



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

**PLOMB
1999**

Ce feuillet d'information présente les recommandations canadiennes pour la qualité des sols concernant le plomb (Pb) en vue de la protection de l'environnement et de la santé humaine (tableau 1). Des documents scientifiques plus élaborés, soutenant les recommandations présentées ici, sont également disponibles (Environnement Canada, 1996; Santé Canada, 1996).

Information générale

Le plomb (CAS 7439-92-1) est un métal argenté brillant, malléable et dense qui ternit au contact de l'air et devient d'un gris bleuâtre terne. Le métal a un point de fusion relativement faible de 327,5 °C et un point d'ébullition

de 1740 °C. La solubilité du plomb métallique est très faible, alors que la solubilité des autres composés du plomb varie de très soluble à extrêmement insoluble (Environnement Canada, 1996). En milieux naturels, le plomb se rencontre rarement sous forme élémentaire (MEEQ, 1994), mais existe principalement sous forme d'ion divalent stable Pb(II) (CCMRE, 1987). Le plomb forme facilement des alliages avec d'autres métaux comme l'étain, l'antimoine, le cuivre et le zinc.

Les minerais primaires représentent plus de 95 % de la production minière de plomb. La production de plomb à partir des minerais est souvent associée à la production de zinc, puisque le plomb et le zinc se rencontrent fréquemment ensemble dans la nature. La tendance de consommation de plomb au niveau des pays occidentaux

Tableau 1. Recommandations pour la qualité des sols concernant le plomb (mg·kg⁻¹).

	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
Recommandation	70^a	140^a	260^a	600^a
RQS _{SH} Voie limitant la RQS _{SH}	140 Ingestion de sol	140 Ingestion de sol	260 Ingestion de sol	740 migration hors-site
RQS _{SH} provisoire Voie limitant la RQS _{SH} provisoire	NC ^b ND	NC ^b ND	NC ^b ND	NC ^b ND
RQS _E Voie limitant la RQS _E	70 Ingestion de sol et de nourriture	300 Contact avec le sol	600 Contact avec le sol	600 Contact avec le sol
RQS _E provisoire Voie limitant la RQS _E provisoire	NC ^c ND	NC ^c ND	NC ^c ND	NC ^c ND
Critères provisoires de qualité des sols (CCME, 1991)	375	500	1000	1000

Notes : NC = non calculée; ND = non déterminée; RQS_E = recommandation pour la qualité des sols : environnement; RQS_{SH} = recommandation pour la qualité des sols : santé humaine.

^aLes données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQS_{SH} et une RQS_E. C'est pourquoi la recommandation pour la qualité des sols est la valeur la plus faible des deux et représente une nouvelle recommandation entièrement intégrée pour cette utilisation du terrain, élaborée selon la procédure décrite dans le protocole connexe (CCME, 1996a). Le critère provisoire de qualité des sols correspondant (CCME, 1991) est remplacé par la recommandation pour la qualité des sols.

^bComme les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQS_{SH} pour cette utilisation du terrain, aucune RQS_{SH} provisoire n'est calculée.

^cComme les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQS_E pour cette utilisation du terrain, aucune RQS_E provisoire n'est calculée.

Les recommandations de ce feuillet d'information ne donnent qu'une orientation générale. Les conditions particulières à chaque lieu doivent être prises en considération dans l'utilisation de ces valeurs. Les recommandations peuvent être utilisées différemment selon les autorités concernées. Le lecteur est prié de consulter l'autorité appropriée avant d'appliquer ces valeurs.

est à la baisse, cependant, on attend à ce que la production canadienne de plomb continue à augmenter. En 1991, le Canada a fourni 5 % de la production mondiale de plomb raffiné (Environnement Canada, 1996). Au cours des années 1990, les mines canadiennes, situées surtout au Yukon, au Nouveau-Brunswick, en Colombie-Britannique et dans les Territoires du Nord-Ouest, ont produit en moyenne 243 kt par année (Keating, 1995).

Les consommations primaires et secondaires de plomb dans l'industrie canadienne, en 1991, étaient liées à la production de plomb antimonié, de batteries et d'oxydes de batteries, de plomb pour des usages chimiques, d'alliages de cuivre, d'alliages de plomb et de produits semi-finis comme des tuyaux, des feuilles, des trappes, des coudes et des blocs pour le calfeutrage et les munitions (OCDE, 1993; Keating et Wright, 1994; Keating, 1995; Environnement Canada, 1996). Le plomb et ses différents composés sont utilisés dans la production de pigments, dans la production de verre et de céramique, ainsi que dans les processus lithographiques. Le plomb est aussi associé aux engrais phosphatés. L'application de boues d'épuration sur les sols, les déchets animaux provenant de la production de bétail, les résidus de charbon, l'incinération des déchets municipaux, les eaux usées et les émissions d'automobiles contribuent tous à augmenter la quantité totale de plomb véhiculée dans les différents milieux (Nriagu et Pacyna, 1989).

Les sources naturelles telles que les volcans, les feux de forêt et le sel de mer sont responsables de la partie naturelle des émissions atmosphériques de métaux traces. Les sources biosynthétiques comme les hydrocarbures naturels autres que le méthane, les particules continentales et les émissions volatiles continentales contribuent aussi aux niveaux de fond totaux de plomb (Laube, 1995; Environnement Canada, 1996).

Les niveaux de fond de plomb total dans les sols canadiens ont été évalués par différents chercheurs et ont été mesurés dans des sols non contaminés, loin des filons de minerais. Nriagu (1978) suggère une moyenne de 12 mg·kg⁻¹ pour les sols canadiens, alors que McKeague et Wolynetz (1980) font mention d'une moyenne de 20 mg·kg⁻¹. Des niveaux de fond plus élevés ont été signalés pour les Basses Terres du Saint-Laurent (25 mg·kg⁻¹) et pour les régions des Appalaches et du Bouclier canadien (21 mg·kg⁻¹), alors que des niveaux plus faibles ont été notés dans les régions des Plaines intérieures (15 mg·kg⁻¹) et de la Cordillère (16 mg·kg⁻¹) (McKeague et Wolynetz, 1980).

La quantité de plomb total dans les sols agricoles dépend de la contribution de la roche mère et de l'apport anthropique au sol. Warren et coll. (1970) ont avancé que les sols agricoles canadiens normaux contiennent entre <1 et 12 mg Pb·kg⁻¹. Une étude portant sur 296 sols agricoles de l'Ontario a produit une moyenne de 46 mg Pb·kg⁻¹, avec un intervalle de 1,5 à 888 mg·kg⁻¹ (Frank et coll., 1976). Les sols dans les vergers avaient les concentrations de plomb les plus élevées (moyenne de 123 mg·kg⁻¹), en raison de l'utilisation de pesticides à base d'arséniate de plomb, alors que les autres sols cultivés avaient une moyenne de 14 mg Pb·kg⁻¹. Les niveaux de plomb dans les sols agricoles situés à proximité de villages en Alberta allaient de 2 à 28 mg·kg⁻¹, avec une moyenne de 9 mg·kg⁻¹ (J. Lutwick, 1993, Protection de l'environnement de l'Alberta, comm. pers.).

Les écosystèmes deviennent souvent contaminés dans les régions qui contiennent des fonderies de minerais. Hogan et Wooton (1984) ont observé des niveaux élevés de plomb dans le sol d'une forêt boréale située à <10 km d'une fonderie de cuivre-zinc au Manitoba. Les niveaux de plomb dans le sol demeuraient élevés jusqu'à 35 km de la cheminée source d'émission. Bisessar (1982) a signalé des concentrations de plomb atteignant 28 000 mg·kg⁻¹ dans les sols à proximité d'une fonderie secondaire de plomb et des concentrations de 703 mg·kg⁻¹ dans les sols situés à 1 km au sud de la fonderie.

Devenir dans l'environnement et comportement dans le sol

Le plomb peut constituer un danger pour l'environnement s'il se déplace dans le sol et contamine la nappe phréatique et les eaux de surface, ou s'il est transféré aux organismes vivants. Plusieurs facteurs affectent la mobilité et la biodisponibilité du plomb : le pH, la texture du sol (surtout la teneur en argile) et la teneur en matières organiques. Comme le plomb dissous dans l'eau des sols est normalement sous la forme de Pb²⁺, l'adsorption sur les sites d'échange cationique des argiles ou de la matière organique peut diminuer la mobilité et la disponibilité du plomb à court terme. L'érosion des sols par le vent ou l'eau est une voie importante par laquelle les sols contaminés au plomb peuvent migrer et contaminer le milieu environnant.

L'ajout de plomb dans les sols peut provenir de retombées atmosphériques, de déversements accidentels ou volontaires de déchets contenant du plomb, ou de

l'épandage de pesticides et d'engrais contenant du plomb. La solubilité et la mobilité initiale du plomb dans le sol dépendront du type de composé de plomb qui aura été ajouté au sol. Par exemple, les chlorures de plomb, les acétates de plomb et les nitrates de plomb sont très solubles et seront facilement lessivés des sols. Les oxydes de plomb, bien qu'ils soient moins solubles que les sels, sont encore plus solubles que certains composés du plomb qui se forment dans les sols. Le plomb métallique est relativement insoluble mais il peut être oxydé dans les sols pour former PbO, qui lui, peut être dissous ou transformé en un composé plus stable. Dans les sols aérobies, la désagrégation des composés de plomb très solubles résulte en la formation de composés plus stables comme le $Pb_3CO_3(OH)_2$ (Lindsay, 1979). Dans les sols anaérobies, la réduction de SO_4^{2-} en S^{2-} mène à la formation de sulfure de plomb (PbS), un composé très insoluble et non réactif. Même dans des déchets municipaux solides compostés, la solubilité du plomb diminue à mesure que le matériel vieillit et se stabilise (Leita et De Nobili, 1991).

Dans les sols, la solubilité du plomb semble être contrôlée par des composés relativement insolubles comme $PbCO_3$, $Pb(OH)_2$, $Pb_3(PO_4)_2$, ou $Pb_5(PO_4)_3OH$, qui ont une solubilité dépendante du pH. Ceci est contraire aux sels de plomb normalement utilisés dans les tests de toxicité, dont la solubilité ne dépend pas du pH (Santillan-Medrano et Jurinak, 1975). Par exemple, le $Pb(OH)_2$ maintiendrait une concentration de Pb^{2+} d'environ $300 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ en solution à un pH de 4,0, mais à un pH de 7,0, la concentration serait de seulement $0,0003 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$.

Il ne semble pas y avoir de preuves concluantes à savoir quelles formes de plomb sont disponibles au biote du sol. Les indications relatives aux effets des propriétés du sol comme le pH, la capacité d'échange de cations et la présence de ligands capables de lier le plomb (p. ex., PO_4 ou la matière organique) suggèrent que la quantité de métal libre (c.-à-d., Pb^{2+}) en solution est la fraction critique (Adriano, 1986; Kabata-Pendias et Pendias, 1992).

À l'opposé des sols non contaminés, la teneur en plomb des sols contaminés est généralement plus élevée dans les horizons de surface que plus profondément dans le profil du sol. Cette tendance est due en partie au dépôt de plomb provenant de l'atmosphère de même qu'à la capacité de ce métal à former des complexes forts avec la matière organique (Adriano, 1986). En présence d'acides organiques solubles, comme l'acide fulvique, le plomb peut être rendu mobile et être lessivé vers le bas dans le profil du sol. Bien qu'il ait été démontré que l'addition

de matière organique au sol diminue la disponibilité du plomb pour les plantes, la décomposition éventuelle des complexes organiques peut entraîner le rejet de plomb dans la solution du sol (Kabata-Pendias et Pendias, 1992).

En plus de l'impact qu'a la matière organique, il a été démontré que la manipulation du pH du sol par épandage de chaux ou d'engrais phosphatés diminue la quantité de plomb absorbée par les plantes (Adriano, 1986; Kabata-Pendias et Pendias, 1992).

Comportement et effets chez le biote

La plupart des études sur la toxicité du plomb pour les organismes du sol portent sur les formes solides du métal dans le sol et non sur les formes solubles du plomb, ce qui rend difficile la description d'une relation mécanique entre le plomb dans les sols et la toxicité. En général, l'ion libre Pb^{2+} peut réagir directement avec les membranes biologiques et avoir un effet toxique direct (Environnement Canada, 1996).

Processus microbiens des sols

Bhuiya et Cornfield (1974) ont observé que des doses uniques de $1000 \text{ mg Pb}\cdot\text{kg}^{-1}$ n'avaient aucun effet sur la nitrification à un pH de 6,0, mais qu'elles inhibaient la nitrification de 11 % et 9 % à des pH de 7,0 et de 7,7, respectivement.

L'application d'une dose unique d'acétate de plomb de $1036 \text{ mg Pb}\cdot\text{kg}^{-1}$ 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 $1000 \text{ mg Pb}\cdot\text{kg}^{-1}$ réduisait la dénitrification d'environ 15 %, alors qu'aucune réduction n'a été notée à $500 \text{ mg Pb}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Wilke (1989) observe que la nitrification n'était pas inhibée à des concentrations de 1000 et $4000 \text{ mg Pb}\cdot\text{kg}^{-1}$, mais plutôt, qu'elle augmentait de 12 % et 16 %, respectivement. La minéralisation de l'azote était réduite de 32 % et 44 % à ces mêmes concentrations respectivement.

La consommation d'oxygène a diminué de 16 à 17 % à $375 \text{ mg Pb}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans un sol sablonneux, mais elle n'a pas été affectée dans un sol argileux. Dans un sol sablonneux, la production de dioxyde de carbone fut réduite de 12 à 59 % en présence de 400 à

8000 mg Pb·kg⁻¹ de sol; dans un terreau sablonneux, elle le fut de 6 à 45 % en présence de 150 à 1000 mg Pb·kg⁻¹ de sol (Doelman et Haanstra, 1979, 1984).

Plantes terrestres

Le plomb est considéré comme un élément non essentiel pour les plantes, bien que certaines études ont démontré un effet de stimulation sur la croissance à de faibles concentrations (Nakos, 1979; Muramoto et coll., 1990; Balba et coll., 1991). En général, dans la plupart des études, des effets nocifs significatifs n'ont été observés chez les plantes qu'à des concentrations élevées de plomb (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 plantes exposées montrent généralement des taux de photosynthèse et de transpiration diminuant avec l'augmentation des concentrations de plomb. Bazzaz et coll. (1974) suggèrent 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, induisant 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 varient entre les espèces et à l'intérieur d'une même espèce et 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 les conditions de pH faible. Allinson et Dzialo (1981) ont noté que l'ivraie (*Lolium hybridum*) et l'avoine (*Avena sativa*) contenaient des concentrations de plomb significativement plus élevées, après trois mois de croissance, dans un sol à pH 4,5 que dans un sol à pH 6,4. Les FBC du plomb pour la plupart des plantes varient typiquement de 0,001 à 0,03 (Jones et Johnston, 1991). Le MEO (1992) a adopté un FBC sol-à-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⁻¹ et aucun effet à 100 mg Pb·kg⁻¹. Le poids sec des pousses de maïs a été réduit de 13 à 29 % à 125 mg Pb·kg⁻¹ 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⁻¹, alors qu'une concentration de 400 mg Pb·kg⁻¹ était nécessaire pour réduire de 20 % le rendement en poids sec du fenugrec (Dang et coll., 1990). Les biomasses racinaires de l'avoine et du blé étaient réduites en présence de 500 mg Pb·kg⁻¹ (Khan et Frankland, 1984).

Environnement Canada (1995) a rapporté des valeurs respectives de 421, 974, 833 et 1236 mg Pb·kg⁻¹ pour la CSEO, la CMEO, la CE₂₅, et la CE₅₀ relatives à l'émergence des semis de radis (*Raphanus sativa*). Pour l'émergence des semis de laitue (*Lactuca sativa*), les valeurs de CSEO, CMEO, CE₂₅ et CE₅₀ étaient de 416, 740, 667 et 876 mg Pb·kg⁻¹, 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⁻¹, alors qu'une réduction de 30 % de la photosynthèse fut observée à 271,1 mg Pb·kg⁻¹. D'autre part, le pin blanc montrait une réduction de taille et de poids sec des racines et des pousses à 1179 mg Pb·kg⁻¹ de sol, 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 les concentrations totales de plomb 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, indiquant qu'il n'y a pas de 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 tels que les coléoptères faucheurs et les coléoptères carabidés sont généralement plus susceptibles d'empoisonnement au plomb 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 la concentration de plomb 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 la quantité de plomb accumulée dans les arthropodes.

Tous les invertébrés ingèrent du plomb à partir du sol, mais ils n'assimilent que de faibles quantités nettes de plomb 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 au niveau de la paroi intestinale (Hopkin et Martin, 1984). La moitié de la charge corporelle de plomb dans le collembole *Orchesella cincta* se retrouve dans l'intestin, où la durée de demi-vie est <1 j (van Straalen et coll., 1985).

Environnement Canada (1995) a mesuré des valeurs de CL₂₅, CL₅₀ et CL₇₀ de 2067, 2500 et 3070 mg·kg⁻¹, respectivement, pour le ver de terre *Eisenia foetida* dans un sol artificiel. La CSEO a été établie à 1480 mg Pb·kg⁻¹.

Spurgeon et coll. (1994) ont mesuré des valeurs de DL₅₀, pour *E. foetida*, de 3760 à 4480 mg Pb·kg⁻¹ selon la période d'exposition. La production de cocon n'était pas affectée à 1810 mg Pb·kg⁻¹, mais elle était réduite de 50 % à 1940 mg Pb·kg⁻¹.

Animaux d'élevage et faune sauvage

Le plomb est une menace pour les mammifères et les oiseaux par maintes voies d'exposition. Les mammifères et les oiseaux inhalent directement le plomb atmosphérique ou ingèrent la matière particulaire déposée sur le sol ou sur les plantes. L'ingestion directe de sol et de poussière contaminés survient lorsque les herbivores et les oiseaux s'alimentent et font leur toilette. Les animaux lèchent les surfaces peintes et boivent de l'eau contaminée au plomb. La sauvagine et les rapaces absorbent des quantités substantielles de plombs de fusil et de pesées de pêche en cours d'alimentation. Les herbivores, les insectivores et les carnivores à tous les niveaux trophiques sont exposés au plomb en se nourrissant de végétation ou de proies contaminées au plomb.

L'empoisonnement au plomb a été observé chez plusieurs animaux, mais ses effets sont si divers qu'il est difficile d'associer la cause de la mort à l'arrêt de fonctionnement d'un organe spécifique (Beyer et coll., 1988; Humphreys, 1991). Les signes cliniques d'empoisonnement au plomb incluent des aberrations comportementales telles que des vocalisations, des

agressions, des pertes de mémoire, des spasmes musculaires, des convulsions, des pertes d'équilibre, de la déshydratation, de l'émaciation et une inclusion du tube digestif (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 porcelets âgés de 6 semaines de l'acétate de plomb dans l'eau à une concentration variant de 0 à 35,2 mg Pb·kg⁻¹ de masse corporelle. Aucun porc n'est mort, mais des signes cliniques d'empoisonnement au plomb (toux, peau rugueuse et apparence décharnée) ont été notés chez 2 des 3 porcelets traités à 35,2 mg Pb·kg⁻¹ de masse corporelle. Les taux de consommation de nourriture ou de gain de poids n'ont pas été affectés chez des agneaux mâles castrés soumis à l'acétate de plomb à 44,4 mg Pb·kg⁻¹ de masse corporelle par jour pendant 84 j (Fick et coll., 1976).

Lynch et coll. (1976) ont observé une réduction de poids de 13 % chez des veaux recevant 7,7 mg Pb·kg⁻¹ de masse corporelle par jour, alors qu'une réduction de seulement 6 % était observée chez des veaux exposés à 3,9 mg Pb·kg⁻¹ de masse corporelle par jour.

Une dose orale de poudre de plomb métallique mélangée à de l'huile de maïs a été administrée à une couvée de crécerelles d'Amérique (*Falco sparverius*) pendant les 10 premiers jours de leur vie (Hoffman et coll., 1985). Après 5 j, le taux de croissance et le gain de poids des oisillons exposés à 125 mg Pb·kg⁻¹ de masse corporelle par jour avaient diminué de 16 %. Au sixième jour, 40 % des oisillons soumis à 625 mg Pb·kg⁻¹ de masse corporelle par jour étaient morts.

Custer et coll. (1984) ont soumis des crécerelles d'Amérique à une ration alimentaire composée de plomb incorporé biologiquement pendant 60 j. À 28 mg Pb·kg⁻¹ de masse corporelle par jour, le plomb n'a eu aucun effet sur la survie ou le poids corporel des crécerelles et n'a pas modifié les décomptes d'hématocrites, d'hémoglobine ou d'érythrocytes dans le sang, tous des signes primaires de la toxicité du plomb.

Edens et Garlich (1983) ont ajouté de l'acétate de plomb à la moulée servie à des poules domestiques et à des cailles du Japon (*Coturnix coturnix japonica*). Après 5 semaines, les cailles montraient une diminution de 28 % de la production d'oeuf à 1,8 mg Pb·kg⁻¹ de masse corporelle par jour, alors qu'une réduction de 77 % a été notée pour les poules après 4 semaines à 26,1 mg Pb·kg⁻¹ de masse corporelle par jour.

Effets sur la santé des humains et des animaux de laboratoire

Pour la population générale, l'exposition au plomb se fait surtout par la nourriture, la fumée de cigarette et la poussière ou le sol qui provient de la nourriture (incluant les produits alimentaires à base d'eau) (Santé Canada, 1994). Une exposition plus forte peut survenir pour les gens demeurant près de sources ponctuelles de plomb telles que les fonderies de plomb, l'eau potable ou la nourriture contenant des concentrations de plomb plus élevées que la moyenne, ou pour les gens exposés à des sources non alimentaires comme l'encre, les éclats de peinture et le plâtre.

L'absorption du plomb par le corps peut se faire par inhalation, ingestion, contact dermique ou transfert par le placenta (Santé et Bien-être social Canada, 1992). Une fois que le plomb est absorbé, il entre soit dans un réservoir biologique à « roulement rapide » avec une répartition dans les tissus mous (sang, foie, poumons, rate, reins et moelle osseuse) ou dans un réservoir à « roulement lent » avec une répartition principalement dans le squelette (Rabinowitz et coll., 1976). Chez les adultes et les enfants, respectivement, environ 80 à 95 % et 73 % du plomb total du corps s'accumule dans le squelette (Barry, 1978; Alessio et Foa, 1983).

Le plomb est un poison cumulatif général, si bien que les foetus, les bébés, les enfants âgés de moins de 6 ans et les femmes enceintes (à cause du foetus) sont les plus susceptibles de subir ses effets nocifs. Le plomb peut affecter gravement le système nerveux central. Les signes apparents d'une intoxication aiguë incluent la lassitude, l'agitation, l'irritabilité, une courte durée de concentration, des maux de tête, des tremblements musculaires, des hallucinations et la perte de mémoire (ATSDR, 1993); l'encéphalopathie apparaît à des niveaux sanguins de plomb de 100 à 120 $\mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$ chez les adultes et de 80 à 100 $\mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$ chez les enfants (US EPA, 1986).

Le plomb agit sur le métabolisme en interférant avec l'activité de plusieurs des enzymes majeurs impliqués dans la biosynthèse de l'hème (USEPA, 1986). Comme l'hème est une composante de plusieurs hémoprotéines, il serait logique que des perturbations de sa biosynthèse résultent en une toxicité sur plusieurs organes; toutefois le seul symptôme clinique bien apparent est l'anémie (Moore, 1988), qui ne survient seulement qu'à des niveaux sanguins de plomb supérieurs à 40 $\mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$ chez les enfants (OMS, 1977). L'anémie résulte à la fois de l'inhibition induite par le plomb de la synthèse de l'hème

et de l'abrégement de la durée de vie des érythrocytes (Moore et coll., 1980). La CSEO est estimée à 50 $\mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$ chez les adultes et 40 $\mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$ chez les enfants pour les changements de concentration de l'hémoglobine dans le sang (Rosen et coll., 1974; OMS, 1977). Des changements dans les schémas de croissance chez des bébés âgés de <42 mois ont été attribués à l'accroissement continu des niveaux accrus de protoporphyrine érythrocyte malgré les niveaux sanguins élevés, menant initialement à un gain rapide de poids suivi d'un retard dans la croissance. Il a aussi été démontré que le plomb interfère avec le métabolisme du calcium, à la fois directement et en perturbant la production contrôlée par l'hème du 1,25-dihydroxycholécalférole, un précurseur de la vitamine D. Le système endocrine-vitamine D joue un rôle majeur dans le maintien de l'homéostasie extra et intracellulaire du calcium, dans le remaniement des os, dans l'absorption intestinale de minéraux, dans la différenciation cellulaire et dans la capacité immunorégulatrice.

Des signes de toxicité chronique du plomb, incluant la fatigue, l'insomnie, l'irritabilité, des maux de tête, des douleurs aux articulations et des symptômes gastro-intestinaux peuvent apparaître chez les adultes ayant des niveaux sanguins de plomb entre 50 et 80 $\mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$ (Hänninen et coll., 1979). Après 1 ou 2 ans d'exposition, une faiblesse musculaire, des symptômes gastro-intestinaux, des résultats plus faibles lors de tests psychométriques, des sautes d'humeur et des symptômes de neuropathie périphérique ont été observés, à des niveaux sanguins de plomb de 40 à 60 $\mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$ chez des populations exposées au plomb dans leur travail (Santé et Bien-être social Canada, 1992). Plusieurs observations démontrent que les systèmes nerveux central et périphérique sont les principales cibles de la toxicité du plomb. Une diminution significative de la vitesse maximale de conduction nerveuse motrice a été observée (Schwartz et coll., 1988). Le nerf auditif peut être une cible de la toxicité du plomb, réduisant l'acuité auditive chez les enfants (Robinson et coll., 1985).

Plusieurs études épidémiologiques ont été menées, mais les interprétations des résultats sont litigieuses. Des corrélations significatives ont été observées entre les niveaux de plomb (dans la dentine, le sang et le sang du cordon ombilical) et les performances intellectuelles et comportementales des enfants (les cotes d'intelligence, les capacités de lecture et de calcul et la délinquance juvénile). Des associations inconsistantes étaient fréquentes dans plusieurs des études, surtout celles sur l'exposition des foetus. Il semble que l'exposition prénatale peut avoir des effets précoces sur le

développement mental, mais que ces effets ne persistent pas après 4 ans, du moins selon les tests utilisés jusqu'à maintenant. Plusieurs études ont indiqué que les expositions généralement plus élevées des enfants dans le groupe d'âge de 18 à 36 mois peuvent être associées négativement au développement mental; toutefois, ces hypothèses ne sont pas confirmées dans d'autres études (Santé Canada, 1996).

La cancérogénicité du plomb chez les humains a été étudiée au cours de plusieurs études épidémiologiques menées sur des travailleurs exposés en milieu de travail (Santé et Bien-être social Canada, 1992). La preuve de la cancérogénicité du plomb chez les humains n'est pas concluante, à cause du nombre limité d'études, des cohortes trop petites induisant une faible efficacité statistique, et un manque de considération pour les variables confusionnelles. Le plomb a été classé dans le Groupe IIIB « possiblement cancérigène pour les humains » selon le système de classification élaboré par la Direction de l'hygiène du milieu de Santé Canada.

La preuve d'un effet du plomb sur le matériel génétique n'est pas claire, mais le poids de la preuve suggère que certains sels de plomb sont génotoxiques (Santé Canada, 1996).

Un certain nombre d'études ont été menées sur les effets tératogéniques du plomb et sur ses effets sur la reproduction. Le mauvais fonctionnement des gonades chez les hommes a été associé à des niveaux sanguins de plomb de 40 à 50 $\mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$, et il pourrait aussi y avoir un mauvais fonctionnement de l'appareil reproducteur des femmes exposées au plomb en milieu de travail. Un nombre accru d'avortements spontanés et un taux élevé de morts-nés ont été associés à l'intoxication au plomb chez les travailleuses de l'industrie du plomb. L'exposition au plomb de femmes enceintes augmente aussi le risque d'accouchements prématurés (Santé Canada, 1996).

La dose acceptable provisoire de 3,57 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ de masse corporelle par jour est recommandée par l'OMS (1993) pour tous les groupes d'âge pour l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols concernant le plomb en vue de la protection de la santé humaine.

Élaboration des recommandations

Les recommandations canadiennes pour la qualité des sols sont élaborées pour différentes utilisations des terrains selon la procédure décrite dans CCME (1996a) à partir de différents récepteurs et scénarios d'exposition

propres à chaque utilisation des terrains (tableau 1). Les élaborations détaillées des recommandations pour la qualité des sols concernant le plomb sont présentées dans Environnement Canada (1996) et Santé Canada (1996).

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

Les recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement (RQS_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 de 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 des cycles des nutriments et de l'énergie est effectuée. Pour les terrains à vocation industrielle, une vérification de la migration hors-site est aussi effectuée.

Pour toutes les utilisations de terrain, la valeur préliminaire relative au contact avec le sol (aussi appelée concentration seuil produisant un effet [CSE] ou plus faible concentration produisant un effet [PFCE], selon la vocation du terrain) est comparée à la vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie. Si la valeur résultant de la vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie est inférieure à la valeur préliminaire relative au contact avec le sol, la moyenne géométrique de ces valeurs est calculée comme recommandation pour la qualité des sols concernant le contact avec le sol. Si la valeur résultant de cette vérification est supérieure à la valeur préliminaire, cette dernière devient la recommandation liée au contact avec le sol.

Pour les terrains à vocation agricole, la valeur la plus faible entre la recommandation liée au contact avec le sol et la recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture est recommandée comme RQS_E.

Pour les terrains à vocation résidentielle/parc et à vocation commerciale, la recommandation liée au contact avec le sol devient la RQS_E.

Pour les terrains à vocation industrielle, la valeur la plus faible entre la recommandation liée au contact avec le sol et la vérification portant sur la migration hors-site est recommandée comme RQS_E.

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

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

L'élaboration des recommandations pour la qualité des sols en vue de la protection de la santé humaine (RQS_{SH}) face aux contaminants à seuil requiert une DJA pour le récepteur le plus sensible associé à une utilisation donnée du terrain. Pour le plomb, une DJA provisoire est utilisée à la place d'une DJA conventionnelle.

Le CCME recommande l'application de différents mécanismes de vérification, lorsque jugés pertinents, dans le but d'élargir le champ de protection. La valeur la plus faible obtenue lors de l'élaboration de la recommandation relative à l'ingestion de sol ou de toute autre vérification devient la RQS_{SH} .

Par conséquent pour le plomb, les recommandations relatives à l'ingestion de sol sont proposées comme RQS_{SH} pour les terrains à vocation agricole, résidentielle/parc et commerciale. Pour les terrains à vocation industrielle, la valeur de la vérification portant sur la migration hors-site est recommandée (tableau 2).

Recommandations pour la qualité des sols concernant le plomb

Pour toutes les catégories de terrain, la recommandation pour la qualité des sols concernant le plomb est la valeur la plus faible entre la RQS_{SH} et la RQS_E (tableau 1).

Comme il existe suffisamment de données pour calculer à la fois une RQS_{SH} et une RQS_E pour chaque utilisation de terrain, la recommandation pour la qualité des sols représente une recommandation nouvelle entièrement intégrée pour chaque utilisation de terrain, élaborée à partir du protocole sur les sols (CCME, 1996a). Les critères provisoires de qualité des sols (CCME, 1991) concernant le plomb sont remplacés par les recommandations pour la qualité des sols.

On trouvera dans le document du CCME (1996b) des conseils sur les modifications qui peuvent être apportées aux recommandations finales pour la qualité des sols lors de l'établissement d'objectifs particuliers à chaque site.

Références

- Adriano, D.C. 1986. Trace elements in the terrestrial environment. Springer-Verlag, New York.
- Alessio, L. et V. Foa. 1983. Lead, dans Human biological monitoring of industrial chemicals series, L. Alessio, A. Berlin, R. Roi et M. Boni, éd. Commission of the European Communities, Luxembourg.
- Allinson, D.W. et C. Dzialo. 1981. The influence of lead, cadmium and nickel on the growth of ryegrass and oats. *Plant Soil* 62:81–89.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1993. Toxicological profile for arsenic: Update. TP-92-02. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA.
- Balba, A.M., G. El Shibiny et S. El-Khatib. 1991. Effect of lead increments on the yield and lead content of tomato plants. *Water Air Soil Pollut.* 57/58:93–99.
- Barry, P.S.I. 1978. Distribution and storage of lead in human tissues, dans *The biogeochemistry of lead in the environment*, Partie B, J.O. Niagru, éd. Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam. (Cité dans *Santé et Bien-être social Canada* 1992.)
- Bazzaz, F.A., R.W. Carlson et G.L. Rolfe. 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.
- Bengtsson, G. et S. Rundgren. 1984. Ground-living invertebrates in metal polluted forest soils. *Ambio* 13:29–33.
- Beyer, W.N., J.W. Spann, L. Sileo et J.C. Franson. 1988. Lead poisoning in six captive avian species. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 17:121–130.
- Bhuiya, M.R.H. et A.H. Cornfield. 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.
- Bisessar, S. 1982. Effect of heavy metals on microorganisms in soils near a secondary lead smelter. *Water Air Soil Pollut.* 17:305–308.
- Bollag, J.-M. et W. Barabasz. 1979. Effect of heavy metals on the denitrification process in soil. *J. Environ. Qual.* 8:196–201.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés. CCME, Winnipeg.
- . 1996a. Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine. CCME, Winnipeg. [Un résumé du protocole figure au chapitre 7 des *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- . 1996b. Document d'orientation sur l'établissement d'objectifs particuliers à un terrain en vue d'améliorer la qualité du sol des lieux contaminés au Canada. CCME, Winnipeg. [Repris dans les *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, chapitre 7, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- CCMRE (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement). 1987. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux*. Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux. Ottawa. ON.
- Custer, T.W., J.C. Franson et O.H. Pattee. 1984. Tissue lead distribution and hematologic effects in American kestrels (*Falco sparverius* L.) fed biologically incorporated lead. *J. Wildl. Dis.* 20:39–43.
- Dang, Y.P., R. Chhabra et K.S. Verma. 1990. Effect of Cd, Ni, Pb and Zn on growth and chemical composition of onion and fenugreek. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 21(9&10):717–735.
- Doelman, P. et L. Haanstra. 1979. Effect of lead on soil respiration and dehydrogenase activity. *Soil Biol. Biochem.* 11:475–479.

Tableau 2. Recommandations pour la qualité des sols et résultats des calculs de vérification concernant le plomb ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Recommandation	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
	70 ^a	140 ^a	260 ^a	600 ^a
Recommandations pour la protection de la santé humaine/ résultats des calculs de vérification				
RQS _{SH}	140 ^b	140 ^b	260 ^b	740 ^b
Recommandation relative à l'ingestion de sol	140	140	260	8200
Vérification : inhalation de l'air intérieur	NC ^c	NC ^c	NC ^c	NC ^c
Vérification : migration hors-site	—	—	—	740
Vérification : nappe phréatique (eau potable)	NC ^d	NC ^d	NC ^d	NC ^d
Vérification : produits agricoles, viande et lait	NC ^e	NC ^e	—	—
RQS _{SH} provisoires	NC ^f	NC ^f	NC ^f	NC ^f
Voie limitant la RQS _{SH} provisoire	ND	ND	ND	ND
Recommandations pour la protection de l'environnement/résultats des calculs de vérification				
RQ _{SE}	70 ^g	300 ^h	600 ^h	600 ^h
Recommandation relative au contact avec le sol	300	300	600	600
Recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture	70	—	—	—
Vérification : cycles des nutriments et de l'énergie	723	723	834	834
Vérification : migration hors-site	—	—	—	2272
Vérification : nappe phréatique (vie aquatique)	NC ^d	NC ^d	NC ^d	NC ^d
RQ _{SE} provisoire	NC ⁱ	NC ⁱ	NC ⁱ	NC ⁱ
Voie limitant la RQ _{SE} provisoire	ND	ND	ND	ND
Critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991)	375	500	1000	1000

Notes : NC = non calculée; ND = non déterminée; RQ_{SE} = recommandation pour la qualité des sols : environnement; RQS_{SH} = recommandation pour la qualité des sols : santé humaine. Le tiret indique une recommandation ou un résultat des calculs de vérification qui ne fait pas partie du scénario d'exposition pour cette utilisation du terrain et qui, par conséquent, n'est pas calculé.

^aLes données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQS_{SH} et une RQ_{SE}. C'est pourquoi la recommandation pour la qualité des sols est la valeur la plus faible des deux et représente une nouvelle recommandation entièrement intégrée pour cette utilisation du terrain, élaborée selon la procédure décrite dans le protocole connexe (CCME, 1996a). Le critère provisoire de qualité des sols correspondant (CCME, 1991) est remplacé par la recommandation pour la qualité des sols.

^bLa RQS_{SH} est la valeur la plus faible entre les recommandations pour la protection de la santé humaine et les valeurs de vérification.

^cNe s'applique qu'aux composés organiques volatils et n'est pas calculée pour les contaminants métalliques.

^dS'applique aux composés organiques et n'est pas calculée pour les contaminants métalliques. Les préoccupations soulevées par les contaminants métalliques à un lieu donné seront examinées cas par cas.

^eS'applique aux composés organiques non polaires et n'est pas calculée pour les contaminants métalliques. Les préoccupations soulevées par les contaminants métalliques à un lieu donné seront examinées cas par cas.

^fComme les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQS_{SH} pour cette utilisation du terrain, aucune RQS_{SH} provisoire n'est calculée.

^gLa RQ_{SE} pour cette utilisation de terrain est fondée sur la recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture.

^hLa RQ_{SE} pour cette utilisation de terrain est fondée sur la recommandation relative au contact avec le sol.

ⁱComme les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQ_{SE} pour cette utilisation du terrain, aucune RQ_{SE} provisoire n'est calculée.

- . 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.
- Edens, F.W. et J.D. Garlich. 1983. Lead-induced egg production decrease in leghorn and Japanese quail hens. *Poult. Sci.* 62:1757–1763.
- Environnement Canada. 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. Inédit.
- . 1996. Canadian soil quality guidelines for lead: Environmental. Supporting document — Final draft. December 1996. Direction de la qualité de l'environnement et de la politique scientifique, Division des recommandations, Ottawa.
- Fick, K.R., C.B. Ammerman, S.M. Miller, C.F. Simpson et P.E. Loggins. 1976. Effect of dietary lead on performance, tissue mineral composition and lead absorption in sheep. *J. Anim. Sci.* 42:515–523.
- Frank, R., K. Ishida et P. Suda. 1976. Metals in agricultural soils of Ontario. *Can. J. Soil. Sci.* 56:181–196. (Cité dans Adriano 1986.)
- Hänninen, H., P. Mantere, S. Hernberg, A.M. Seppäläinen et B. Kock. 1979. Subjective symptoms in low-level exposure to lead. *Neurotoxicology* 1: 333.
- Hassett, J.J., J.E. Miller et D.E. Koeppe. 1976. Interaction of lead and cadmium on maize root growth and uptake of lead and cadmium by roots. *Environ. Pollut.* 11:297–302.
- Hoffman, D.J., J.C. Franson, O.H. Pattee, C.M. Bunck et A. Anderson. 1985. Survival, growth and accumulation of ingested lead in nestling American kestrels (*Falco sparverius*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 14:89–94.
- Hogan, G.D. et D.L. Wooton. 1984. Pollutant distribution and effects in forests adjacent to smelters. *J. Environ. Qual.* 13:377–382. (Cité dans Adriano 1986.)
- Hopkin, S.P. et M.H. Martin. 1984. Assimilation of zinc, cadmium, lead and copper by the centipede *Lithobius variegatus* (chilopoda). *J. Appl. Ecol.* 21:535–546.
- Humphreys, D.J. 1991. Effects of exposure to excessive quantities of lead on animals. *Br. Vet. J.* 147:18–30.
- Ireland, M.P. 1979. Metal accumulation by the earthworms *Lumbricus rubellus*, *Dendrobaena veneta*, and *Eiseniella tetraedra* living in heavy metal polluted sites. *Environ. Pollut.* 19:201–207.
- Jones, K.C. et A.E. Johnston. 1991. Significance of atmospheric inputs of lead to grassland at one site in the United Kingdom since 1860. *Environ. Sci. Technol.* 25:1174–1178.
- Kabata-Pendias, A. et H. Pendias. 1992. Trace elements in soils and plants. 2^e éd. CRC Press, Londres.
- Keating, J. 1995. Lead, dans Canadian minerals yearbook. Ressources naturelles Canada, Ottawa.
- Keating, J. et P. Wright. 1994. Lead, dans Canadian minerals yearbook: Review and outlook. Ressources naturelles Canada, Ottawa.
- Khan, D.H. et B. Frankland. 1984. Cellulolytic activity and root biomass production in some metal-contaminated soils. *Environ. Pollut. (Sér. A)* 33:63–74.
- Lassen, E.D. et W.B. Buck. 1979. Experimental lead toxicosis in swine. *Am. J. Vet. Res.* 40:1359–1364.
- Laube, V.M. 1995. A multimedia exposure analysis for lead in Canada. Préparé pour Santé Canada, Direction de l'hygiène du milieu, Section de l'air et des déchets, Ottawa.
- Leita, L. et M. De Nobili. 1991. Water-soluble fractions of heavy metals during composting of municipal solid waste. *J. Environ. Qual.* 20:73–78.
- Liang, C.N. et M.A. Tabatabai. 1978. Effects of trace elements on nitrification in soils. *J. Environ. Qual.* 7:291–293.
- Lindsay, W.L. 1979. Chemical equilibria in soils. John Wiley and Sons, New York.
- Lynch, G.P., D.F. Smith, M. Fisher, T.L. Pike et B.T. Weinland. 1976. Physiological responses of calves to cadmium and lead. *J. Anim. Sci.* 42:410–421.
- Ma, W.C. 1989. Effect of soil pollution with metallic lead pellets on lead bioaccumulation and organ/body weight alterations in small mammals. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 18:617–622.
- Macdonald, J.W., C.J. Randall, H.M. Ross, G.M. Moon et A.D. Ruthven. 1983. Lead poisoning in captive birds of prey. *Vet. Rec.* 113:65–66.
- Martien, P.M.J. et R.F. Hogervorst. 1993. Metal accumulation in soil arthropods in relation to micro-nutrients. *Environ. Pollut.* 79:181–189.
- McKeague, J.A. et M.S. Wolynetz. 1980. Background levels of minor elements in some Canadian soils. *Geoderma* 124:299–307.
- MEEQ (Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario). 1994. Scientific criteria document for multimedia environmental standards development: Lead. MEEQ, Toronto.
- MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). 1992. Scientific criteria for multimedia environmental standards development: Lead. MEO, Toronto. Ébauche.
- Miller, J., J. Hassett et D.E. Koeppe. 1977. Interactions of lead and cadmium on metal uptake and growth of corn plants. *J. Environ. Qual.* 6 (1):18–20.
- Moore, M.R. 1988. Haematological effects of lead. *Sci. Total Environ.* 71:419. (Cité dans Santé et Bien-être social Canada 1992.)
- Moore, M.R., P.A. Meredith et A. Goldberg. 1980. Lead and haem biosynthesis, dans *Lead toxicity*, R.L. Singhal et J.A. Thomas, éd. Urban and Schwarzenberg, Baltimore, MD. Cité dans Santé et Bien-être social Canada 1992.)
- Morgan, G.W., F.W. Edens, P. Thaxton et C.R. Parkhurst. 1975. Toxicity of dietary lead in Japanese quail. *Poult. Sci.* 54:1636–1642.
- Muramoto, S., H. Nishizaki et I. Aoyama. 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.
- Nriagu, J.O. 1978. Lead in soils, sediments and major rock types, dans *The biogeochemistry of lead in the environment*. Partie A, J.O. Nriagu, éd. Elsevier, Amsterdam. (Cité dans Adriano 1986.)
- Nriagu, J.O. et J. Pacyna. 1989. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 333:134–139.
- OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques). 1993. Lead. Background and national experience with reducing lead. Risk Reduction Monograph No. 1. Environmental Directorate, Paris.
- O'Halloran, J. et A.A. Myers. 1988. Lead poisoning in swans and sources of contamination in Ireland. *J. Zool. (Lond.)* 216:211–223.
- OMS (Organisation mondiale de la santé). 1977. Lead. Critère d'hygiène de l'environnement 3. Programme international sur la sécurité des substances chimiques, Genève.
- . 1993. Evaluation of certain food additives and contaminants. Forty-first report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Rapport technique de l'OMS, Série 837. Organisation mondiale de la santé, Genève.
- Pahlsson, A.B. 1989. Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants. *Water Air Soil Pollut.* 47:287–319.
- Rabinowitz, M.B., G.W. Wetherill et J.D. Kipple. 1976. Kinetic analysis of lead metabolism in healthy humans. *J. Clin. Invest.* 58:260.
- Robinson, G.S., S. Baumann, D. Kleinbaum, C. Barton, S.R. Schroeder, P. Mushak et D.A. Otto. 1985. Effects of low to moderate lead exposure on brainstem auditory evoked potentials in children. Environmental Health Document 3. Organisation mondiale de la Santé, Bureau régional pour l'Europe, Copenhagen.

- Rosen, J.F., C. Zarate-Salvador et E.E. Trinidad. 1974. Plasma lead levels in normal and lead-intoxicated children. *J. Pediatr.* 84:45.
- Santé Canada. 1994. L'évaluation du risque pour la santé humaine des substances d'intérêt prioritaire. En40-215/41F. Ottawa.
- . 1996. Canadian soil quality guidelines for inorganic lead: Human health effects. Direction de l'hygiène du milieu, Section de l'air et des déchets, Ottawa. Ébauche.
- Santé et Bien-être social Canada. 1992. Guidelines for Canadian drinking water quality – Supporting documentation. Direction de l'hygiène du milieu, Bureau des produits chimiques.
- Santillan-Medrano, J. et J.J. Jurinak. 1975. The chemistry of lead and cadmium in soil: Solid-phase formation. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 39:851–856.
- Schwartz, J., P.J. Landrigan, R.G. Feldman, E.K. Silbergeld, E.L. Baker et I.H. Van Lindern. 1988. Threshold effect in lead-induced peripheral neuropathy. *J. Pediatr.* 112:12.
- Seiler, J.R. et D. Paganelli. 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.
- Spurgeon, D.J., S.P. Hopkin et D.T. Jones. 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.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1986. Air quality criteria for lead, vol II. EPA/600/8-83/028bF. Environmental Criteria and Assessment Office, Research Triangle Park, NC. (Cité dans OCDE 1993.)
- Van Straalen, N.M. et J.H. van Meerendonk. 1987. Biological half-lives of lead in *Orchesella cincta* (L.) (Collembola). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 38:213–219.
- Van Straalen, N.M., T.B.A. Burghouts et M.J. Doornhof. 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, Edinburgh.
- Warren, H.V., R.E. Delavault et C.H. Cross. 1970. Base metal pollution in soils, dans Trace substances in environmental health — III, Proceedings of the University of Missouri's 3rd Annual Conference on Trace Substances in Environmental Health, D.D. Hemphill, éd. University of Missouri, Columbia, MO. (Cité dans Adriano 1986.)
- Wilke, B.-M. 1989. Long-term effects of different inorganic pollutants on nitrogen transformations in a sandy cambisol. *Biol. Fertil. Soils* 7:254–258.

Ce feuillet d'information a initialement été publié dans le document de travail intitulé « Recommandations canadiennes pour la qualité des sols » (Conseil canadien des ministres de l'environnement, mars 1997, Winnipeg). Il a été revu et édité avant d'être présenté ici.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine — plomb (1999), dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez contacter :

Environnement Canada
Division des recommandations et des normes
351, boul. St-Joseph
Hull (Québec) K1A 0H3
Téléphone : (819) 953-1550
Télécopieur : (819) 953-0461
Courrier électronique : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Adresse Internet : <http://www.ec.gc.ca>

Pour obtenir d'autres exemplaires de ce document, veuillez contacter :

Documents du CCME
a/s de Publications officielles du Manitoba
200, rue Vaughan
Winnipeg (Manitoba) R3C 1T5
Téléphone : (204) 945-4664
Télécopieur : (204) 945-7172
Courrier électronique : spccme@chc.gov.mb.ca