb en suspension dans l'air ou ingèrent des matières particulaires déposées sur le sol et la végétation. L'ingestion directe de sol et de gravier contaminés se produit lorsque les herbivores et les oiseaux se nourrissent et se toilettent. Les animaux lèchent les surfaces peintes et boivent de l'eau contaminée par le plomb. Les sauvagines et les rapaces ingèrent des quantités importantes de grenailles de plomb et de plomb de pêche lorsqu'ils se nourrissent. Les herbivores, les insectivores et les carnivores à tous les niveaux trophiques sont exposés au plomb en mangeant de la végétation ou des proies contaminées.

Le saturnisme a été observé chez de nombreux animaux, mais ses effets sont si divers qu'il est difficile d'identifier une seule défaillance d'organe comme cause de la mort (Beyer et coll., 1988; Humphreys, 1991). Les signes cliniques du saturnisme comprennent des aberrations comportementales telles que les vocalisations, l'agressivité, la perte de mémoire, les spasmes musculaires, les convulsions, le déséquilibre, la déshydratation, l'émaciation et la surcharge du tractus gastro-intestinal (Morgan et coll., 1975; MacDonald et coll., 1983; O'Halloran et Myers, 1988).

Lassen et Buck (1979) ont étudié la toxicité du plomb chez les porcs en donnant à des porcs âgés de six semaines de l'eau contenant de l'acétate de plomb selon une concentration de 0 à 35,2 mg Pb/kg de poids corporel (PC). Aucun des animaux n'est décédé, mais des signes cliniques de saturnisme (toux, pelage rêche et apparence émaciée) ont été observés chez deux des trois porcs ayant consommé du plomb à une concentration de 35,2 mg Pb/kg PC. Les taux de consommation des aliments ou le gain de poids n'ont pas été influencés chez les agneaux châtrés nourris avec de l'acétate de plomb à une concentration de 44,4 mg Pb/kg PC/jour pendant 84 jours (Fick et coll., 1976).

Lynch et coll. (1976) ont constaté une réduction de 13 % du poids des veaux ayant reçu 7,7 mg Pb/kg PC/jour, mais ont seulement observé une réduction de 6 % chez les veaux ayant reçu 3,9 mg Pb/kg PC/jour.

De la poudre de plomb métallique a été mélangée à de l'huile de maïs et administrée par voie orale à des crécerelles d'Amérique (*Falco sparverius*) pendant les 10 premiers jours de leur vie (Hoffman et coll., 1985). Après cinq jours, le taux de croissance et le gain de poids des oisillons ayant consommé une concentration de 125 mg Pb/kg PC/jour étaient réduits de 16 %. Au sixième jour, 40 % des oisillons ayant consommé une concentration de 625 mg Pb/kg PC/jour étaient décédés.

Custer et coll. (1984) ont donné à des crécerelles d'Amérique une nourriture contenant du plomb incorporé de façon biologique pendant 60 jours. À une concentration de 28 mg Pb/kg PC/jour, le plomb n'a eu aucun effet sur la survie ou le PC des crécerelles et n'a pas modifié l'hématocrite, l'hémoglobine ou le nombre d'érythrocytes dans le sang, qui sont les principaux signes de toxicité du plomb.

Edens et Garlich (1983) ont ajouté de l'acétate de plomb à l'alimentation de cailles du Japon

(*Coturnix coturnix japonica*) et de leghorns domestiques. Une concentration de 1,8 mg Pb/kg PC/jour a entraîné une diminution de la production d'œufs de 28 % chez les cailles après cinq semaines, tandis qu'une concentration de 26,1 mg Pb/kg PC/jour a entraîné une diminution de la production d'œufs de 77 % chez les poules après quatre semaines.

Il existe peu de données sur le potentiel de bioconcentration du plomb chez les animaux. Cependant, comme chez les humains, il est probable d'observer une charge corporelle en plomb supérieure chez les animaux plus âgés étant donné l'accumulation de plomb au fil du temps (ATSDR, 2007a).

Effets sur la santé des humains et des animaux de laboratoire

En ce qui concerne sa toxicité, le plomb est l'une des substances les plus étudiées (Needleman et Gatsonis, 1990). Le plomb est une toxine neurodéveloppementale bien connue chez les fœtus et les enfants. Chez les adultes, l'exposition est associée à un risque accru d'effets nocifs sur la santé cardiovasculaire. Des données expérimentales préliminaires indiquent que le plomb est un élément chimique cancérigène.

Le CIRC classe le plomb dans le groupe 2A (agent probablement cancérigène pour l'homme) d'après des données sur l'inhalation en milieu de travail et d'études sur l'exposition par voie orale menées in vivo (CIRC, 2006). Le NTP a également conclu qu'il est raisonnable de considérer le plomb inorganique comme potentiellement cancérigène (NTP, 2004). Le poids de la preuve appuie la conclusion selon laquelle le plomb inorganique soluble est un cancérigène chez les animaux et que le rein est le site tumoral le plus sensible chez les rongeurs. Des données indiquent également que le plomb favorise l'apparition de tumeurs rénales chez les rats (SC, 2019).

Dans le rapport sur l'état de la science de Santé Canada, la principale conclusion indique que des effets critiques sur la santé peuvent survenir à une concentration inférieure à 10 µg Pb/dL (SC, 2013a). Ce rapport, qui cadre avec les conclusions de la communauté scientifique dans son ensemble, recommande l'adoption de mesures supplémentaires pour réduire davantage l'exposition des Canadiens au plomb. Les études d'observation disponibles à l'heure actuelle n'indiquent pas l'existence d'un seuil d'effets sur la population pour le paramètre d'effet le plus sensible établi (la neurotoxicité développementale). Les RQSO_{SH} provisoires sont basées sur les effets observés aux niveaux d'exposition les plus bas. Puisque les effets cancérigènes sont observés à des expositions plus élevées, l'approche utilisée pour élaborer les RQSO_{SH} provisoires protège contre la cancérigénicité.

Une exposition à long terme à des plombémies inférieures à 10 µg/dL est associée à des effets neurodéveloppementaux, neurodégénératifs, cardiovasculaires, rénaux et sur la reproduction (Canfield et coll., 2003a; 2003b; Chandramouli et coll., 2009; Chiodo et coll., 2004; 2007; Després et coll., 2005; Fraser et coll., 2006; Lanphear et coll., 2000; Miranda et coll., 2007; Osman et coll., 1999). Plusieurs études font état d'une relation dose-réponse même aux plus faibles concentrations de plomb mesurées dans le sang, soit de 1 à 2 µg/dL (Canfield et coll., 2003a; Chiodo et coll., 2004; Jedryschowski et coll., 2009; Jusko et coll., 2008; Lanphear et coll., 2005; Miranda et coll., 2007; Tellez-Rojo et coll., 2006). Parmi les effets dans cette plage d'exposition, le poids de la preuve est le plus évident pour les effets nocifs sur le développement neurologique des enfants,

qui se manifestent surtout par la diminution du QI à mesure que la plombémie augmente (ATSDR, 2007a; California Office of Environmental Health Hazard Assessment [CalOEHHA], 2007; European Food Safety Authority [EFSA], 2013; OMS, 2010b; SC, 2013b). Les données épidémiologiques actuelles laissent fortement entendre une corrélation entre l'exposition chronique au plomb en début de vie et la diminution du QI chez les enfants d'âge scolaire. Toutefois, de nombreuses études ont utilisé une limite de quantification entre 1 et 3 µg/dL, ce qui nuit à l'interprétation de la limite inférieure de la courbe dose-réponse.

Paramètre d'effet toxicologique critique pour les enfants

Dans l'analyse de la neurotoxicité développementale la plus complète, Lanphear et coll. (2005) ont recueilli et analysé les données de sept études longitudinales portant sur 1333 enfants de partout dans le monde. Les auteurs ont conclu que les déficits intellectuels sont associés à des plombémies maximales inférieures à 7,5 µg/dL chez les enfants.

D'après l'ensemble de données utilisé par Lanphear et coll. (2005), des organismes comme l'EFSA, la California Environmental Protection Agency (CalEPA) et l'OMS/JECFA (Comité mixte d'experts des additifs alimentaires de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture et de l'OMS) ont mené des analyses dose-réponse pour déterminer le risque sur le développement neurologique. La CalEPA a évalué qu'une augmentation de la plombémie de 1 µg/dL était associée à un déficit de 1 point de QI, selon l'estimation du 97,5^e percentile inférieur (CalEPA, 2009; CalOEHHA, 2007). L'EFSA (2013) a estimé qu'une augmentation de la plombémie de 1,2 µg/dL était associée à la limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la dose repère correspondant à 1 % de risque supplémentaire (DRL₀₁) de déficit de QI. L'OMS/JECFA (2011) ont conclu qu'une augmentation de la plombémie de 2 µg/dL était associée à une baisse de 1 point de QI.

En se basant sur une variation de la plombémie de 1,2 µg/dL, l'EFSA (2013) a établi une valeur d'apport alimentaire de 0,5 µg/kg PC/jour concernant la neurotoxicité développementale à l'échelle de la population. L'EFSA (2013) n'a pas appliqué de facteur d'incertitude, de sécurité ou de modification à cette valeur. Dans l'ensemble, le CCME considère que l'analyse de l'EFSA (2013) est la plus rigoureuse. Bien qu'elle ressemble à celle de l'OMS/JECFA (2011), cette analyse est avantageuse puisqu'elle vise un objectif de protection pour la limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95 % plutôt que pour une valeur centrale estimée. De plus, l'analyse de l'EFSA (2013) s'approche davantage de la conclusion de Santé Canada (2013a; 2013b), qui associe une augmentation progressive de la plombémie de 1 µg/dL avec une diminution d'environ 1 point de QI.

D'autre part, l'OMS/JECFA (2011) a établi la relation entre les plombémies et l'exposition par voie alimentaire, en estimant une exposition par voie alimentaire moyenne allant de 0,03 à 9 µg/kg PC/jour pour les enfants âgés d'environ 1 à 4 ans. L'OMS/JECFA (2011) a considéré que l'impact sur la santé de la limite inférieure de la plage était négligeable, car cette valeur est inférieure à l'exposition de 0,3 µg/kg PC/jour, calculée comme étant associée à une diminution de 0,5 point de QI à l'échelle de la population. Pour refléter la plage inférieure de l'OMS/JECFA (2011), le CCME

propose donc des RQS_{OSH} provisoires qui protègent également les gens d'une diminution de 0,5 point de QI.

Par conséquent, aux fins de l'élaboration des RQS_{OSH} provisoires, le CCME présente deux options, soit une ciblant une diminution de 1 point de QI et une tenant compte d'un facteur d'ajustement de 50 % afin de cibler une diminution de 0,5 point de QI pour la protection des enfants.

Paramètre d'effet toxicologique critique pour les adultes

Bien qu'une DRS basée sur l'augmentation de la tension artérielle systolique chez les adultes soit connue (OMS/JECFA, 2011), ce paramètre d'effet ne protégerait peut-être pas le fœtus en développement. Par conséquent, la DRS basée sur l'analyse de l'EFSA (2013) pour la protection des effets sur le développement a été adoptée pour les femmes en âge de procréer afin de protéger les fœtus en développement. Le même facteur d'ajustement de 50 % appliqué pour la protection des jeunes enfants a été appliqué lors de l'élaboration des RQS_{OSH} provisoires pour la protection des adultes visant une diminution de 0,5 point de QI.

Par conséquent, aux fins de l'élaboration des RQS_{OSH} provisoires pour les terrains à vocation industrielle, le CCME présente deux options. La première utilise une DRS de 0,5 µg/kg PC/jour pour protéger les adultes, y compris les femmes en âge de procréer, afin de cibler une diminution de 1 point de QI, et la deuxième tient compte d'un facteur d'ajustement de 50 % afin de cibler une diminution de 0,5 point de QI.

Élaboration des recommandations

Les recommandations canadiennes pour la qualité des sols pour différentes vocations de terrain sont élaborées selon la procédure décrite par le *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine* (« le protocole »; CCME, 2006) à partir de différents récepteurs et scénarios d'exposition propres à chaque vocation de terrain.

Le CCME a utilisé une approche sans seuil, avec quelques modifications au protocole, pour élaborer les RQS_{OSH} provisoires sur le plomb. Plus précisément, il a élaboré des valeurs recommandées pour deux paramètres d'effet (DRS) afin de cibler une diminution de 0,5 point de QI et une diminution de 1 point de QI chez les tout-petits et les adultes (y compris les femmes enceintes et celles qui allaitent). Ces doses associées à un risque précis ont été élaborées pour permettre aux différentes autorités de déterminer leur position en matière de politique scientifique. Certaines autorités peuvent choisir une RQSo provisoire basée sur une diminution de 0,5 point de QI alors que d'autres peuvent choisir une RQSo provisoire basée sur une diminution de 1 point de QI. Le CCME recommande aux autorités de choisir une diminution de 0,5 point de QI pour tenir compte de l'exposition naturelle à toutes les sources de plomb, y compris, mais sans s'y limiter, l'alimentation, l'eau potable et l'air. Les autorités qui adoptent la RQSo provisoire basée sur une diminution de 1 point de QI peuvent également vouloir appliquer la RQSo provisoire basée sur une diminution de 0,5 point de QI dans les situations où les sols peuvent contaminer l'eau utilisée comme eau potable ou les aliments cultivés sur place.

Les RQSo provisoires sont présentées dans le tableau 2. Des explications détaillées sur l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols concernant le plomb sont présentées dans CCME (2025) pour la protection de la santé humaine et dans EC (1999) pour la protection de l'environnement.

Recommandations pour la qualité des sols : protection de l'environnement

Les recommandations pour la qualité des sols visant la protection de l'environnement (RQSo_E) sont fondées sur le contact avec le sol à partir des données provenant d'études de toxicité sur les plantes et les invertébrés. En ce qui concerne les terrains à vocation agricole, des données sur la toxicité relatives à l'ingestion de sol et de nourriture par les mammifères et les oiseaux sont incluses. Pour la voie d'exposition par contact direct avec le sol, des données suffisantes sont disponibles pour permettre l'utilisation de la procédure préférentielle du poids de la preuve. Dans le but d'élargir le champ de protection, une vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie est effectuée. Pour les terrains à vocation industrielle, une vérification portant sur la migration hors site est aussi effectuée.

Pour les terrains à vocation agricole, le CCME recommande comme RQSo_E la valeur la plus faible entre celle de la recommandation pour la qualité des sols relative au contact avec le sol, celle de la recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture, et celle de la vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie.

Pour les terrains à vocation résidentielle/parc et à vocation commerciale, le CCME recommande comme RQSo_E la plus faible valeur entre la recommandation pour la qualité des sols relative au contact avec le sol et celle de la vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie.

Pour les terrains à vocation industrielle, le CCME recommande comme RQSo_E la valeur la plus faible entre celle de la recommandation pour la qualité des sols relative au contact avec le sol, celle de la vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie, et celle de la vérification portant sur la migration hors site.

En ce qui concerne le plomb, la RQSo_E proposée pour les terrains agricoles est fondée sur la recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture; pour toutes les autres catégories de vocation de terrain, elle est fondée sur la recommandation pour la qualité des sols relative au contact avec le sol (voir le tableau 2).

Recommandations pour la qualité des sols : protection de la santé humaine

Les chercheurs ont largement conclu qu'un seuil pour les effets du plomb n'a pas été établi (ATSDR, 2007a; CalOEHHA, 2007; EFSA, 2013; OMS, 2010b; OMS/JECFA, 2011; SC, 2013a). Cette absence de seuil entraîne des répercussions cruciales, car le protocole ne fournit pas d'approche pour élaborer une recommandation pour la qualité des sols (RQSo) pour une substance sans seuil d'effet qui n'est pas cancérigène (voir Wilson et Richardson, 2013). Le CCME a utilisé une nouvelle approche sans seuil pour élaborer la recommandation provisoire pour la qualité des sols relative au contact direct (RQSo_{CD} provisoire) révisée, qui comprend des modifications à

l'approche sans seuil décrite par le protocole. Cette méthode est décrite plus en détail dans CCME (2025). Les recommandations pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine relative au contact direct concernant le plomb sont établies à l'aide d'une DRS pour le récepteur le plus sensible désigné pour chaque vocation de terrain. En raison de la sensibilité inhérente des enfants aux effets du plomb sur leur développement, les tout-petits ont été choisis pour le calcul de la RQSo_{CD} provisoire pour les terrains à vocations agricole, résidentielle/parc et commerciale. On ne s'attend pas à ce que des tout-petits soient présents sur les terrains à vocation industrielle. Cependant, les recommandations relatives à la vocation industrielle tiennent compte de la protection des fœtus en développement chez les femmes enceintes en appliquant la DRS visant la protection des diminutions du QI.

Les RQSo_{CD} provisoires concernant le plomb sont basées sur le calcul de trois voies d'exposition combinées (ingestion, inhalation et contact cutané). En se fondant sur l'analyse de l'EFSA (2013), le CCME considère qu'un taux d'ingestion de 0,5 µg/kg PC/jour est une DRS associée à une diminution de 1 point de QI chez les nourrissons, les tout-petits et les enfants. Étant donné qu'aucun seuil n'a été observé pour la neurotoxicité développementale dans les plages inférieures d'exposition environnementale, il est prudent de réduire l'exposition des enfants au plomb (et les risques connexes) au niveau le plus faible possible (SC, 2013*b*). Le CCME a appliqué un facteur d'ajustement de 50 % à la DRS associée à une diminution de 1 point de QI afin de cibler une diminution de 0,5 point, ce qui a été considéré par l'OMS/JECFA (2011) comme la limite supérieure de la plage négligeable pour les effets neurotoxiques du plomb à l'échelle de la population.

Autant les RQSo_{SH} provisoires concernant le plomb pour les terrains à vocations agricole, résidentielle/parc et commerciale ayant comme cible une diminution de 0,5 point de QI que celles ayant comme cible une diminution de 1 point de QI sont basées sur la recommandation pour la qualité des sols relative au contact direct. Les RQSo_{SH} provisoires concernant le plomb pour les terrains à vocation industrielle sont aussi basées sur la vérification portant sur la migration hors site.

Les RQSo élaborées pour les sites industriels ne tiennent compte que de l'exposition sur place. Les transferts de sol contaminé d'une propriété à une autre sont possibles en raison d'événements environnementaux tels que l'érosion éolienne et hydrique (CCME, 2006). Les résultats des vérifications portant sur la migration hors site (RQSo_{MH-SH} provisoires) étaient inférieurs aux RQSo_{CD} provisoires. Les RQSo_{SH} provisoires pour les terrains à vocation industrielle ont donc été fixées en fonction des RQSo_{MH-SH} provisoires calculées.

Pour établir des RQSo à l'intention de l'ensemble de la population canadienne, le CCME a jugé que la concentration de fond de plomb dans le sol (c.-à-d. 10 mg/kg) était prudente, compte tenu des données disponibles sur le till (p. ex., qui n'est pas influencé par des sources anthropiques). Certains sols de surface et certaines zones localisées au Canada peuvent avoir des concentrations de fond de plomb différentes et la biodisponibilité du plomb dans le sol peut varier considérablement dans le pays, en fonction de plusieurs facteurs liés au site et aux contaminants. Dans le cas d'emplacements précis où les concentrations de fond naturelles sont exceptionnellement élevées et dépassent ces recommandations, les autorités ont la possibilité d'établir des recommandations propres à chaque site qui tiennent compte des caractéristiques

géologiques uniques de ces emplacements. L'évaluation propre au site de la biodisponibilité du plomb peut également réduire l'incertitude liée aux valeurs de dépistage.

Le CCME n'a pas établi de recommandation pour le plomb visant la protection des eaux souterraines utilisées comme source d'eau potable non traitée en raison des contraintes du modèle mathématique lorsqu'il est appliqué aux composés inorganiques (CCME, 2006). Il n'a pas non plus effectué la vérification visant à évaluer le transfert des contaminants du sol vers les produits agricoles, la viande et le lait, en raison de la grande variabilité inhérente aux propriétés du sol et aux expositions propres à chaque site.

Certaines autorités peuvent choisir une RQSo provisoire basée sur une diminution de 0,5 point de QI alors que d'autres peuvent choisir une RQSo provisoire basée sur une diminution de 1 point de QI. Le CCME recommande aux autorités de choisir une diminution de 0,5 point de QI pour tenir compte de l'exposition naturelle à toutes les sources de plomb, y compris, mais sans s'y limiter, l'alimentation, l'eau potable et l'air. Les autorités qui adoptent la RQSo provisoire basée sur une diminution de 1 point de QI peuvent également vouloir appliquer la RQSo provisoire basée sur une diminution de 0,5 point de QI dans les situations où les sols peuvent contaminer l'eau utilisée comme eau potable ou les aliments cultivés sur place.

Recommandations pour la qualité des sols concernant le plomb

Les recommandations pour la qualité des sols visent à protéger l'environnement et la santé humaine et sont équivalentes à la plus faible valeur entre celle de la RQSo_{SH} provisoire et celle de la RQSo_E.

Le protocole fournit des lignes directrices sur les modifications possibles aux RQSo finales lors de l'établissement d'objectifs propres à un site.

Tableau 2 – Recommandations pour la qualité des sols concernant le plomb (mg/kg)

	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
Recommandation provisoire pour la qualité des sols (RQSo provisoire), diminution de 0,5 point de QI^{a, c}	61	61	82	600
RQSo provisoire, diminution de 1 point de QI^{a, d}	70	113	154	600
Recommandations ou valeurs de vérification visant la protection de la santé humaine				
RQSo _{SH} (provisoire), diminution de 0,5 point de QI ^{b, c}	61	61	82	743
RQSo _{SH} (provisoire), diminution de 1 point de QI ^{b, d}	113	113	154	1477
Contact direct (RQSo _{CD} provisoire), diminution de 0,5 point de QI	61	61	82	1194
Contact direct (RQSo _{CD} provisoire), diminution de 1 point de QI	113	113	154	2378
Protection de la qualité de l'air intérieur (RQSo _{QAI}) ^e	NC	NC	NC	NC
Protection de l'eau potable (RQSo _{EP}) ^f	NC	NC	NC	NC
Vérification portant sur la migration hors site (RQSo _{MH-SH} provisoire), diminution de 0,5 point de QI	–	–	743	743
Vérification portant sur la migration hors site (RQSo _{MH-SH} provisoire), diminution de 1 point de QI	–	–	1477	1477
Vérification portant sur les produits agricoles, la viande et le lait (RQSo _{IA}) ^g	NC	NC	–	–
Recommandations ou valeurs de vérification visant la protection de l'environnement (EC 1999)				
RQSo ^h	70	300	600	600
Contact avec le sol (RQSo _{CS})	300	300	600	600
Ingestion de sol et de nourriture (RQSo _I)	70	–	–	–
Protection de la vie aquatique d'eau douce (RQSo _{VAD}) ^f	NC	NC	NC	NC
Eau d'abreuvement du bétail (RQSo _{EA})	–	–	–	–
Eau d'irrigation (RQSo _{IR})	–	–	–	–
Vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie (RQSo _{CNE})	723	723	834	834
Vérification portant sur la migration hors site (RQSo _{MH-E})	–	–	870	870
Recommandations pour la qualité des sols remplacées (CCME, 1999)	–	140	260	600
Critères provisoires pour la qualité des sols remplacés (CCME, 1991)	375	500	1000	1000

Remarques : NC = non calculée; RQSo_{SH} = recommandation pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine; RQSo_E = recommandation pour la qualité des sols visant la protection de l'environnement. Le tiret représente une recommandation ou une valeur de vérification ne faisant pas partie du scénario d'exposition pour cette vocation de terrain et qui, par conséquent, n'a pas été calculée. Les recommandations sur les sols et les données utilisées pour les calculer sont, par convention, toujours exprimées en poids sec afin de permettre la normalisation des données. En cas de doute et si le document scientifique ne précise pas si le poids humide ou sec est utilisé, il est conseillé au lecteur de consulter les références fournies.

^a Les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQSo_{SH} provisoire et une RQSo_E. La recommandation la plus basse devient la recommandation finale pour la qualité des sols en ce qui concerne chaque vocation de terrain.

^b La RQSo_{SH} provisoire correspond à la valeur la plus faible entre les recommandations visant la protection de la santé humaine et les valeurs de vérification.

^c Le CCME recommande d'utiliser la RQSo_{SH} provisoire avec une diminution de 0,5 point de QI lorsque le sol et d'autres milieux liés au site contiennent des concentrations élevées de plomb (p. ex., eaux souterraines et aliments cultivés sur le site) afin de tenir compte des sources supplémentaires d'exposition élevée ou de respecter les politiques en vigueur.

- ^d Le CCME recommande d'utiliser la RQSO_{SH} provisoire avec une diminution de 1 point de QI lorsque le sol est le seul milieu lié au site qui présente des concentrations élevées de plomb. Lorsqu'il est attendu que d'autres milieux contaminés liés au site contribuent aux expositions (p. ex., eaux souterraines et aliments cultivés sur le site), le CCME recommande d'utiliser une diminution de 0,5 point de QI pour tenir compte des sources supplémentaires d'exposition élevée. Lorsque la RQSO_{SH} provisoire basée sur la diminution de 1 point de QI est utilisée, le rapport d'étude environnementale du site devrait inclure de l'information sur tous les milieux susceptibles d'être affectés au-dessus des niveaux naturels ainsi que l'information sur le devenir et le transport.
- ^e La recommandation portant sur l'inhalation d'air intérieur s'applique aux composés organiques volatils et n'est pas calculée pour les contaminants métalliques.
- ^f Cette recommandation s'applique aux composés organiques et n'est donc pas calculée pour les contaminants métalliques. Les préoccupations concernant les contaminants métalliques doivent être traitées au cas par cas.
- ^g Cette valeur n'a pas été calculée en raison de la grande variabilité des paramètres liés au sol et des taux d'absorption propres aux sites. Évaluer au cas par cas là où ces voies d'exposition sont complètes.
- ^h La RQSO_E est la valeur la plus faible entre les recommandations visant la protection de l'environnement et les valeurs de vérification.

Références

- Adriano, D.C. 2001. *Trace elements in terrestrial environments: Biogeochemistry, bioavailability and risks of metals*. Deuxième édition. Springer-Verlag, New York (New York).
- Allinson, D.W., et Dzialo, C. 1981. « The influence of lead, cadmium and nickel on the growth of ryegrass and oats ». *Plant Soil* **62** : 81–89.
- Andreae, M.O., et Froelich, P.N. Jr. 1984. « Arsenic, antimony, and germanium biogeochemistry in the Baltic Sea ». *Tellus B* **36**(2) : 101–117.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2007a. *Toxicological profile for lead*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Washington (District de Columbia).
- ATSDR. 2007b. *Case studies in environmental medicine (CSEM) lead toxicity*. <http://www.atsdr.cdc.gov/csem/lead/docs/lead.pdf>.
- Balba, A.M., El Shibiny, G., et El-Khatib, S. 1991. « Effect of lead increments on the yield and lead content of tomato plants ». *Water Air Soil Pollut.* **57-58** : 93–99.
- Bazzaz, F.A., Carlson, R.W., et Rolfe, G.L. 1974. « The effect of heavy metals on plants. Part 1, Inhibition of gas exchange in sunflower by Pb, Cd, Ni and Tl ». *Environ. Pollut.* **7** : 241–246.
- Beijer, K., et Jernelöv, A. 1984. « Microbial methylation of lead ». *Dans Biological effects of organolead compounds*. Sous la direction de P. Grandjean. CRC Press, Boca Raton (Floride). p. 13–19.
- Bengtsson, G., et Rundgren, S. 1984. « Ground-living invertebrates in metal polluted forest soils ». *Ambio* **13** : 29–33.
- Bennett, R.L., et Knapp, K.T. 1989. « Characterization of particulate emissions from non-ferrous smelters ». *JAPCA* **39**(2) : 169–174.
- Bhuiya, M.R.H., et Cornfield, A.H. 1974. « Incubation study on effect of pH on nitrogen mineralisation and nitrification in soils treated with 1000 ppm lead and zinc as oxides ». *Environ. Pollut.* **7** : 161–164.
- Bollag, J.-M., et Barabasz, W. 1979. « Effect of heavy metals on the denitrification process in soil ». *J. Environ. Qual.* **8** : 196–201.
- Brecher, R.W., Austen, M., Light, H.E., et Stepien, E. 1989. Eco Logic Inc., rapport à contrat pour la Division des substances environnementales, Centre d'hygiène du milieu, Santé et Bien-être social Canada, Ottawa (Ontario).
- CalEPA (California Environmental Protection Agency). 2009. *Revised California human health screening level for lead*. California Office of Environmental Health Hazard Assessment (CalOEHHA). <https://oehha.ca.gov/media/downloads/cnr/leadchhs1091709.pdf>.
- CalOEHHA (California 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*. Rapport final.
- Canfield, R.L., Henderson, C.R. Jr., Cory-Slechta, D.A., Cox, C., Jusko, T.A., et Lanphear, B.P. 2003a. « Intellectual impairment in children with blood lead concentrations below 10 microg per deciliter ». *N. Engl. J. Med.* **348** : 1517–1526.
- Canfield, R.L., Kreher, D.A., Cornwell, C., et Henderson, C.R. Jr. 2003b. « Low-level lead exposure, executive functioning, and learning in early childhood ». *Child Neuropsychol.* **9**(1) : 35–53.

- Carelli, G., Sannolo, N., De Lorenzo, G., et Castellino, N. 1995. « Ecosystems ». Dans *Inorganic Lead Exposure: Metabolism and Intoxication*. Sous la direction de N. Castellino, P. Castellino et N. Sannolo. CRC Press, Boca Raton (Floride). p. 15–51.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. *Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés*. CCME-EPC-CS34. Septembre 1991.
- CCME. 1999. *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine – plomb*. ISBN 1-896997-36-8. Winnipeg (Manitoba).
- CCME. 2006. *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine*. ISBN-10 1-896997-46-5 PDF, ISBN-13 978-1-896997-46-9 PDF. CCME, Winnipeg (Manitoba).
- CCME. 2025. *Document scientifique pour le développement des Recommandations canadiennes pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine : plomb*. CCME. Winnipeg (Manitoba).
- CCMRE (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement). 1987. *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*. Préparé par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du CCMRE. Mars 1987.
- Chandramouli, L., Steer, C.D., Ellis, M., et 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. <http://adc.bmj.com/content/early/2009/09/21/adc.2008.149955.full.pdf>.
- Chiodo, L.M., Jacobson, S.W., et Jacobson, J.L. 2004. « Neurodevelopmental effects of postnatal lead exposure at very low levels ». *Neurotoxicol. Teratol.* **26**(3) : 359–371.
- Chiodo, L.M., Covington, C., Sokol, R.J., Hannigan, J.H., Jannise, J., Ager, J., Greenwald, M., et Delaney-Black, V. 2007. « Blood lead levels and specific attention effects in young children ». *Neurotoxicol. Teratol.* **29**(5) : 538–546.
- CIRC (Centre international de recherche sur le cancer). 2006. « Inorganic and organic lead compounds ». *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*. Volume **87**.
- Clayton, C.A., Pellizzari, E.D., Whitmore, R.W., Perritt, R.L., et Quackenboss, J.J. 1999. « National Human Exposure Assessment Survey (NHEXAS): Distributions and associations of lead, arsenic and volatile organic compounds in EPA Region 5 ». *J. Expos. Anal. Environ. Epidemiol.* **9** : 381–392.
- Dang, Y.P., Chhabra, R., et Verma, K.S. 1990. « Effect of Cd, Ni, Pb and Zn on growth and chemical composition of onion and fenugreek ». *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **21**(9 et 10) : 717–735.
- Davies, B.E. 1995. « Lead ». Dans *Heavy Metals in Soils*. Deuxième édition. Sous la direction de B.J. Alloway. Blackie Academic and Professional, New York (New York). p. 206–223.
- Després, C., Beuter, A., Richer, F., Poitras, K., Veilleux, A., Ayotte, P., Demailly, E., Saint-Amour, D., et Muckle, G. 2005. « Neuromotor functions in Inuit preschool children exposed to Pb, PCBs, and Hg ». *Neurotoxicol. Teratol.* **27**(2) : 245–257.
- Dobrin, D.J., et Potvin, R. 1992. *Air quality monitoring studies in the Sudbury Area: 1978 to 1988*. Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Section de l'évaluation technique, région du Nord-Est, Toronto (Ontario). PIBS 1870 ISBN 0-7729-8724-6. Dans Gouvernement du Canada (Environnement Canada et Santé Canada). 1994.
- Doelman, P., et Haanstra, L. 1979. « Effect of lead on soil respiration and dehydrogenase activity ». *Soil Biol. Biochem.* **11** : 475–479.
- Doelman, P., et Haanstra, L. 1984. « Short-term and long-term effects of cadmium, chromium, copper, nickel, lead and zinc on soil microbial respiration in relation to abiotic soil factors ». *Plant Soil* **79**: 317–327.
- EC (Environnement Canada). 1994. *Canadian soil quality criteria for contaminated sites: Ecological effects: Lead*. Préparé pour le Programme national d'assainissement des lieux contaminés. Ébauche de rapport, septembre 1994.
- EC. 1995. *Toxicity testing of National Contaminated Sites Remediation Program priority substances for the development of soil quality criteria for contaminated sites*. Service de la conservation de l'environnement, Direction de l'évaluation et de l'interprétation, Division des recommandations, Ottawa. Document non publié.
- EC. 1999. *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols concernant le plomb*. Document scientifique complémentaire. Bureau national des recommandations et des normes, Direction de la qualité de l'environnement. Ottawa.
- EC. 2010. Programme Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) [données prépubliées du programme RNSPA sur une feuille de calcul Excel]. EC, données de surveillance de l'air, Ottawa (Ontario).

- ECCC (Environnement et Changement climatique Canada). 2018. Inventaire national des rejets de polluants (INRP), résultats de recherche pour le plomb.
- ECCC. 2020. *Rapport d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques du Canada*. <https://www.canada.ca/en/environnement-climate-change/services/air-pollution/publications/emissions-inventory-report-2020.html>.
- EFSA (European Food Safety Authority). 2013. « Scientific opinion on lead in food ». *EFSA Journal* **8**(4) : 1570–1717. (Version publiée le 22 mars 2013, qui remplace la version précédente du 20 avril 2010.)
- Ewers, U., et Schipkötter, H.W. 1991. « Lead ». Dans *Metals and their compounds in the environment: Occurrence, analysis and biological relevance*. Sous la direction de E. Merian. Verlagsgesellschaft, Weinheim, New York (New York). p. 971–1014.
- Finster, M.E., Gray, K.A., et Binns, H.J. 2004. « Lead levels of edibles grown in contaminated residential soils: A field survey ». *Sci. Total Environ.* **320**(2-3) : 245–257.
- Flegal, A.R., Smith, D.R., et Elia, R.W. 1990. « Lead contamination in food ». Dans *Food contamination from environmental sources*. Sous la direction de J.O. Nriagu et M.S. Simmons. John Wiley & Sons, Inc., New York (New York). p. 85–120.
- Fraser, S., Muckle, G., et Després, C. 2006. « The relationship between lead exposure, motor function and behaviour in Inuit preschool children ». *Neurotoxicol. Teratol.* **28**(1) : 18–27.
- Gouvernement du Canada. 2020. « Programme du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique ». <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/pollution-atmospherique/reseau-surveillance-donnees/programme-national-pollution-atmospherique.html>.
- Grunsky, E.C. 2010. *Geochemical background in soil and till from selected areas across Canada, including New Brunswick and the Maritime Provinces soil samples*. Commission géologique du Canada, d'après le dossier public 5048.
- Hassett, J.J., Miller, J.E., et Koeppe, D.E. 1976. « Interaction of lead and cadmium on maize root growth and uptake of lead and cadmium by roots ». *Environ. Pollut.* **11** : 297–302.
- Hemphill, C., Ruby, M., Beck, B., Davis, A., et Bergstrom, P. 1991. « The bioavailability of lead in mining wastes: Physical/chemical considerations ». *Chem. Speciation and Bioavailability* **3**(3-4) : 135–148.
- Hill, S.J. 1992. « Lead ». Dans *Hazardous metals in the environment*. Sous la direction de M. Stoeppler. Elsevier Science Publishers. p. 231–255.
- Hopkin, S.P., et Martin, M.H. 1984. « Assimilation of zinc, cadmium, lead and copper by the centipede *Lithobius variegatus* (chilopoda) ». *J. Appl. Ecol.* **21** : 535–546.
- Ireland, M.P. 1979. « Metal accumulation by earthworms *Lumbricus rubellus*, *Dendrobaena veneta*, and *Eiseniella tetraedra* living in heavy metal polluted sites ». *Environ. Pollut.* **19** : 201–207.
- Jaworski, J.F., Nriagu, J., Denny, P., Hart, B.T., Lasheen, M.R., Subramanian, V., et Wong, M.H. 1987. « Group report: Lead ». Dans *Lead, mercury, cadmium and arsenic in the environment*. Sous la direction de T.C. Hutchinson et K.M. Meema. John Wiley and Sons Ltd., Chichester, Royaume-Uni. p. 3–17.
- Jedrychowski, W., Perera, F.P., Jankowski, J., Mrozek-Budzyn, D., Mroz, E., Flak, E., Edwards, S., Skarupa, A., et Lisowska-Miszczuk, I. 2009. « Very low prenatal exposure to lead and mental development of children in infancy and early childhood: Krakow prospective cohort study ». *Neuroepidemiology* **32**(4) : 270–278.
- Jones, K.C., et Johnston, A.E. 1991. « Significance of atmospheric inputs of lead to grassland at one site in the United Kingdom since 1860 ». *Environ. Sci. Technol.* **25** : 1174–1178.
- Jusko, T.A., Henderson, C.R., Lanphear, B.P., Cory-Slechta, D.A., Parsons, P.J., et Canfield, R.L. 2008. « Blood lead concentrations < 10 µg/dL and child intelligence at 6 years of age ». *EHP* **116**(2) : 243–248.
- Kabata-Pendias, A. 2001. *Trace elements in soils and plants*. Troisième édition. CRC Press, Boca Raton (Floride).
- Kabata-Pendias, A., et Pendias, H. 1992. *Trace elements in soils and plants*. Deuxième édition. CRC Press, Londres, Royaume-Uni.
- Khan, D.H., et Frankland, B. 1984. « Cellulolytic activity and root biomass production in some metal-contaminated soils ». *Environ. Pollut. Ser. A* **33** : 63–74.
- Lanphear, B.P., Dietrich, K., Auinger, P., et Cox, C. 2000. « Cognitive deficits associated with blood lead concentrations <10 microg/dL in US children and adolescents ». *Public Health Rep.* **115**(6) : 521–529.
- 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., et Roberts, R. 2005. « Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: An international pooled analysis ». *EHP* **113**(7) : 894–899.

- Leita, L., et de Nobili, M. 1991. « Water-soluble fractions of heavy metals during composting of municipal solid waste ». *J. Environ. Qual.* **20**(1) : 73–78.
- Liang, C.N., et Tabatabai, M.A. 1978. « Effects of trace elements on nitrification in soils ». *J. Environ. Qual.* **7** : 291–293.
- Martien, P.M.J., et Hogervorst, R.F. 1993. « Metal accumulation in soil arthropods in relation to micro-nutrients ». *Environ. Pollut.* **79** : 181–189.
- Mayer, T., et Manning, P.G. 1990. « Inorganic contaminants in suspended solids from Hamilton Harbour ». *Journal of Great Lakes Research* **16**(2) : 299–318.
- McDonald, L.T., Rasmussen, P.E., Chénier, M., et Levesque, C. 2010. « Wipe sampling methodologies to assess exposures to lead and cadmium in urban Canadian homes ». *Proceedings of the Annual International Conference on Soils, Sediments, Water and Energy*. Manuscrit 1122.
- McDonald, L.T., Rasmussen, P.E., Chénier, M., et Levesque, C. 2011. « Extending wipe sampling methods to elements other than lead ». *J. Environ. Monit.* **13**(2) : 377–383. <http://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2011/em/c0em00440e/unauth>.
- MEO (ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario). 1992. *Air quality in Ontario: 1990*. Imprimeur de la Reine pour l'Ontario. ISSN 0840-9366, PIBS 1804-01/02, A86-A88. *Tel que cité dans* Environnement Canada et Santé Canada. 1994. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, Liste des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation : le nickel et ses composés*. Ministère des Approvisionnements et Services Canada, n° de catalogue En 40-215/43F.
- MEO. 1994. *Scientific criteria document for multimedia environmental standards development: Lead*. ISBN 0-7778-2529-5. Mars 1994.
- MEO (ministère de l'Environnement de l'Ontario). 1992. *Scientific criteria for multimedia environmental standards development: Lead*. MEO, Toronto (Ontario). Ébauche.
- MEO. 2011. « Drinking water surveillance program. Years 2000–2007 ». http://www.ene.gov.on.ca/environment/en/resources/collection/data_downloads/index.htm#DWSP.
- Miller, J., Hassett, J., et Koeppe, D.E. 1977. « Interactions of lead and cadmium on metal uptake and growth of corn plants ». *J. Environ. Qual.* **6**(1) : 18–20.
- Miranda, M.L., Kim, D., Galeano, M.A., Paul, C.J., Hull, A.P., et Morgan, S.P. 2007. « The relationship between early childhood blood lead levels and performance on end-of-grade tests ». *Environ. Health Perspect.* **115**(8) : 1242–1247.
- Muramoto, S., Nishizaki, H., et Aoyama, I. 1990. « The critical levels and the maximum metal uptake for wheat and rice plants when applying metal oxides to soil ». *J. Environ. Sci. Health* **B25**(2) : 273–280.
- Nakos, G. 1979. « Lead pollution: Fate of lead in the soil and its effect on *Pinus halepensis* ». *Plant Soil* **53** : 427–443.
- Needleman, H.L., et Gatsonis, C.A. 1990. « Low-level lead exposure and the IQ of children. A meta-analysis of modern studies ». *JAMA* **263**(5) : 673–678.
- Nelson, W.O., et Campbell, P.G.C. 1991. « The effects of acidification on the geochemistry of Al, Cd, Pb and Hg in freshwater environments: A literature review ». *Environ. Pollut.* **71**(2-4) : 91–130.
- NTP (National Toxicology Program). 2004. « Report on carcinogens, lead (CAS No. 7439-92-1) and lead compounds ». 11^e édition. NTP.
- O'Neil, M.J. (éditeur). 2001. *The Merck Index: An encyclopaedia of chemicals, drugs and biologicals*. 13^e édition. Merck and Co, Inc, Whitehouse Station (New Jersey).
- OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques). 1993. *Risk Reduction Monograph No. 1: Lead. Background and national experience with reducing risk*. Direction de l'environnement, Paris, France.
- OMS (Organisation mondiale de la Santé). 2010a. *Childhood lead poisoning*. Services de production de documents de l'OMS, Genève, Suisse. ISBN 978 92 4 150033 3. <https://www.who.int/publications/i/item/childhood-lead-poisoning>.
- OMS. 2010b. 73^e réunion sur les contaminants et les additifs alimentaires (arômes : cadmium et plomb), Genève, 8 au 17 juin 2010. Comité mixte d'experts de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) et de l'OMS sur les additifs alimentaires (JECFA). Genève, Suisse.
- OMS/JECFA (Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires). 2011. *WHO Food Additive Series: 64. Safety evaluation of certain food additives and contaminants*. Préparé par la 73^e réunion du JECFA. ISBN 978 924 166064 8.

- Osman, K., Pawlas, K., Schutz, A., Gazdzik, M., Sokal, J.A., et Vahter, M. 1999. « Lead exposure and hearing effects in children in Katowice, Poland ». *Environ. Res.* **80**(1) : 1–8.
- Pahlsson, A.B. 1989. « Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants ». *Water Air Soil Pollut.* **47** : 287–319.
- PISSC (Programme international sur la sécurité des substances chimiques). 1995. « Environmental Health Criteria 165. Inorganic lead ». Organisation mondiale de la Santé, PISSC, Genève, Suisse. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc165.htm#SectionNumber:1.3>.
- Programme des Nations Unies pour l'environnement. 2010. *Final review of scientific information on lead*. <https://www.unep.org/resources/report/final-review-scientific-information-lead>.
- Rasmussen, P.E., Dugandzic, R., Hassan, N., Murimboh, J., et Grégoire, D.C. 2006. « Challenges in quantifying airborne metal concentrations in residential environments ». *CSASS* **51**(1) : 2–8.
- Rasmussen, P.E., Beauchemin, S., Chénier, M., Levesque, C., MacLean, L.C.W., Maroo, L., Jones-Otazo, H., Petrovic, S., McDonald, L.T., et Gardner, H.D. 2011. « Canadian House Dust Study: Lead bioaccessibility and speciation ». *Environ. Sci. Technol.* **45**(11) : 4959–4965.
- Reimann, C., et de Caritat, P. 1998. *Chemical elements in the environment: Factsheets for the geochemist and environmental scientist*. Springer-Verlag, New York (New York).
- Rencz, A.N., Garrett, R.G., Adcock, S.W., et Bonham-Carter, G.F. 2006. « Geochemical background in soil and till ». Commission géologique du Canada, dossier public 5084.
- RNCAN (Ressources naturelles Canada). 2018. « Faits sur le plomb ». <https://www.rncan.gc.ca/nos-ressources-naturelles/mines-materiaux/faits-mineraux-metallurgie/faits-sur-le-plomb/20598>.
- Sannolo, N., Carelli, G., De Lorenzo, G., et Castellino, N. 1995a. « Environmental exposure ». Dans *Inorganic Lead Exposure: Metabolism and Intoxication*. Sous la direction de N. Castellino, P. Castellino et N. Sannolo. CRC Press Inc, Boca Raton (Floride). p. 83–111.
- Sannolo, N., Carelli, G., De Lorenzo, G., et Castellino, N. 1995b. « Sources, properties and fate of airborne lead ». Dans *Inorganic Lead Exposure: Metabolism and Intoxication*. Sous la direction de N. Castellino, P. Castellino et N. Sannolo. CRC Press Inc, Boca Raton (Floride). p. 53–77.
- SC (Santé Canada). 2013a. « Rapport final sur l'état des connaissances scientifiques concernant les effets du plomb sur la santé humaine ». Ottawa (Ontario). <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/contaminants-environnementaux/rapport-final-etat-connaissances-scientifiques-concernant-effets-plomb-sante-humaine.html>.
- SC. 2013b. *Deuxième rapport sur la biosurveillance humaine des substances chimiques de l'environnement au Canada : résultats de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé, cycle 2 (2009-2011)*. Avril 2013.
- SC. 2019. « Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – le plomb ». Bureau de la qualité de l'eau et de l'air. Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-plomb.html>.
- SCHL (Société canadienne d'hypothèques et de logement). 2009. *Le plomb dans les vieilles maisons*. https://publications.gc.ca/collections/collection_2011/schl-cmhc/nh18-24/NH18-24-62-2005-fra.pdf.
- Seiler, J.R., et Paganelli, D. 1987. « Photosynthesis and growth response of red spruce and loblolly pine to soil-applied lead and simulated acid rain ». *For. Sci.* **33**(3) : 668–675.
- Sheppard, S.C., et Evenden, W.G. 1988. « Critical compilation and review of plant/soil concentration ratios for uranium, thorium and lead ». *J. Environ. Radioactivity* **8**(3) : 255–285.
- Spurgeon, D.J., Hopkin, S.P., et Jones, D.T. 1994. « Effects of cadmium, copper, lead, and zinc on growth, reproduction and survival of the earthworm *Eisenia fetida* (Sav.): Assessing the environmental impact of point-source metal contamination in terrestrial ecosystems ». *Environ. Pollut.* **84** : 123–130.
- Stokes, P.M. 1989. « Lead in soils: Canadian case studies and perspectives ». In *Lead in soil: Issues and guidelines*. Sous la direction de B.E. Davies et B.G. Wixson. Actes d'une conférence tenue à Chapel Hill, en Caroline du Nord, États-Unis, du 9 au 11 mars 1988. *Environ. Geochem. Health* **9**(suppl.) : 7–25.
- 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., et Hu, H. 2006. « Longitudinal associations between blood lead concentrations lower than 10 microg/dL and neurobehavioral development in environmentally exposed children in Mexico City ». *Pediatrics* **118**(2) : e323–330.

- US FDA (Secrétariat américain aux produits alimentaires et pharmaceutiques). 2022. « Lead in Food, Foodwares, and Dietary Supplements ». Document web. <https://www.fda.gov/food/metals-and-your-food/lead-food-foodwares-and-dietary-supplements>.
- Van Straalen, N.M., et van Meerendonk, J.H. 1987. « Biological half-lives of lead in *Orchesella cincta* (L.) (Collembola) ». *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **38** : 213–219.
- Van Straalen, N.M., Burghouts, T.B.A., et Doornhof, M.J. 1985. « Dynamics of heavy metals in populations of Collembola in a contaminated pine forest soil ». *International Conference on Heavy Metals in the Environment*, Athens, 1985, vol. **1**. CEP Consultants, Édimbourg.
- Walton, A.P., Ebdon, L., et Millward, G.E. 1988. « Methylation of inorganic lead by Tamar Estuary (UK) sediments ». *Appl. Organomet. Chem.* **2** : 87–90.
- Wilke, B.-M. 1989. « Long-term effects of different inorganic pollutants on nitrogen transformations in a sandy cambisol ». *Biol. Fertil. Soils* **7** : 254–258.
- Wilson, R., et Richardson, G.M. 2013. « Lead (Pb) is now a non-threshold substance: How does this affect soil quality guidelines? ». *HERA* **109** : 1152–1171.

Comment citer ce document:

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2025. Recommandations canadiennes pour la qualité du sol visant la protection de l'environnement et de la santé humaine: Plomb. Dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, Manitoba.

Also available in English.

© Conseil canadien des ministres de l'environnement 2025

Extrait de publication n° 1300; ISBN : 1-896997-36-8