



Ce feuillet d'information présente les recommandations canadiennes pour la qualité des sols concernant le béryllium pour la protection de l'environnement et de la santé humaine (tableau 1). Un document scientifique complémentaire, soutenant les recommandations présentées ici, est également disponible (CCME 2015).

Information générale

Le béryllium (Be) (CAS 7440-41-7) est le premier élément du groupe des métaux alcalino-terreux, Il possède une valence de deux. Il appartient au groupe IIA de la classification périodique des éléments, et possède deux états d'oxydation communs, soit Be(0) et Be(+2). Le béryllium est le plus léger des éléments solides chimiquement stables. Il possède un numéro atomique de 4, une masse moléculaire de 9,01, une densité de 1,85 à 25°C, un point de fusion de 1278°C et un point d'ébullition de 2471°C. Le béryllium possède également une chaleur spécifique et une chaleur de fusion élevées, un rapport résistance/poids élevé et d'excellentes conductivités électriques et thermiques (ATSDR 2002; Haynes 2011; Newland 1982; Reeves 1986; Stonehouse et coll. 1992).

Des alliages de béryllium peuvent être formés avec les métaux suivants : Al, Cu, Ni, Co ou Fe (ATSDR 2002; Zorn et coll. 1988). La grande affinité du béryllium pour l'oxygène est l'une des

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

	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
Recommandation	4^a	4^a	8^a	8^a
RQS _{SH}	75	75	110	1100 ^b
Voie limitant la RQS _{SH}	Contact direct	Contact direct	Contact direct	Migration hors site 550 ^c Contact direct
RQS _{SH} provisoire	NC ^d	NC ^d	NC ^d	NC ^d
Voie limitant la RQS _{SH} provisoire	ND	ND	ND	ND
RQS _E	NC ^e	NC ^e	NC ^e	NC ^e
Voie limitant la RQS _E	ND	ND	ND	ND
RQS _E provisoire	NC ^e	NC ^e	NC ^e	NC ^e
Voie limitant la RQS _E provisoire	ND	ND	ND	ND
Critère provisoire de qualité des sols (CCME 1991)	4	4	8	8

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

^a Les données sont suffisantes et adéquates uniquement pour calculer une RQS_{SH}, laquelle est supérieure au critère provisoire de qualité des sols correspondant (CCME 1991). Par conséquent, le critère provisoire de qualité des sols a été retenu comme recommandation pour la qualité des sols pour cette utilisation de terrain.

^b RAC (à vie) 1×10^{-5}

^c RAC (à vie) 1×10^{-6}

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

^e Les données sont insuffisantes/inadéquates pour calculer une RQS_E ou une RQS_E provisoire pour cette utilisation de terrain (la dérivation des Recommandations pour la qualité des sols pour la protection de l'environnement pour le béryllium n'a pas été effectuée).

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.

propriétés chimiques qu'il a en commun avec l'aluminium et qui permet la formation de films superficiels stables d'oxyde de béryllium (BeO), ce qui assure une protection contre l'oxydation et une résistance élevée contre la corrosion, l'eau et les acides oxydants froids (Laul et Norman 2008).

Les substances organiques dans les sols se lient facilement au béryllium (Kabata-Pendias et Pendias 2000). Le béryllium se lie de façon covalente à ces substances organiques pour créer des organobérylliums incluant le $(\text{CH}_3)_2\text{Be}$ et de nombreux autres composés (WHO 2001). La liaison du Be(II) aux protéines est très spécifique et il ne se lie pas indistinctement aux macromolécules biologiques (Venugopal et Luckey 1978).

Le ^9Be est le seul isotope stable du béryllium et le béryllium naturel est constitué à 100% de cet isotope (Kabata-Pendias et Pendias 2000; Newland 1982; Stonehouse et coll. 1992). L'isotope stable ^9Be est un élément trace présent dans toutes les roches continentales qui est libéré par altération atmosphérique et acheminé vers l'océan principalement par les fleuves et les rivières (Frank et coll. 2009).

Le béryllium est un élément existant à l'état naturel. Il est présent dans de nombreuses matières, notamment le substratum rocheux, le charbon, le pétrole, le sol et la poussière volcanique. Le béryllium est présent dans les roches de la surface terrestre à une concentration variant de moins de 1 à 15 mg/kg. En raison de sa forte réactivité, le béryllium ne se trouve pas sous forme de métal libre dans la nature (ATSDR 2002).

D'un total de plus de 100 minéraux contenant du béryllium actuellement connus, uniquement deux possèdent une importance commerciale, soit le béryl ($3\text{BeO}\cdot\text{Al}_2\text{O}_3\cdot 6\text{SiO}_2$) et la bertrandite ($4\text{BeO}\cdot 2\text{SiO}_2\cdot \text{H}_2\text{O}$) (ATSDR 2002; Jaskula 2009).

La majorité du béryllium du monde se trouve dans le feldspath plagioclase. Toutefois, les pyroxènes, le mica et les minéraux argileux contiennent des quantités appréciables de cet élément (Griffitts et Skilleter 1990). En moyenne, les roches et les minéraux communs contiennent de <1 ppm à environ 10 ppm de béryllium, alors que le minerai peut contenir plusieurs milliers de ppm (Fishbein 1981). La concentration de béryllium dans le charbon canadien varie de 0,8 à 1,2 mg/kg. (Goodarzi 2002). Le mazout contient approximativement 0,08 ppm de béryllium (Fishbein 1981).

Le béryllium est présent à de faibles niveaux géologiques au Canada, principalement dans le nord de la Colombie-Britannique et dans les Territoires du Nord-Ouest (CAREX 2011). Le béryllium au Canada est réparti en deux grandes catégories de gisements. La principale catégorie comprend les pegmatites présentes dans des veines de quartz pegmatitiques et de haute température et de manière disséminée dans le granite. L'autre catégorie comprend la présence d'helvite et de danalite dans les gisements métamorphiques de contact ou de skarns minéralisés (Mulligan 1960).

Un certain nombre de gisements canadiens de béryllium ont été explorés et analysés en vue d'une éventuelle production commerciale (IARC 1993); cependant les niveaux de production de béryllium au Canada n'étaient pas disponibles lors de la rédaction du présent document. Il existe peu de documents concernant l'extraction et l'exploitation commerciales du béryllium au Canada (Buffa 1994 pers. com.; EMRC 1990; Holliday et coll. 1987; Soja et Sabin 1986).

En 2008, le Canada a importé 58 kg de béryllium des États-Unis, et exporté 3485 kg en 2010 sous forme d'alliages bruts, de déchets et de débris ou de poudres (UN 2010). La valeur des exportations de béryllium a connu une diminution marquée (-31,6%) (CMY 2007).

Le béryllium est surtout utilisé dans des alliages métalliques qui représentent plus de 70 % de la consommation mondiale. Les propriétés bénéfiques des alliages de béryllium les ont rendus populaires dans des produits comme les ordinateurs, les téléphones mobiles, les connecteurs/relais électriques, les pièces de moteurs d'avion, les boîtiers de câbles sous-marins, les applications dentaires et les composantes des interrupteurs résistant à la corrosion. Le béryllium est également utilisé dans des produits comme les bâtons de golf et les bijoux (Henneberger et coll. 2004; Luttrell 2008). Il est aussi utilisé dans la fabrication de ressorts, d'engrenages et d'autres composantes de machinerie requérant un certain degré d'élasticité. Parmi les autres utilisations courantes, mentionnons la fabrication de pompes à essence utilisant un alliage de cuivre et de béryllium (bronze au béryllium) qui ne provoque pas d'étincelles lorsqu'il est cogné contre d'autres métaux ou qui ne produit pas d'électricité statique (Mineral Information Institute 2010).

Au Canada, le métal est utilisé dans la recherche et la fabrication de caméras spécialisées, de revêtements thermiques, de pièces de fusées, de pièces de satellites, d'écrans thermiques, d'ensembles gyroscopiques pour systèmes de navigation inertielle, de tubes à rayons X, de boucliers réfléchissants dans les réacteurs de recherche, d'instruments optiques, de pièces de freins d'avions, d'équipement audio haut de gamme et de barres de combustible pour les réacteurs nucléaires CANDU (Bertolini 1989; Greenstock et Gentner 1990; Hoover 2005; OML 2005).

Presque toutes les industries (*p.ex.*, les centrales électriques, les installations industrielles et de chauffage, la combustion d'essence, les fonderies de métaux non-ferreux, le fonctionnement des fours dans les usines de ciment et l'incinération des ordures ménagères) émettent des métaux lourds dans les écosystèmes atmosphériques, aquatiques et terrestres par l'entremise de procédés à haute température (Wilson et coll. 1998). En 1970, les émissions canadiennes de béryllium provenant de la combustion du charbon, du coke et du pétrole lourd étaient estimées à $7,1 \times 10^3$ kg (EC 1974). Des émissions accrues provenant de la combustion de combustibles fossiles ont été projetées à la suite de l'augmentation attendue de l'utilisation de ces combustibles pour la production d'électricité et le chauffage (Fishbein 1981). Le béryllium n'est pas inclus dans l'inventaire national des rejets de polluants (EC 2014). Il n'existe pas de données récentes au sujet des émissions.

La concentration moyenne de béryllium dans l'air ambiant est de $0,013 \text{ ng/m}^3$ (moyenne arithmétique, écart-type = $0,011$, $n=3054$, plage = $0-0,087 \text{ ng/m}^3$) (HC 2011). Cette moyenne est basée sur les données du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (fractions de $\text{PM}_{2.5}$ analysées par spectromètre de masse ICP-MS après digestion à l'acide) recueillies en milieux urbains et ruraux de 2003 à 2009 en Colombie-Britannique, en Ontario, au Québec et au Nouveau-Brunswick. Il n'existe pas de données analysées par spectromètre de masse ICP-MS pour les autres provinces et territoires. 95 % des données étaient inférieures à la limite de détection (LD), mais pour établir la concentration de béryllium dans l'air ambiant, on présume que seulement 53% d'entre elles étaient égales à la moitié de la limite de détection (certaines données n'étaient pas spécifiquement notées comme étant inférieures à la LD, et par conséquent n'ont pas été converties en $\frac{1}{2}$ LD).

Les concentrations de béryllium dans les échantillons d'air intérieur ($n=47$) recueillis dans le cadre de l'Étude sur la qualité de l'air à Windsor étaient toutes inférieures à la limite de détection de $0,25 \text{ ng/m}^3$ (Bell et coll. 1994).

Un profil multiéléments de la poussière de maison par rapport à la poussière extérieure et aux sols a été réalisé à Ottawa en Ontario, un centre urbain possédant un faible nombre d'industries lourdes

(Rasmussen et coll. 2001). Des échantillons aléatoires de poussière de maison, de poussière de rue et de sol de jardin (dans un rayon de 15 m de chaque résidence) ont été recueillis dans 10 zones d'Ottawa. La teneur métallique a été établie à l'aide d'un spectromètre de masse ICP-MS. La limite de détection du béryllium était de 0,02 mg/kg. Dans la poussière de maison (n=48), les concentrations de béryllium s'échelonnaient de 0,28 à 1,00 mg/kg avec une moyenne de 0,56 mg/kg (poids sec) (Rasmussen et coll. 2001). Aucune valeur inférieure à la limite de détection n'a été notée.

Bien que les concentrations de béryllium dans le sol à l'échelle du Canada varient en fonctions des apports géologiques et anthropiques, une concentration de fond du sol unique est requise pour élaborer des recommandations pour la qualité des sols pour l'ensemble du Canada. Les données provenant des études géologiques menées par la Commission géologique du Canada et le ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick ont servi à élaborer la répartition de la concentration du béryllium dans le sol canadien (HC 2011). Sur la base de ces données, la concentration moyenne de béryllium dans le sol a été établie à 0,75 mg/kg (moyenne arithmétique, écart-type = 0,99, n=9876, plage = 0,25-16 mg/kg) (HC 2011). Cette teneur est basée sur les données obtenues à partir d'échantillons de till (<63 µm) analysés par spectromètre d'absorption atomique ou spectromètre d'émission atomique ICP-SEA après digestion à l'eau régale (digestion partielle avec HCl et HNO₃). Pour le calcul de la concentration de béryllium dans le sol, 66,8% des données étaient < LD et présumées égales à ½ LD. Les données sont représentatives du till et non de la couche de sol importante pour la santé publique (du sol de surface).

Des données relatives à l'eau de surface étaient disponibles pour les rivières, les ruisseaux et les lacs de la Colombie-Britannique, de l'Alberta, de la Saskatchewan, du Manitoba, de l'Ontario et de Terre-Neuve et le Labrador. Dans la majorité des échantillons prélevés, les concentrations totales de béryllium dans les eaux de surface étaient inférieures aux limites analytiques de détection. Les limites de détection rapportées variaient d'une province à l'autre, mais peuvent être utilisées pour représenter les concentrations de béryllium dans les eaux de surface de la Colombie-Britannique (LD=0,05 µg/L), de l'Alberta (LD=0,2 µg/L), de la Saskatchewan et du Manitoba (LD=1 µg/L) et de l'Ontario (LD=0,1 µg/L) (Anderson 2004 comm. pers.; Boyd 2004 comm. pers.; Cheung 2004 comm. pers.; Regnier et Ryan 1998; Yee 2004 comm. pers.).

La concentration de fond de béryllium dans l'eau potable canadienne est estimée à 0,04 µg/L (moyenne arithmétique, écart-type = 0,07, n=3841) sur la base de données provenant du ministère de l'Environnement de l'Ontario (1998-2007) et du ministère de l'Environnement de la Saskatchewan (2000-2009) (HC 2011). Pour le calcul de la concentration de béryllium dans l'eau potable, 91 % des données étaient < LD et présumées égales à ½ LD. Les données des autres provinces n'étaient pas disponibles pour être incluses dans l'estimation de la valeur de fond nationale.

La direction des aliments de Santé Canada a fourni des estimations de doses journalières admissibles (DJA) de béryllium dans les aliments consommés par les Canadiens provenant de l'Étude sur l'alimentation totale de Santé Canada (SC EAT) (Dabeka et coll. 2010). Les taux d'absorption ont été fournis pour différents groupes d'âge de 2000 à 2007 (inclusivement), comme présenté ci-dessous.

(µg/kg-j)	0 à 6 mois	7 mois à 4 ans	5 à 11 ans	12 à 19 ans	20 ans+
	H et F	H et F	H et F	H et F	H et F
Moyenne arithmétique	0,059	0,042	0,028	0,018	0,016
Écart-type	0,077	0,052	0,035	0,021	0,019

H et F - mâle et femelle, m – mois, y - ans

Basé sur des études autrichiennes (Krachler et coll. 1998; 1999) et une étude émiratie (Abdulrazzaq et coll. 2008), la concentration moyenne de béryllium dans le lait maternel humain était de 0,13 µg/L (moyenne arithmétique, écart-type = 0,30, n=287) (HC 2011). Cette concentration comprend le lait maternel humain à divers stades. Aucune donnée rapportée était < LD.

Devenir dans l'environnement et comportement dans le sol

La majorité du béryllium libéré dans l'atmosphère provient de processus thermiques, par conséquent le béryllium semble être principalement présent sous forme de BeO (ATSDR 2002; Fishbein 1981; WHO 1990). On ne sait pas si le BeO réagit avec les oxydes d'azote ou de soufre pour produire du sulfate de béryllium ou du nitrate de béryllium. La conversion du béryllium avec ces composés hydrosolubles pourrait favoriser les dépôts humides et son élimination de l'atmosphère (WHO 2001). Le béryllium semble être principalement associé à des fractions organiques, ce qui suggère qu'il serait libéré en petites particules probablement sous forme d'oxydes réfractaires à haute résistance pyroscopique (Skilleter 1987). Les études sur les émissions de cheminée ont montré que le béryllium est lié à la petite fraction particulaire des émissions (Gladney et Owens 1976). Plus précisément, le béryllium se lie aux particules inférieures à 1 µm avec un temps de dépôt de 10 jours (US EPA 1987). Les études sur les charges particulaires ont démontré que le béryllium se dépose sur des matières particulaires de plus de 0,3 µm dans l'ensemble des États-Unis (Chambers et coll. 1955).

Les dépôts atmosphériques de béryllium n'ont pas été mesurés en soi (US EPA 1987) bien que Meehan et Smythe (1967) aient trouvé des concentrations de béryllium oscillant entre 0,05 et 0,08 µg/L dans des eaux pluviales australiennes. En supposant que le taux de dépôt sous forme d'aérosol est fonction de la taille des particules, de la vitesse du vent et de la rugosité de la surface, Kwapulinski et Pastuszka (1983) ont calculé que le dépôt se produit probablement de manière similaire à celui d'autres métaux et particules de taille comparable (US EPA 1987).

La plus grande partie du béryllium atmosphérique étant le résultat de la combustion, les dépôts sur les eaux de surface se font fort probablement sous forme de BeO insoluble qui demeurera sous cette forme dans les eaux possédant des caractéristiques environnementales de pH normales (Callahan et coll. 1979; US EPA 1987). Toutefois, le béryllium peut se déposer sous forme de sel soluble, qui peut être hydrolysé pour former de l'hydroxyde de béryllium possédant une solubilité limitée dans la gamme de pH des eaux naturelles (c.-à-d., les aquifères, les lacs et les rivières), ou se complexer avec des ions hydroxydes (Callahan et coll. 1979; WHO 1990). Cependant, cette dernière réaction se

produit généralement à des valeurs de pH plus élevées que celles trouvées normalement dans les eaux naturelles, et même lorsque des concentrations élevées d'agents complexants sont présentes (c.-à-d. dans les cours d'eau pollués) on y trouve peu de béryllium dissout (Callahan et coll. 1979).

Le béryllium est présent dans les sols principalement sous forme de $(\text{BeO}_2)^{2-}$, $(\text{Be}_2\text{O}_3)^{2-}$, $(\text{BeO}_4)^{6-}$ ou $(\text{Be}_2\text{O})^{2+}$, et dans les sols calcaires sous forme d'anions complexes de $\text{Be}(\text{OH})\text{CO}_3^-$ et de $\text{Be}(\text{CO}_3)_2^{2-}$ (Kabata-Pendias et Pendias 2000; Kabata-Pendias 2011). La chimie du béryllium dans les sols est présumée semblable à celle de l'aluminium (Fishbein 1981). À faible pH, le béryllium sera fort probablement adsorbé fortement sur les surfaces argileuses en déplaçant des cations divalents qui partagent des sites communs de sorption (Fishbein 1981). À pH élevé, le béryllium peut demeurer précipité dans des complexes insolubles ou former des complexes d'hydroxyde polynucléaires solubles (Callahan et coll. 1979).

Le béryllium forme facilement des complexes avec des composés organiques comme les substances humiques et des accumulations dans les couches organiques du sol ont été signalées (ATSDR 2002; Kabata-Pendias et Pendias 2000; Newland 1982). La majorité du béryllium dans le sol demeure liée au sol et ne se dissout pas dans l'eau; par conséquent, la migration en subsurface et dans l'eau souterraine est peu probable (Irwin 1997). Cependant, les distributions dans certains profils de sols montrent une accumulation de béryllium dans les couches du sous-sol, indiquant une possible lixiviation (Anderson et coll. 1990; Asami et Fukazawa 1985; Kabata-Pendias 2011). Les sels de béryllium (*p.ex.*, le BeCl_2 et le BeSO_4) sont facilement solubles et peuvent par conséquent être potentiellement toxiques pour les plantes (Kabata-Pendias 2011).

Comportement et effets dans le biote

Cet exercice de révision n'inclut pas la collecte de données d'écotoxicité terrestre ou le développement de recommandations pour la qualité des sols pour la protection de l'environnement. La présente révision est axée seulement sur les effets pour la santé humaine. La section suivante présente une brève description des études écotoxicologiques pertinentes.

Plantes terrestres

Certaines espèces de plantes de la famille des crucifères et des légumineuses peuvent accumuler de grandes quantités de béryllium (Kabata-Pendias et Pendias 1992). Le caryer, un excellent accumulateur, peut contenir jusqu'à $1 \mu\text{g Be/g}$ en poids sec (Newland 1982). Les facteurs de bioconcentration du béryllium dans les plantes aquatiques, les animaux et les poissons sont inférieurs à 1000 (Byrne et DeLeon 1986; Callahan et coll. 1979,). Le béryllium ne se bioaccumule pas dans les plantes aquatiques et les espèces animales (ATSDR 2002).

Un coefficient de transfert plante/sol variant de 0,01 à 0,1 (selon les espèces végétales et les propriétés du sol) a été estimé pour le béryllium (WHO 2001). Il existe peu de preuve de translocation du béryllium provenant des racines vers d'autres parties de la plante (ATSDR 2002; WHO 2001).

Il n'y a aucune preuve de bioaccumulation ou de bioamplification importante du béryllium dans les chaînes alimentaires (ATSDR 2002; Fishbein 1981; WHO 2001).

Bétail et faune sauvage

Les études portant sur les animaux de laboratoire sont traitées dans la section suivante.

Effets sur la santé des humains et des animaux de laboratoire

Les risques de cancer et les effets autres que le cancer sont importants dans l'évaluation toxicologique du béryllium. Le CIRC (1993) a classé le béryllium et les composés de béryllium comme « cancérogène pour les humains » (Groupe 1) en s'appuyant sur des preuves de cancérogénicité à la suite d'exposition par inhalation chez les humains et les animaux. L'US EPA (1998) a classé le béryllium comme un cancérogène probable pour l'humain (B1) à la suite d'exposition par inhalation sur la base de preuves suffisantes chez les animaux et de preuve limitée chez les humains.

Le béryllium et les composés de béryllium sont très peu absorbés après une exposition par voie orale. La plupart des données indiquent que les composés de béryllium ingérés passent à travers le tractus gastro-intestinal sans être absorbés et qu'ils sont éliminés dans les matières fécales. Les composés de béryllium solubles peuvent précipiter sous forme de phosphate de béryllium dans l'intestin, où le pH est plus élevé (Reeves 1965).

Le dépôt et l'élimination de particules de béryllium inhalées dépendent de la dose, de la taille des particules et de leur solubilité (Henneberger et coll. 2004; Kolanz 2001; Muller et coll. 2010; Stefaniak et coll. 2007). De petites quantités de composés de béryllium solubles sont absorbées dans le sang, tandis que les composés de béryllium insolubles peuvent être retenus dans les poumons pour de longues périodes de temps (Léonard et Lauwerys 1987).

Peu d'études démontrent l'absorption de béryllium par voie cutanée. Belman (1969) a démontré que le béryllium peut être lié à la phosphatase alcaline et aux acides nucléiques dans la peau, ce qui entraîne une faible absorption cutanée. La taille des particules peut être un facteur important dans le cas de l'absorption cutanée. Tinkle et coll. (2003) ont démontré que des particules relativement insolubles de <1 µm pouvaient être absorbées par la peau.

Lorsque le béryllium est absorbé dans la circulation systémique, il est principalement distribué dans le squelette (Finch et coll. 1990; Morgareidge et coll. 1977; Reeves 1965) et le foie, les ganglions lymphatiques trachéobronchiques et d'autres tissus mous (ATSDR 2002; Muller et coll. 2010; NAP 2007). La distribution et l'absorption du béryllium sont également affectées par la température de calcination, une plus grande quantité de béryllium étant transportée vers le squelette et le foie et conservée dans les poumons après une exposition à de l'oxyde de béryllium préparé à 500°C qu'à 1000°C (Finch et coll. 1990). La solubilité de l'oxyde de béryllium diminue proportionnellement à l'augmentation de la température de calcination (ATSDR 2002).

Krachler et coll. (1999) ont étudié le transfert du béryllium du placenta vers le lait maternel. Les concentrations de béryllium dans le sérum du cordon ombilical et le colostrum étaient plus élevées que dans le sérum maternel. Bencko et coll. (1979) ont démontré la capacité du béryllium de traverser le placenta lors d'une étude avec le chlorure de béryllium administré par voie intraveineuse à des souris, bien que le taux d'absorption fœtale était faible.

Le béryllium et ses composés ne peuvent se biotransformer dans le corps, mais les sels de béryllium solubles peuvent être partiellement convertis en formes plus insolubles dans les poumons ou en phosphate de béryllium dans le tractus gastro-intestinal (Reeves 1965). Les composés insolubles de béryllium peuvent être ionisés par des myéloperoxidases lorsqu'ils sont absorbés par des phagocytes (ATSDR 2002; US EPA 1998; WHO 2001).

La plus grande partie du béryllium inhalé ou absorbé oralement qui pénètre dans le tractus gastro-intestinal par le mécanisme de clairance mucociliaire n'est pas absorbé et est rejeté par les matières fécales (NAP 2007). Le béryllium absorbé est principalement éliminé dans l'urine (ATSDR 2002; US EPA 1998; WHO 2001).

La DL₅₀ (dose létale pour atteindre un taux de mortalité de 50 %) orale varie selon les différences de solubilité et le potentiel de formation de phosphate de béryllium dans le tractus gastro-intestinal. L'ATSDR (2002) a noté des DL₅₀ orales pour les composés de béryllium solubles, notamment le sulfate de béryllium (120 mg Be/kg chez les rats et 140 mg Be/kg chez les souris) et le chlorure de béryllium (200 mg Be/kg chez les rats). Dans une étude récente portant sur le béryllium métallique chez les rats, une dose orale par gavage de 2000 mg Be/kg n'a entraîné aucun signe de toxicité (Strupp 2011). Cela est semble-t-il dû à la faible solubilité du béryllium métallique.

Le tractus gastro-intestinal semble être la cible la plus sensible à l'exposition au béryllium. Dans une étude sur la toxicité chronique menée par Morgareidge et coll. (1976 dans US EPA 1998; 2008), des chiens Beagle mâles et femelles (5/sexe/groupe de dose) ont été nourris avec un régime contenant 1, 5, 50 ou 500 ppm de béryllium, sous forme de sulfate de béryllium pour un maximum de 172 semaines. Les chiens exposés à 500 ppm avaient d'importantes lésions ulcéreuses et inflammatoires au niveau de l'intestin grêle, de l'estomac et du gros intestin. De l'hypoplasie de moelle osseuse a également été observée dans le groupe recevant la dose la plus élevée. Dans le groupe recevant la dose de 50 ppm, deux chiens présentaient des lésions gastro-intestinales similaires, mais de moindres gravités.

La majorité de l'information concernant les effets nocifs chez les humains par voie d'inhalation provient d'études portant sur l'exposition en milieu de travail. Le NAP (2007), l'ATSDR (2002) et l'US EPA (1998) ont examiné de manière approfondie les effets du béryllium par voie d'inhalation chez les humains et les animaux. Il existe une preuve abondante que les poumons sont la principale cible d'une exposition au béryllium par voie d'inhalation. L'exposition au béryllium peut causer deux types de maladies pulmonaires, soit la béryllose aiguë (BA) et la béryllose chronique (BC).

Une exposition aiguë à des niveaux élevés de composés de béryllium légèrement solubles peut causer une BA (ATSDR 2002; WHO 2001). La BA est un type de pneumonite qui est associée à la toxicité directe du béryllium, bien que des réactions immunitaires ou d'hypersensibilité soient également possibles (Cummings et coll. 2009; NAP 2007). La gravité de la BA dépend de la dose (ATSDR 2002; NAP 2007). L'apparition des symptômes respiratoires se produit habituellement sur une période de plusieurs semaines. Les symptômes peuvent inclure une légère rhinopharyngite, une trachéo-bronchite ou une grave pneumonie chimique parfois fatale. La BA est généralement associée à une exposition à des concentrations de béryllium >0.1 mg/m³, et a rarement été signalée depuis la mise en place de limites d'exposition dans les années 1950 et la diminution subséquente de l'exposition respiratoire au béryllium (ATSDR 2002; Eisenbud et coll. 1949; NAP 2007).

Alors que la BA est généralement considérée comme une réaction directe d'irritation à des niveaux élevés d'exposition, la BC est considérée comme une réaction d'hypersensibilité à de plus faibles niveaux d'exposition (moins ou près de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (ATSDR 2002). La BC est une maladie granulomateuse pulmonaire caractérisée par une réaction immunitaire propre au béryllium et la formation de granulomes non caséux (NAP 2007; US EPA 1998). Les granulomes interfèrent avec la fonction pulmonaire pouvant ainsi causer une fibrose pulmonaire, de l'insuffisance respiratoire ou un cœur pulmonaire (Sood 2009; Wambach et Laul 2008). Les granulomes surviennent surtout dans les poumons, mais on a également déjà signalé leur présence sur la peau, le foie, la rate, les ganglions lymphatiques, le myocarde, les muscles squelettiques, les reins, les os et les glandes salivaires (Kriebel et coll. 1988). La sensibilisation au béryllium peut précéder la BC, bien que toutes les personnes sensibilisées au béryllium ne développent pas nécessairement la maladie (Newman et coll. 2005). La BC est réputée posséder une composante de susceptibilité génétique (NAP 2007).

L'exposition cutanée aux composés de béryllium peut causer une dermatite de contact irritante, une dermatite de contact allergique, des ulcères chimiques, des granulomes ulcéreux et des granulomes cutanés de nature allergique (Berlin et coll. 2003). L'exposition cutanée semble jouer un rôle dans la sensibilisation au béryllium et la BC, et peut constituer une voie importante d'exposition au béryllium (Cummings et coll. 2007; Curtis 1951; Day et coll. 2007; Henneberger et coll. 2001; Kreiss et coll. 2007).

L'US EPA (1998; 1987) et l'ATSDR (2002) citent l'étude de cohorte de Wagoner et coll. (1980) à titre de preuve que l'exposition par inhalation au béryllium a donné lieu à une augmentation de mortalité liée au cancer du poumon chez les travailleurs. L'étude de Wagoner et coll. (1980) a évalué le potentiel cancérigène de l'inhalation de béryllium au sein d'une importante cohorte ($n=3055$) de travailleurs exposés au béryllium dans une importante fabrique de la Pennsylvanie de 1942-1967, avec suivi jusqu'en 1975. Cette étude a révélé une augmentation statistique importante de mortalité due au cancer du poumon chez les travailleurs, en particulier parmi les travailleurs ayant eu une période de latence de plus de 25 ans. On a également noté une augmentation statistique importante du nombre de décès par cancer du poumon chez les travailleurs embauchés avant 1950.

Les effets du béryllium sur la reproduction ou le développement n'ont pas été suffisamment évalués. Les examens effectués par l'ATSDR (2002) et l'US EPA (1998) comprennent uniquement une étude portant sur la toxicité du béryllium par voie orale par rapport à la reproduction et au développement (Morgareidge et coll. 1976) et aucune étude sur la reproduction et le développement en cas d'inhalation de béryllium. Il n'existe aucune étude multigénérationnelle ou portant sur le système reproducteur mâle. Il a également été noté que plusieurs des études chez les animaux ont peut-être été menées à des doses causant de la toxicité maternelle (NAP 2007; US EPA 1998).

Sur la base de cette information, le béryllium absorbé par voies orale et cutanée doit être traité comme une substance toxique avec seuil. Dans le cas de l'exposition par inhalation, les deux scénarios avec seuil et sans seuil doivent être envisagés.

Dans le cas des voies orales et cutanées, les recommandations les plus récentes relativement au niveau acceptable d'exposition quotidienne le plus approprié est celui fourni par l'US EPA (1998). Aucune dose journalière admissible (DJA) n'a été fournie par Santé Canada ou l'Organisation mondiale de la santé. En calculant une dose repère de $2 \mu\text{g}/\text{kg pc}/\text{jour}$, l'US EPA (1998) a conclu

que l'étude de Morgareidge et coll. (1976) sur l'exposition par voie alimentaire chez le chien était la plus appropriée. En s'appuyant sur cette étude, l'US EPA (1998) a estimé qu'une dose repère (DR10 (BMD10)) de 0,46 µg/kg pc/jour entraînait une augmentation de 10 % des petites lésions intestinales. L'US EPA (1998) a par la suite appliqué un facteur d'incertitude de 300 pour estimer une dose de référence (c.-à-d., 10 pour l'extrapolation des différences interspécifiques, 10 pour les variations intraspécifiques et 3 pour les carences de la base de données [manque de données concernant l'exposition par voie orale chez les humains et insuffisance de données sur la reproduction et le développement et les critères immunotoxicologiques chez les animaux]). Par conséquent, l'US EPA (1998) a estimé une dose de référence de 2 µg/kg pc/jour pour le béryllium. Cette dose de référence a été jugée appropriée à titre de DJA pour l'estimation des recommandations pour la qualité des sols concernant le béryllium.

Dans les cas d'exposition par inhalation, les effets cancérigènes et non cancérigènes sont considérés. Les VTR des divers organismes (ATSDR, US EPA, OMS) concernant le béryllium concordent. Aucune concentration tolérable précise n'a été fournie par Santé Canada relativement à la protection contre les effets non cancérigènes. Pour l'évaluation de l'exposition par inhalation, la concentration de référence de 0,02 µg Be/m³ recommandée par l'US EPA (1998) a été utilisée relativement à la protection contre les effets non cancérigènes. Afin d'établir la dose de référence, l'US EPA (1998) s'est principalement appuyé sur l'étude de Kreiss et coll. (1996) portant sur l'exposition professionnelle qui identifie une LOAEL_(CEH) (LOAEL Concentration équivalent chez l'humain) de 0,20 µg/m³ et sur l'étude de suivi communautaire d'Eisenbud et coll. (1949) qui identifie une NOAEL_(CEH) variant de 0,01 à 0,1 µg/m³. D'autres études professionnelles ont été examinées pour établir la LOAEL, mais elles ne contenaient pas de données suffisantes concernant le suivi de l'exposition ou n'ont pas été retenues car la BC n'était pas bien définie (Cotes et coll. 1983; Cullen et coll. 1987; US EPA 1998). L'étude d'Eisenbud et coll. (1949) a évalué l'incidence de BC à différentes distances de l'usine (donc à des niveaux d'exposition différents), et de ce fait était la seule permettant d'établir une NOAEL pour la BC. Aucun facteur d'incertitude n'a été appliqué pour tenir compte de la variabilité humaine puisque les données étaient fondées sur la sous-population sensible à la BC, ou pour tenir compte de la durée plus courte qu'un temps d'exposition chronique de l'étude de Kreiss et coll. (1996). L'étude en milieu professionnel de Kreiss et coll. (1996) utilisait des méthodes de dépistage de la BC plus sensibles que l'étude d'Eisenbud et coll. (1949), par conséquent un facteur d'incertitude de 3 a été appliqué pour tenir compte de la nature sensible du critère infraclinique (sensibilisation au béryllium). Un facteur d'incertitude de 3 a été appliqué pour tenir compte de la qualité déficiente des bases de données relatives au suivi de l'exposition dans les deux principales études et à la sensibilisation au béryllium et à la BC dans les autres études. Par conséquent, l'US EPA (1998) a estimé une concentration de référence (RfC) de 0,02 µg/m³. Cette RfC a également été adoptée par l'OMS (2001) et l'ATSDR (2002), et est jugée appropriée à titre de concentration tolérable pour estimer la qualité des sols concernant le béryllium.

Pour ce qui est du cancer, Santé Canada ne fournit aucune concentration tolérable spécifique pour la protection contre les effets cancérigènes. Pour l'évaluation de l'exposition par inhalation, une valeur de risque unitaire de $2,4 \times 10^{-3}$ (µg/m³)⁻¹, recommandée par l'US EPA (1998; 1987), a été utilisée pour la protection contre les effets cancérigènes. L'US EPA a basé son unité de risque sur l'étude de Wagoner et coll. (1980). Dans cette sous-cohorte, suivie pendant au moins 25 ans, le taux ajusté de décès par cancer du poumon variait de 13,91 à 14,67, en comparaison avec 20 observés, représentant

un risque relatif de 1,44 à 1,36. Bien que ces estimations des risques ne soient pas statistiquement significatives ($p > 0,05$), elles ont été utilisées pour calculer une limite supérieure du risque de cancer du poumon (US EPA 1998). L'US EPA a calculé une série d'estimations de facteurs de puissance au moyen de diverses hypothèses portant sur les estimations relatives du risque et les niveaux d'exposition. La moyenne géométrique de l'ensemble des facteurs de puissance est de $2,4 \times 10^{-3}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette valeur de risque unitaire correspond à des concentrations de risque spécifique de 0,004 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour un risque additionnel de cancer à vie de 1×10^{-5} , et de 0,0004 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour un risque additionnel de cancer à vie de 1×10^{-6} . Par conséquent, ces valeurs sont plus strictes que les concentrations tolérables de 0,02 $\mu\text{g Be}/\text{m}^3$ pour la protection contre les effets non cancérogènes.

Élaboration des recommandations

Les recommandations canadiennes pour la qualité des sols sont élaborées pour diverses utilisations de terrain selon la méthode décrite par le CCME (2006) en utilisant différents récepteurs et scénarios d'exposition propres à chaque vocation de terrain. Des explications détaillées sur l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols concernant le béryllium sont présentées dans le document à l'appui (CCME 2015).

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

Actuellement, il n'existe pas de recommandation pour la qualité des sols ou de valeurs de vérification pour la protection de l'environnement (Tableau 2).

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

Les recommandations pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine (RQS_{SH}) concernant le béryllium doivent tenir compte des effets cancérogènes et non cancérogènes du béryllium. Afin d'assurer la protection contre les effets non cancérogènes, les recommandations pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine utilisent généralement une valeur de 20 % de la dose journalière résiduelle admissible (c.-à-d., $20 \% \times [\text{DJA} - \text{DJE}]$). On présume par défaut que les facteurs d'absorption relative par inhalation ou ingestion sont de 100 % (CCME 2006). Dans le cas de l'exposition par voie cutanée, le facteur d'absorption relative est présumé être de 10 % (HC 2010).

Puisque le béryllium peut agir comme agent cancérogène par voie d'inhalation, l'élaboration de la RQS_{SH} a également tenu compte de la protection contre les risques de cancer liés à des particules de poussière de sol aéroportées susceptibles d'être inhalées. Plus précisément, les substances sans seuil d'effet (cancérogènes) nécessitent l'élaboration de RQS_{SH} s'appuyant sur une dose correspondant à un risque spécifié (DCRS), fondé sur les risques additionnels de cancer (RAC) à vie liés à l'exposition au béryllium dans les sols par inhalation de poussières aéroportées. Pour toutes les vocations de terrain, on a choisi l'adulte comme récepteur afin de déterminer les risques additionnels de cancer à vie. Certaines provinces et certains territoires canadiens ont adopté un RAC à vie « essentiellement négligeable » de 1×10^{-5} (ou 1 sur 100 000) pour la gestion des risques des substances cancérogènes, tandis que d'autres provinces ou territoire utilisent une RAC à vie de 1×10^{-6} (ou 1 sur 1 000 000). Compte tenu de ce fait, les calculs utilisés pour l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols ont été effectués à l'aide des deux valeurs de 1×10^{-5} et 1×10^{-6} de RAC à vie.

Les RQS_{SH} établies pour le béryllium à titre de mesure de protection contre les effets non cancérogènes sont de 75 mg/kg pour les terrains à vocation agricole et résidentielle/parc, de 110 mg/kg pour les terrains à vocation commerciale, et de 1100 mg/kg pour les terrains à vocation industrielle. Pour ce qui est des mesures de protection contre les risques de cancer (c.-à-d., par inhalation de poussières diffuses), les recommandations pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine pour le béryllium sont de 5500 mg/kg pour toutes les vocations de terrain fondé sur un RAC à vie de 1×10^{-5} . Dans le cas d'un RAC à vie de 1×10^{-6} , la recommandation pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine liée à l'inhalation de poussières diffuses est de 550 mg/kg pour l'ensemble des vocations de terrain. Par conséquent, les paramètres des effets non cancérogènes correspondant aux valeurs les plus conservatrices ont été utilisés comme RQS_{SH} pour toutes les vocations de terrain à l'exception des sites industriels qui requièrent une protection contre les risques de cancer équivalant à une RAC à vie de 1×10^{-6} .

Lorsque cela est approprié, divers mécanismes de vérification sont appliqués aux recommandations pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine afin d'élargir la protection qu'elles assurent, notamment au potentiel d'effets nocifs sur l'eau souterraine ou la contamination de la chaîne alimentaire.

Aucune recommandation pour la protection des eaux souterraines utilisées comme sources brutes d'eau potable n'a été élaborée pour le béryllium en raison des limites mathématiques du modèle lorsqu'il est utilisé pour les composés inorganiques (CCME 2006).

Lors de l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols des sites industriels et commerciaux, des scénarios d'exposition sur le site et hors site sont examinés. Le transfert de sol contaminé d'une propriété vers une autre peut survenir lors d'incidents environnementaux comme l'érosion hydrique ou éolienne (CCME 2006). La vérification de la migration hors site pour les vocations commerciales et industrielles a été établie à 1100 mg/kg, ce qui est supérieur à la RQS_{SH} pour les terrains à vocation commerciale (110 mg/kg), mais inférieur à la RQS_{SH} pour les terrains à vocation industrielle (1400 mg/kg). Par conséquent, seule la RQS_{SH} pour les terrains à vocation industrielle doit être modifiée pour assurer la protection contre la migration hors site.

Aucune vérification des produits agricoles, de la viande et du lait n'a été effectuée, puisqu'une telle vérification vise des substances susceptibles de se bioconcentrer ou de se bioamplifier. Il importe de souligner que les RQS_{SH} sont jugées adéquates pour protéger la plupart des sites; cependant, certaines voies d'exposition n'ont pas été évaluées lors de l'élaboration des RQS_{SH} présentées ci-dessus.

Recommandations pour la qualité des sols concernant le béryllium

Les recommandations pour la qualité des sols sont destinées à assurer la protection de l'environnement et de la santé humaine. Lorsque les données sont suffisantes et adéquates, les critères provisoires pour la qualité du sol (CCME 1991) sont remplacés.

Les données sont suffisantes pour calculer les RQS_{SH}. Aucune tentative de dérivation des RQS_E a été entreprise lors de cette révision. Dans le cas du béryllium, les critères provisoires pour la qualité du sol (CCME 1991) sont inférieurs aux RQS_{SH} calculées dans le présent document. Par conséquent,

les critères provisoires de qualité des sols ont été retenus comme RQS pour le béryllium pour toutes les utilisations de terrain (tableau 2).

Tableau 2. Recommandations pour la qualité des sols concernant le béryllium ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

Recommandations	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
	4 ^a	4 ^a	8 ^a	8 ^a
Recommandations pour la protection de la santé humaine/résultats des calculs de vérification				
RQS _{SH}	75 ^b	75 ^b	110 ^b	1100 ^{b,c,550^{b,d}}
Recommandation relative au contact direct (ingestion + cutané)	75	75	110	1400
Contact direct (inhalation)				
<i>RAC à vie 10⁻⁶</i>	550	550	550	550
<i>RAC à vie 10⁻⁵</i>	5500	5500	5500	5500
<i>Seuil</i>	5300	5300	19 000	19 000
Vérification : inhalation d'air intérieur	NC ^e	NC ^e	NC ^e	NC ^e
Vérification : migration hors site	-	-	1100	1100
Vérification : eau souterraine (eau potable)	NC ^f	NC ^f	NC ^f	NC ^f
Vérification : produits agricoles, viande et lait	NC ^g	NC ^g	NC	NC
Recommandations pour la protection de l'environnement/résultats des calculs de vérification				
RQS _E	NC ^h	NC ^h	NC ^h	NC ^h
Recommandation relative au contact avec le sol	NC	NC	NC	NC
Recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture	NC	-	-	-
Vérification : cycles des nutriments et de l'énergie	NC	NC	NC	NC
Vérification : migration hors site	-	-	NC	NC
Vérification : eau souterraine (vie aquatique)	NC	NC	NC	NC
Critère provisoire de qualité des sols (CCME 1991)	4	4	8	8

Notes : NC = non calculé; ND = non déterminée; RQS_E = recommandation pour la qualité des sols : environnement ; RQS_{SH} = recommandation pour la qualité des sols : santé humaine. Le tiret représente 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'a pas été calculée.

^a Les données sont suffisantes et adéquates uniquement pour calculer une RQS_{SH}, laquelle est supérieure au critère provisoire de qualité des sols correspondant (CCME 1991). Par conséquent, le critère provisoire de qualité des sols a été retenu comme recommandation pour la qualité des sols pour cette utilisation de terrain.

^b La RQS_{SH} correspond aux recommandations et valeurs de vérification les plus faibles.

^c RAC (à vie) 1×10^{-5}

^d RAC (à vie) 1×10^{-6}

^e La vérification relative à l'inhalation d'air intérieur s'applique aux composés organiques volatils et n'est pas calculée pour les contaminants métalliques

^f S'applique aux composés organiques volatils, et n'est pas calculée pour les contaminants métalliques. Les préoccupations suscitées par les contaminants métalliques doivent être réglées au cas par cas.

^g Cette valeur de vérification a pour but d'assurer une protection contre les produits chimiques qui pourraient être bioconcentrés dans la nourriture. On ne croit pas que le béryllium puisse avoir un tel comportement, et cette voie n'a donc pas été évaluée.

^h Les données sont insuffisantes/inadéquates pour calculer une RQS_E ou une RQS_{SH} provisoire pour cette utilisation de terrain (la dérivation des Recommandations pour la qualité des sols pour la protection de l'environnement pour le béryllium n'a pas été effectué)

Références

- Abdulrazzaq, Y.M., N. Osman, N. Nagelkerke, M. Kosanovic and A. Adem. 2008. Trace element composition of plasma and breast milk of well-nourished women. *J. Environ. Sci. Health, Part A*. 43: 329-334.
- Anderson, A. 2004. Unpublished monitoring data for ambient metal concentrations in Alberta surface waters. Edmonton (AB): Alberta Environment. Pers. comm. from Dr. Anne-Marie Anderson on February 20, 2004.
- Anderson, M.A., P.M. Bertsch and W.P. Miller. 1990. Beryllium in selected Southeastern soils. *J Environ Qual*. 19:347-348.
- Asami, T. and F. Fukazawa. 1985. Beryllium contents of uncontaminated soils and sediments in Japan. *Soil Sci Plant Nutr*. 31(1):43-45.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2002. Toxicological Profile for Beryllium. Atlanta (GA): U.S. Department of Health and Human Services. Disponible à : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp4.pdf>.
- Bell, R.W., R.E. Chapman, B.D. Kruschel and M.J. Spencer. 1994. Windsor Air Quality Study: Personal exposure survey results. Toronto (ON): Science and Technology Branch, Ontario Ministry of the Environment and Energy. pp: 14-15.
- Belman, S. 1969. Beryllium binding of epidermal constituents. *J Occup Med*. 11: 175-183.
- Bencko, V., M. Brezina, B. Benes and M. Cikrt. 1979. Penetration of beryllium through the placenta and its distribution in the mouse. *J Hyg Epidemiol Microbiol Immunol* 23:361-367.
- Berlin, J., J. Taylor and J. Sigel. 2003. Beryllium dermatitis. *J Am Acad Dermatol*. 49(5):939-941.
- Bertolini, R. 1989. Beryllium disease: a summary of the occupational health concern. Hamilton (ON): Canadian Centre for Occupational Health and Safety. CCOHS Number P89-23E.
- Boyd, D. 2004. Unpublished data on metal concentrations in surface waters and sediments from lakes and rivers sampled across Ontario (1994 to 2003). Toronto (ON): Ontario Ministry of the Environment. Personal communication from Duncan Boyd on March 17, 2004.
- Buffa, L. 1994. Mining, Mineral and Metallurgical Processes Division, Environment Canada, Ottawa. Communication personnelle de Leo Buffa le 19 juillet 1994.
- Byrne, C.J. and I.R. DeLeon. 1986. Trace metal residues in biota and sediments from Lake Pontchartrain, Louisiana. *Bull Environ Contam Toxicol*. 37:151-158.
- Callahan, M.A., M.W. Slimak, N.W. Gabel, I. May and C.F. Fowler. 1979. Water-Related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants, Vol. 1: Introduction and Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides and PCBs. Washington (DC): U.S. Environmental Protection Agency. Rapport EPA-440/4-79-029a.
- CAREX. 2011. Carcinogen Profile: Beryllium and its compounds. Canada School of Environmental Health University of British Columbia. Disponible à : <http://www.carexcanada.ca/en/beryllium/>
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés, Programme national d'assainissement des lieux contaminés. Rapport: CCME EPC-CS34. Conseil canadien des ministres de l'environnement. Winnipeg, MB.
- CCME. 2006. Protocol d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine. Conseil canadien des ministres de l'environnement. Winnipeg.
- CCME. 2015. Canadian Soil Quality Guidelines for Beryllium: Human Health Scientific Criteria Document. Conseil canadien des ministres de l'environnement. Winnipeg.
- Chambers, L.A., M.J. Foter and J. Cholak. 1955. A comparison of particulate loadings in the atmospheres of certain American cities. Proceedings of the Third National Air Pollution Symposium. Pasadena, California. 18-20 avril, 1955. pp. 24-32.
- Cheung P. 2004. Unpublished summary of data on ambient metal concentrations in Ontario drinking water monitored by the Ontario Drinking Water Surveillance Program (DWSP) from 1990 to 2002. Toronto (ON): Ontario Ministry of the Environment. Communication personnelle de Patrick Cheung le 17 février 2004.
- CMY (Canadian Minerals Yearbook) 2007. Ressources naturelles Canada. Ottawa.
- Cotes, J.E., J.C. Gilson and C.B. McKerrow. 1983. A long-term follow-up of workers exposed to beryllium. *Br J Ind Med*. 40(1):13-21.
- Cullen, M.R., J.R. Kominsky, M.D. Rossman, M.G. Cherniack, J.A. Rankin, J.R. Balmes, J.A. Kern, R.P. Daniele, L. Palmer and G.P. Naegel. 1987. Chronic beryllium disease in a precious metal refinery. Clinical epidemiologic and immunologic evidence for continuing risk from exposure to low level beryllium fume. *Am Rev Respir Dis*. 135(1):201-208.
- Cummings, K., B. Stefaniak, A. Virji and K. Kreiss. 2009. A reconsideration of acute beryllium disease. *Environ Health Perspect*. 117(8):1250-1256.
- Cummings, K.J., D.C. Deubner, G.A. Day, P.K. Henneberger and M.M. Kitt. 2007. Enhanced preventive programme at a beryllium oxide ceramics facility reduces beryllium sensitisation among new workers. *Occupational and Environmental Medicine*. 64:134-140.
- Curtis, G.H. 1951. Cutaneous hypersensitivity due to beryllium. *AMA Archives of Dermatology and Syphilology*. 64:470-482.
- Dabeka, R.W., X.-L. Cao and J. Moisey. 2010. Dietary intakes of trace elements for the years 2003 - 2007 (unpublished

- data). Obtained from the Food Research Division, Bureau of Chemical Safety, Health Products and Food Branch, Health Canada. Ottawa, ON.
- Day G., A. Dufresne, A. Stefaniak, C. Schuler, M. Stanton, W. Miller, M. Kent, D. Deubner, D. Kreiss and M. Hoover . 2007. Exposure pathway assessment at a copper–beryllium alloy facility. *Ann. Occup. Hyg.* 51(1):67-80.
- Eisenbud, M., R. Wanta and C. Dustan. 1949. Non-occupational berylliosis. *J Ind Hyg Toxicol* 31:282-294. *Cited in:* USEPA 1998.
- EMRC (Energy, Mines and Resources Canada). 1990. Canadian Minerals Yearbook, Review and Outlook. Ottawa, ON: Energy, Mines and Resources Canada. Mineral Report No. 39.
- EC (Environnement Canada). 1974. National Inventory of Sources and Emissions of Asbestos, Beryllium, Lead, and Mercury: Summary of Emissions for 1970. Environmental Protection Service, Air Pollution Control Directorate, Environnement Canada, Ottawa, ON. Rapport ESP 3-AP-74-1. pp. 5-9.
- EC 2014. Inventaire national des rejets de polluants. Disponible à : <https://www.ec.gc.ca/inrp-npri/>
- Finch, G. L., J.A. Mewhinney, M.D. Hoover, A.F. Eidson, P.J. Haley and D.E. Bice. 1990. Clearance, Translocation, and Excretion of Beryllium following Acute Inhalation of Beryllium Oxide by Beagle Dogs. *Fundam. Appl. Toxicol.* 15(23):1-241.
- Fishbein, L. 1981. Sources, transport and alterations of metal compounds: An overview 1. Arsenic, beryllium, cadmium, chromium, and nickel. *Environ Health Perspect.* 40:43-64.
- Frank, M., D. Porcelli, P. Andersson, M. Baskaran, G. Bjork, P.W. Kubik, B. Hattendorf and D. Guenther. 2009. The dissolved Beryllium isotope composition of the Arctic Ocean. *Geochimica et Cosmochimica Acta.* 73:6114-6133.
- Gladney, E.S. and J.W. Owens. 1976. Beryllium emissions from a coal-fired power plant. *J Environ Sci Health A11.* 4 &5: 297-311.
- Goodarzi, F. 2002. Mineralogy, elemental composition and modes of occurrence of elements in Canadian feed-coals. *Fuel.* 81:1199-1213.
- Greenstock, C.L. and N.E. Gentner. 1990. A Review of Potential Health Hazards Associated with Occupational Exposure to Beryllium and its Compounds. Canadian Fusion Fuels Technology Project, Mississauga, Ontario Report CFFTP G-9031.
- Griffitts, W.R. and D.N. Skilleter. 1990. Beryllium. Metals and their compounds in the environment: occurrence, analysis and biological relevance. New York, NY. Wiley-VCH. p. 775-787.
- Haynes, W.M. [ed.]. 2011. Section 4. Properties of the elements and inorganic compounds in CRC Handbook of Chemistry and Physics, 91st Edition (Version internet 2011), CRC Press/Taylor et Francis, Boca Raton, FL. Disponible à : <http://www.hbcpnetbase.com/>.
- HC (Health Canada – Santé Canada). 2010. L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II: Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, Version 2.0. Division des lieux contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Santé Canada. Ottawa.
- HC (Health Canada – Santé Canada). 2011. Draft Estimated Daily Intake Development Methodology - Beryllium. Contaminated Sites Division. Safe Environments Directorate, Health Canada, Ottawa, ON.
- Henneberger, P.K., S.K. Goe, W.E. Miller, B. Doney and D.W. Groce. 2004. Industries in the United States with Airborne Beryllium Exposure and Estimates of the Number of Current Workers Potentially Exposed. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene.* 1(10):648-659.
- Henneberger, P.K., D. Cumro, D.D. Deubner, M.S. Kent, M. MacCawley and K. Kreiss. 2001. Beryllium sensitization and disease among long-term and short-term workers in a beryllium ceramics plant. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* 74:167-176.
- Holliday, M.G., P.W. Strahlendorf, I. MacLachlan and J.J. Engelhardt. 1987. Some Occupational-Health Aspects of the Use of Beryllium and its Compounds in Ontario. Prepared for the Program Development Unit, Occupational Health and Safety Division, Ontario Ministry of Labour. pp.147.
- Hoover, M.D. 2005. Beryllium Properties and Uses. Presentation given at the International Beryllium Research Conference, Montreal, Quebec, Canada, March 8, 2005. Disponible à : http://www.irsst.qc.ca/files/documents/divers/Beryllium_ppt/SESSION1/1-M-Hoover-R004.pdf
- IARC (International Agency for Research on Cancer). 1993. Beryllium and beryllium compounds (Group 1). In: International Agency for Research on Cancer, editor. Volume 58 - Beryllium, Cadmium, Mercury, and Exposures in the Glass Manufacturing Industry. World Health Organization, Lyon, France.
- Irwin, R.J. 1997. Environmental Contaminants Encyclopedia Beryllium Entry. National Park Service Water Resources Divisions, Water Operations Branch. 1201 Oakridge Drive, Suite 250, Fort Collins, Colorado 80525.
- Jaskula, B. 2009. 2007 Minerals Yearbook - Beryllium. United States Geological Survey. Reston, VA. Disponible à : <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/beryllium/myb1-2007-beryl.pdf>
- Kabata-Pendias, A. 2011. Trace Elements in Soils and Plants. 4th edition. London, England. CRC Press Inc. pp. 520.
- Kabata-Pendias, A. and H. Pendias. 1992. Trace Elements in Soils and Plants. 2nd edition. London, England. CRC Press, Inc. p.365.
- Kabata-Pendias, A. and H. Pendias. 2000. Trace Elements in Soils and Plants. 3rd edition. London, England. CRC Press,

- Inc. p.432.
- Kolanz, M.E. 2001. Introduction to Beryllium: Uses, Regulatory History, and Diseases. *Applied Occupational and Environmental Hygiene*. 16(5):559-567.
- Krachler, M., F. Shi Li, E. Rossipal and K.J. Irgolic. 1998. Changes in the Concentrations of Trace Elements in Human Milk during Lactation. *J. Trace Elements Med. Biol.* 12:159-176.
- Krachler M., E. Rossipal and D. Micetic-Turk. 1999. Trace element transfer from other to newborn – investigations on triplets of colostrum, maternal and umbilical cord sera. *Eur J Clin Nutr.* 53: 486-494.
- Kreiss, K., G.A. Day and C.R. Schuler. 2007. Beryllium: A Modern Industrial Hazard. *Annual Review of Public Health.* 28:259-277.
- Kreiss, K., M.M. Mroz, L. Newman, J. Martyny and B. Zhen. 1996 Machining risk of beryllium disease and sensitization with median exposures below 2 MU-G/M(3). *Am J Ind Med.* 30(1):16-25.
- Kriebel, D., J.D. Brain, N.L. Sprince and H. Kazemi. 1988. The pulmonary toxicity of beryllium. *Am Rev Res Dis.* 137:464-473.
- Kwapulinski, J. and J. Pastuszka. 1983. Application of the mass balance equation in the estimation of beryllium and radium concentrations in the lower atmosphere. *Sci Total Environ.* 26:203-207.
- Laul J.C. and R. Norman. 2008. Beryllium: Hazards evaluation, facility classification, consequence analysis of releases during potential accidents, and protection of public and workers. *Journal of Chemical Health & Safety*, July/August 2008.
- Leonard, A and R. Lauwerys. 1987. Mutagenicity, carcinogenicity and teratogenicity of beryllium. *Mutation research.* 186:35-42.
- Luttrell, W. 2008. Beryllium and its compounds *Journal of Chemical Health & Safety*, July/August 2008.
- Meehan, W.R. and L.E. Smythe. 1967. Occurrence of beryllium as a trace element in environmental materials. *Environ Sci Technol.* 1(10):839-844.
- Mineral Information Institute. 2010. Available at: <http://www.mii.org/commonminerals.html>
- Morgareidge, K., G. Cox and M. Gallo. 1976. Chronic feeding studies with beryllium in dogs. Food and Drug Research Laboratories, Inc. Submitted to the Aluminum Company of America, Alcan Research & Development, Ltd., Kawecki-Berylco Industries, Inc., and Brush-Wellman, Inc. *Cited in:* US EPA 1998.
- Morgareidge, K., G.E. Cox, D.E. Bailey and M.A. Gallo. 1977. Chronic oral toxicity of beryllium in the rat. *Toxicol Appl Pharmacol.* 41:204-205.
- Muller, C., B. Mazer, F. Salehi, S. Audusseau, G. Chevalier, G. Truchon, P. Larivière, V. Paquette, J. Lamberte and J. Zayeda. 2010. Urinary levels, tissue concentrations and lung inflammation after nose-only exposure to three different chemical forms of beryllium. *J. Appl. Toxicol.* 30:411-415.
- Mulligan, R. 1960. Beryllium occurrence in Canada. Geological Survey of Canada. Department of Mines and Technical Surveys. Ottawa, ON. Paper 60-21, pp. 40.
- NAP. 2007. The National Academies Press. Health Effects of Beryllium Exposure: A Literature Review. ISBN-13: 978-0-309-11167-6.
- Newland, L.W. 1982. Arsenic, beryllium, selenium and vanadium. *The Handbook of Environmental Chemistry*. Vol. 3: Anthropogenic Compounds. Berlin, Germany. Springer-Verlag. pp. 36-45.
- Newman, L., M. Mroz, R. Balkissoon and L. Maier. 2005. Beryllium sensitization progresses to chronic beryllium disease: A longitudinal study of disease risk. *Am J Respir Crit Care Med.* 171(1):54-60.
- OML (Ontario Ministry of Labour). 2005. Alerte 21 – Exposition au beryllium en milieu de travail. Toronto (ON): Professional and Specialized Services, Ontario Ministry of Labour. Disponible à: <http://www.labour.gov.on.ca/french/hs/pubs/alerts/a21.php>.
- Rasmussen, P.E., K.S. Subramanian and B.J. Jessiman. 2001. A multi-element profile of house dust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa, Canada. *Science of the Total Environment* 267(1-3):125-140.
- Reeves, A.L. 1965. Absorption of beryllium from the gastrointestinal tract. *Arch Environ Health.* 11:209-214.
- Reeves, A.L. 1986. Beryllium. *Handbook on the Toxicology of Metals, Vol.II: Specific Metals*. 2nd edition. Elsevier Science Publishers. New York, New York. pp. 95-116.
- Regnier R., and A. Ryan. 1998. Water Quality Trends at Selected Monitoring Sites in British Columbia. Vancouver, BC: Environment Canada.
- Skilleter, D.N. 1987. Beryllium. *Advances in Modern Environmental Toxicology, Vol. II: Genotoxic and Carcinogenic Metals: Environmental and Occupational Occurrence and Exposure*. Princeton Scientific Publishing Co. Princeton, NJ. pp. 61-86.
- Sood, A. 2009. Current Treatment of Chronic Beryllium Disease. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene.* 6(12):762-765.
- Soja, A.A. and A.E. Sabin. 1986. Beryllium Availability - Market Economy Countries: A Minerals Availability Appraisal. U.S. Department of the Interior and Bureau of Mines. Circular 9100. pp.19.
- Stefaniak, A.B., M.D. Hoover, R.M. Dickerson, G.A Day, P.N. Breyse and R.C Scripsick. 2007. Differences in estimates of size distribution of beryllium powder materials using phase contrast microscopy, scanning electron microscopy, and liquid suspension counter techniques. *Part. Fiber Toxicol.* 4:3.
- Stonehouse, A.J., R.K. Hertz, W. Spiegelberg and J. Harkness. 1992. Beryllium and beryllium alloys. *Kirk-Othmer*

- Encyclopedia of Chemical Technology, 4th edition. John Wiley and Sons. New York, NY. pp 126-146.
- Strupp, C. 2011. Beryllium Metal I. Experimental results on acute oral toxicity, local skin and eye effects, and genotoxicity. *Ann Occup Hyg* 55: 30-42.
- Tinkle, S. J.M. Antonini, A. Brenda, B. Rich, R. Jenny, J. Roberts, R. Salmen, K. DePree and E. Adkins. 2003. Skin as a route of exposure and sensitization in chronic beryllium disease. *Environmental Health Perspectives*. 111(9).
- UN (United Nations). 2010. United Nations Commodity Trade Statistics Database. Disponible à : <http://comtrade.un.org/db/dqBasicQueryResults.aspx?px=H0&cc=811211&r=124>.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency). 1987. Health Assessment Document for Beryllium. Washington (DC): Office of Health and Environmental Assessment, USEPA. Report EPA/8-84/026F.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency). 1998. Toxicological Review of Beryllium. Washington (DC): USEPA. Report EPA/635/R-98/008.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency). 2008. Draft Toxicological Review of Beryllium and Compounds (CAS No. 7440-41-7). In Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS). Revised May 2008. NCEA-S-2696.
- Venugopal, B and T.D. Luckey. 1978. Beryllium. Metal toxicity in mammals, Vol. 2: Chemical toxicity of metals and metalloids. New York, NY. Plenum Press. pp.43-50.
- Wagoner, J.K., P.F. Infante and D.L. Bayliss. 1980. Beryllium: an etiologic agent in the induction of lung cancer, nonneoplastic respiratory disease, and heart disease among industrially exposed workers. *Environmental research*. 21:15-34.
- Wambach, P. and J. Laul. 2008. Beryllium health effects, exposure limits and regulatory requirements. *Journal of Chemical Health and Safety*. 15(4):5-12.
- WHO (World Health Organization). 1990. Environmental Health Criteria 106: Beryllium. International Programme on Chemical Safety. Geneva, Switzerland. pp. 210.
- WHO (World Health Organization). 2001. Concise International Chemical Assessment Document 32: Beryllium and Beryllium Compounds. Geneva, Switzerland. Disponible à : <http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad32.htm>
- Wilson, S., J. Murray and H. Huntington. 1998. AMAP Assessment Report: Arctic Pollution Issues. Arctic Monitoring and Assessment Programme. Oslo, Norway.
- Yee, E. 2004. Data on background concentrations of metals within various media in northern Manitoba as reported in the Lynn Lake Risk Assessment completed by Dillon Consulting. Winnipeg, MB: Manitoba Conservation. Personal communication from Edwin Yee on February 5, 2004.
- Zorn, H.R., T.W. Stiefel, J. Beuers and R. Schlegelmilch. 1988. Beryllium. Handbook on Toxicity of Inorganic Compounds. Marcel Dekker. New York, NY

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2015. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine - béryllium. Dans : Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

Pour des questions de nature scientifique, veuillez communiquer avec:

Environnement Canada
Bureau national des recommandations et des normes
200, boul. Sacré-Coeur
Gatineau (QC) K1A 0H3
Téléphone: 819-953-1550
Courriel : ceqg-rcqe@ec.gc.ca

Also available in English

© Conseil canadien des ministres de l'environnement 2015
Extrait de la publication n 1300; ISBN1-896997-36-8