



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

SÉLÉNIUM 2009

Ce feuillet d'information présente les recommandations canadiennes pour la qualité des sols qui s'appliquent au sélénium pour la protection de l'environnement et de la santé humaine (voir le tableau 1). Il existe également un document scientifique détaillé se rattachant à ces recommandations (CCME, 2009).

Information générale

Le sélénium (numéro de registre CAS : 7782-49-2) est un non-métal du groupe 16. Il existe sous plusieurs formes allotropiques, dont trois sont bien connues. Le sélénium amorphe est rouge foncé sous forme de poudre, et noir bleuté sous forme de solide vitreux, tandis que le sélénium cristallin est rouge profond. Le sélénium gris (ou métallique), aussi appelé sélénium cristal hexagonal,

est gris lustré à noir et constitue la forme la plus stable de cet élément. Le Se possède quatre états de valence (0, II, IV et VI) et peut former un grand nombre de composés dans l'environnement, notamment des bromures, des fluorures, des chlorures, des oxydes, des hydrures, des sulfures et bon nombre de composés métalliques (séléniures). La teneur en sélénium de la croûte terrestre est d'environ 0,05 à 0,09 mg·kg⁻¹. Dans la nature, on trouve habituellement le sélénium sous forme de séléniures de métaux et de sulfures d'origine hydrothermale, et dans les gisements de grès d'uranium (Shamberger, 1981). Il est également présent, mais de façon moins considérable dans la pyrite, la clausthalite (PbSe), la naumannite (Ag₂Se) et la tiemannite (HgSe), et sous forme de composés de soufre et de sélénium.

Tableau 1 : Recommandations pour la qualité des sols pour le sélénium (mg·kg⁻¹)

	Utilisation du sol			
	Agricole	Résidentielle/parc	Commerciale	Industrielle
Recommandation	1^a	1^a	2,9^a	2,9^a
RQS _{SH}	80	80	125	1 135
Voie limitant la RQS _{SH}	Ingestion de sol	Ingestion de sol	Ingestion de sol	Migration hors site
RQS _E	1	1	2,9	2,9
Voie limitant la RQS _E	Contact avec le sol	Contact avec le sol	Contact avec le sol	Contact avec le sol
Critères provisoires pour la qualité du sol (CCME, 1991)	2	3	10	10
Recommandations pour la qualité des sols (EC, 2001)	1	1	3,9	3,9

Notes : RQS_{SH} = recommandation pour la qualité des sols – protection de la santé humaine; RQS_E = recommandation pour la qualité des sols – protection de l'environnement; N.C. = non calculée; N.D. = non déterminée

^aLes données dont on dispose sont adéquates et suffisantes pour calculer une RQS_{SH} et une RQS_E. Ainsi, la plus faible des deux valeurs constitue la recommandation à appliquer; il s'agit d'une nouvelle recommandation pleinement intégrée qui s'applique à cette utilisation du terrain et qui est calculée conformément au Protocole (CCME 2006). Cette valeur l'emporte sur le critère provisoire pour la qualité du sol (CCME, 1991) et sur la recommandation pour la qualité des sols (EC, 2001) correspondants.

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.

On peut également trouver du sélénium dans les roches volcaniques (concentrations pouvant atteindre $120 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), et dans le charbon et le pétrole (concentrations moyennes de $3,0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (entre 0,046 et 10,65) et $0,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (entre 0,06 et 2.2), respectivement (Marier et Jaworski, 1983).

Au Canada, on récupère le sélénium primaire comme sous-produit du raffinage du cuivre. En 2003, le Canada se classait au deuxième rang des pays producteurs de sélénium, derrière le Japon et devant la Belgique (Yukon Zinc Corporation, 2005). On estime qu'en 2005, la production de sélénium primaire (comme sous-produit du raffinage du cuivre) provenant de sources canadiennes (Québec, Ontario, Manitoba et Saskatchewan) a atteint approximativement 216 tonnes (RNCAN, 2006). Les principaux marchés mondiaux du sélénium sont les suivants (les pourcentages sont des estimations): fabrication du verre (35 %), produits chimiques et pigments (24 %), additifs métallurgiques (23 %), produits électroniques (10 %), pigments (19 %) et autres (8 %) (George, 2004). Dans l'industrie de verre, on utilise le sélénium comme agent colorant et décolorant. En métallurgie, on s'en sert comme additif afin d'améliorer l'usinabilité et les propriétés de moulage et de formage des alliages d'acier, de cuivre et de plomb, et comme substitut du plomb dans les articles de plomberie en laiton. En ce qui concerne les applications en chimie, on utilise le sélénium comme catalyseur dans la synthèse de certains produits pharmaceutiques et comme ingrédient dans diverses préparations pharmaceutiques telles que les suppléments alimentaires destinés aux humains ou aux animaux d'élevage, les shampooings antipelliculaires et les agents antifongiques (George, 2004).

Dans les années 1970 et 1980, on utilisait le sélénium dans le domaine de l'électronique principalement comme photorécepteur sur les tambours des photocopieurs. Cette utilisation a été en bonne partie abandonnée en raison du remplacement des composés de sélénium par des composés de silicium amorphe et des composés organiques. À présent, on n'utilise les composés de sélénium que pour réparer les anciens modèles de photocopieurs (George, 2004; Andersson, 2005). Le sélénium est aussi employé pour la fabrication de redresseurs bien que l'on se serve davantage aujourd'hui de silicium à cette fin (Andersson, 2005), de produits de virage (photographie), de semi-conducteurs de type p, d'électrodes de sources de lumière à arc (Merck Index, 1996), de posemètres, de photopiles et de cellules photoélectriques (Yukon Zinc Corporation, 2005). Le sélénium est également employé comme agent de vulcanisation dans le traitement du caoutchouc et comme catalyseur dans l'analyse de l'azote

Kjeldahl (George, 2004).

Le sélénium, répandu dans tous les compartiments de l'environnement au Canada, provient de sources anthropiques et naturelles. Le raffinage du cuivre, la fabrication du verre, les pigments, la métallurgie, la combustion du charbon et du pétrole et les applications en agriculture et en biologie (p. ex., additifs alimentaires, engrais, pesticides) sont des exemples des principales sources anthropiques de sélénium. L'altération atmosphérique de la roche, des sols, des minéraux et, de même que l'activité volcanique, constituent les principales sources naturelles de sélénium.

À l'échelle mondiale, on estime que les sources anthropiques introduisent entre 10 000 et 72 000 $\text{t}\cdot\text{a}^{-1}$ de sélénium dans les écosystèmes aquatiques (Nriagu et Pacyna, 1988), et entre 6 000 et 76 000 $\text{t}\cdot\text{a}^{-1}$ de sélénium dans les sols (Nriagu et Pacyna, 1988). Des données additionnelles sur les sources anthropiques sont actuellement examinées par Nagpal et Howell (2001).

La majorité des données sur la teneur en sélénium des sols au Canada proviennent des provinces des Prairies et de l'Ontario. En 1992, la Commission géologique du Canada (Ressources naturelles Canada) a effectué un levé géochimique de très faible densité des sols superficiels dans les Prairies (R.G. Garrett, 2005, Ressources naturelles Canada, comm. pers.). Dans le cadre de cette étude, on a analysé les concentrations de Se dans 1 076 échantillons de sols des Prairies, au total. Les concentrations de sélénium dans les sols ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) étaient les suivantes : en Alberta, 0,1 à 2,7 (moyenne (\pm écart type) : $0,55 (\pm 0,28)$); en Saskatchewan, 0,1 à 3,1 (moyenne : $0,53 (\pm 0,28)$); au Manitoba, 0,1 à 4,7 (moyenne : $0,62 (\pm 0,44)$). Haluschak et collègues (1998) ont entrepris une étude des sols dans le sud du Manitoba afin d'évaluer les concentrations naturelles de certains éléments dans 121 régions différentes (les échantillons ont été prélevés dans les horizons A et C). Les concentrations de sélénium variaient entre $< 0,2$ et $3,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, avec une moyenne (\pm écart-type) de $(0,5 \pm 0,4) \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Les sols dont le matériau d'origine était associé à des shales contenaient les concentrations de sélénium les plus élevées. En 2002, un lever de 258 échantillons de sols à vocation agricole en Alberta, provenant de 129 sites de prélèvement, choisis parmi 43 points de références, a été effectué (Penny, 2004). Les niveaux de sélénium variaient entre 0,1 et $0,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ avec une moyenne (\pm écart type) de $0,476 (\pm 0,278) \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ à une profondeur de 0 à 15cm, et de 0,001 à $2,3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ avec une moyenne de $0,474 (\pm 0,335) \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ à une intervalle de profondeur de 15 à 30cm.. Dans des échantillons de sols de jardins prélevés à Ottawa, en

Ontario, la concentration de sélénium variait entre 0,3 et 1,2 mg·kg⁻¹, avec une moyenne de 0,6 mg·kg⁻¹ (Rasmussen et al., 2001). La Commission géologique du Canada a effectué un autre levé géochimique régional de très faible densité, cette fois au sud de Sault Ste. Marie, en Ontario. La concentration de Se dans les 294 échantillons de sols superficiels (0 à 25 cm de profondeur) recueillis variait entre 0,1 et 3,9 mg·kg⁻¹, avec une moyenne (\pm écart-type) de $(0,46 \pm 0,38)$ mg·kg⁻¹ (R.G. Garrett, Ressources naturelles Canada, 2005, comm. pers.). Des sols superficiels ont été échantillonnés dans 12 sites urbains de la région de Windsor et 18 sites ruraux du comté d'Essex (Gizyn, 1994). Dans les échantillons provenant de zones urbaines, les concentrations de sélénium variaient entre 1,04 et 2,03 mg·kg⁻¹, avec une moyenne arithmétique de 1,59 mg·kg⁻¹. Dans les échantillons provenant de zones rurales, les concentrations étaient plus faibles, allant de 0,52 à 1,30 mg·kg⁻¹, avec une moyenne arithmétique de 0,89 mg·kg⁻¹. En Ontario, le 98^e centile des concentrations de sélénium s'établissait à 0,93 et 1,3 mg·kg⁻¹, respectivement, dans les sols de parcs en milieu rural et de vieux parcs urbains (MEEQ, 1994). Dans une étude sur plusieurs types de sols provenant de 53 sites partout au Canada (tous les territoires et provinces à l'exception du Manitoba), les concentrations naturelles de sélénium variaient entre 0,03 et 2 mg·kg⁻¹, avec une moyenne de 0,26 mg·kg⁻¹ (McKeague et Wolynetz, 1980). Aux fins de l'élaboration des recommandations canadiennes pour la qualité des sols visant le sélénium, on a employé une valeur conservatrice pour la concentration naturelle de sélénium, soit 0,7 mg·kg⁻¹.

En général, les concentrations naturelles de sélénium dans les eaux souterraines sont faibles; le plus souvent, elles se situent bien en deçà de 0,001 mg·L⁻¹. Dans le sud de l'Alberta, l'eau des puits contient habituellement plus de sélénium qu'ailleurs dans la province puisque cet élément est un constituant naturel de l'assise rocheuse (Alberta Agriculture and Food and Rural Development, 2002). On a détecté du sélénium dans 43 % des échantillons provenant de 173 puits de fermes du sud de l'Alberta. Parmi les échantillons contenant du sélénium, 8 % renfermaient des concentrations supérieures à la concentration maximale acceptable (CMA), soit 0,01 mg·L⁻¹ (Alberta Agriculture and Food and Rural Development, 2002). Miller et al. (1996) ont mené entre 1990 et 1992 une étude sur la teneur en divers éléments des eaux souterraines peu profondes associées à des sols salins secs dans le sud de l'Alberta. Les résultats ont révélé la présence de sélénium dans 86 % des 42 échantillons prélevés, en concentrations (Se dissous) variant de < 0,141 à 6,080 mg·L⁻¹, avec une moyenne

arithmétique (\pm écart-type) de 1,820 (\pm 1,520) mg·L⁻¹. Il est connu que les eaux souterraines peu profondes associés aux sols secs et salins des Grandes plaines de l'Amérique du Nord sont inappropriés pour consommation humaine ou des animaux d'élevage (Outridge et al. 1999).

Au Canada, la teneur en sélénium des sources d'alimentation en eau potable dépasse rarement la valeur fixée en 1978 pour cet élément dans les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*, et mise à jour en 1992, soit une CMA de 0,01 mg·L⁻¹ (Santé Canada, 1992; 2006a). On a constaté, à la suite d'une enquête menée en 1982 sur les sources d'alimentation en eau potable de 122 municipalités au Canada (représentant 36 % de la population), que la concentration de sélénium était égale ou inférieure à un seuil de détection de 0,0005 mg·L⁻¹ (Subramanian et Méranger, 1984). On a analysé des échantillons d'eau brute, d'eau traitée et d'eau distribuée. Toutefois, il se peut que la concentration de sélénium dans l'eau potable soit plus forte dans les endroits où il y a enrichissement naturel en sélénium ou contamination anthropique au sélénium. Une étude menée en 1975 sur les sources d'alimentation en eau potable au Manitoba a montré que les concentrations de sélénium, si elles étaient inférieures au seuil de détection de 0,005 mg·L⁻¹ dans 93 % des échantillons, se situaient néanmoins entre 0,005 et 0,010 mg·L⁻¹ dans 7 % des cas (Santé Canada, 1992). On a conclu, en se fondant sur des enquêtes exhaustives sur la qualité de l'eau potable menées dans l'ensemble du pays, que la concentration typique de sélénium dans les sources d'alimentation en eau potable au Canada était de 0,0005 mg·L⁻¹.

Au Canada, les concentrations atmosphériques de sélénium sont très faibles. La concentration naturelle ayant servi aux estimations de l'exposition par inhalation est de 1,0 ng·m⁻³. Cette valeur correspond à la moyenne globale des concentrations de sélénium dans les échantillons de PM₁₀ (n = 2170) recueillis en 2002 et en 2003 dans l'ensemble du pays à partir de 31 stations du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (T. Dann, 2004, Environnement Canada, comm. pers.).

Les concentrations de sélénium dans les denrées alimentaires reflètent la teneur en sélénium des sols utilisées pour la culture et l'élevage (Reilly, 1996, 2004; Arthur, 1972). Cependant, il est normal que les concentrations de sélénium dans les aliments varient considérablement en fonction de la région et de la saison puisque les denrées offertes sur le marché proviennent

d'une grande diversité de zones géographiques, en Amérique du Nord ou ailleurs. Dans le cadre de l'Étude de la diète totale, on a analysé la concentration de sélénium dans des aliments achetés dans des points de vente au détail à Toronto en juillet 1992 (Dabeka, 1994). On a préparé 135 aliments composites destinés à la consommation, puis on en a analysé la teneur en sélénium. Les plus fortes concentrations de sélénium ont été mesurées dans les abats rouges, tels que le foie et les reins ($1,044 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), suivis des noix et graines ($0,635 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), du poisson en conserve ($0,413 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) et du pain blanc ($0,410 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Les fruits et légumes sont en général des aliments pauvres en sélénium.

On utilise le sulfure de sélénium en application topique pour traiter les pellicules, la dermatite séborrhéique du cuir chevelu, ainsi que le pityriasis versicolor, mycose courante de la peau (MedlinePlus, 1993; Santé Canada, 2006b). Le sélénium est offert sous plusieurs formes et en diverses doses dans les suppléments minéraux et vitaminiques offerts au Canada (Santé Canada, 2006c).

On a également analysé les concentrations de sélénium chez diverses espèces sauvages (végétaux, poissons, oiseaux et mammifères). Cette information est résumée dans le document préparé par Santé Canada et Environnement Canada (2007).

Le protocole d'analyse recommandé par le CCME pour le sélénium est la méthode 6010A de l'EPA des États-Unis, une méthode de spectrométrie d'émission atomique avec plasma induit par haute fréquence. Cette méthode est employée pour l'analyse de divers paramètres inorganiques dans les échantillons liquides ou solides. Le document du CCME (1993) fournit une description détaillée de cette méthode.

Devenir et comportement dans l'environnement – Sols

Le devenir et le comportement du sélénium dans les sols dépendent grandement de l'état d'oxydation de cet élément; en effets, les diverses espèces chimiques du sélénium ont des comportements distincts. L'état d'oxydation du sélénium dépend de plusieurs paramètres du milieu tels que le pH, le potentiel d'oxydoréduction et l'activité biologique (Maier *et al.*, 1988). La majeure partie du sélénium présent dans les sols provient de l'altération atmosphérique, du lessivage et, dans une moindre mesure, des dépôts secs et humides des composés de sélénium présents dans l'atmosphère.

Dans l'eau interstitielle des sols, le sélénium est le plus souvent présent sous forme de sels d'acide sélénique ou sélénieux, donc de séléniates (Se^{+6}) et de sélénite (Se^{+4}), respectivement. Les séléniates, étant donné leur solubilité élevée et leur incapacité d'adsorber aux les particules de sol, sont parmi les composés de sélénium les plus mobiles (NAS, 1976; Kabatas-Pendias et Pendias, 2000). Les sélérites sont moins solubles que les séléniates (NAS, 1980). Le sélénium élémentaire, quant à lui, est pour ainsi dire insoluble. Dans les sols acides enrichis en composés organiques, les séléniures de métaux, les sulfures de sélénium et les sélérites sont les espèces prédominantes. Les séléniures et les sulfures de sélénium sont également insolubles et plutôt immobiles dans les sols (ATSDR, 2003). Dans les sols neutres et bien drainés, ce sont les sélérites de sodium et de potassium qui sont les plus courants; les sélérites de métaux solubles y sont également présents, mais dans une moindre mesure (ATSDR, 2003). Dans les sols acides et neutres, les sélérites forment habituellement des complexes avec les oxydes et hydroxydes de fer et l'argile, et sont très peu solubles sous cette forme (Geering *et al.*, 1968; Mikkelsen *et al.*, 1989). Dans les sols alcalins ($\text{pH} > 7,5$) bien oxydés, les séléniates sont les espèces de sélénium les plus courantes. Comme ils sont très mobiles, les séléniates peuvent facilement être absorbés par les micro-organismes du sol ou lessivés à travers les sols (Klaassen *et al.*, 1991). En conditions fortement réductrices, le sélénium élémentaire constitue l'espèce prédominante dans le sol, mais il est peu biodisponible étant donné sa faible solubilité dans l'eau.

Le sélénium peut être absorbé par les végétaux terrestres quand le milieu édaphique favorise les espèces solubles (c'est-à-dire dans les sols alcalins ou bien oxydés). Bien que les séléniates comme les sélérites puissent s'accumuler dans les végétaux, les séléniates sont absorbés plus facilement. Cela pourrait refléter le fait que les séléniates sont moins adsorbés sur les particules de sol et les matières organiques que les sélérites (Banuelos et Meek, 1990). L'absorption de sélénium par les végétaux dépend de divers facteurs, notamment le type de sol, la texture du sol, le pH, la teneur en colloïdes, le potentiel d'oxydoréduction, la présence de matières organiques, la teneur en argile, la concentration de sulfates et de phosphates, le sélénium total dans le sol et la capacité des végétaux à accumuler le sélénium (plantes accumulatrices ou non accumulatrices). À titre d'exemple, la phytodisponibilité du sélénium croît en général avec le pH et diminue avec l'augmentation de la quantité d'argile, d'oxydes de fer, de matières organiques et de sulfates dans le sol (Mikkelsen *et al.*, 1989). Des résultats variables ont été obtenus en ce qui concerne la

concentration de phosphates (Mikkelsen *et al.*, 1989). Bien que la majeure partie du sélénium total dans le sol corresponde à d'autres formes, ce sont les séléniates solubles que les plantes accumulent le plus (NAS, 1976). Les espèces organiques solubles dans l'eau peuvent également être absorbées par les plantes (Shamberger, 1981).

Le sélénium élémentaire, de même que les composés organiques et inorganiques de sélénium, peuvent être méthylés par les micro-organismes du sol avant de se volatiliser dans l'atmosphère (Shamberger, 1981; Doran, 1982; Fishbein, 1983). On croit que les bactéries des genres *Aeromonas*, *Flavobacterium* et *Pseudomonas*, ainsi que plusieurs genres de champignons, sont responsables de la méthylation du sélénium élémentaire et des composés organiques et inorganiques de sélénium, qui sont ainsi transformés en diméthylséléniures et en diméthyldiséléniures (Reamer et Zoller, 1980; Zieve et Peterson, 1981; Fishbein, 1983). De la diméthylsélénone et du méthylsélénite de méthyle peuvent également se former, mais en moins grande quantité. La méthylation dépend de la température; à basse température, la méthylation est fortement inhibée (Chau *et al.*, 1976; Zieve et Peterson, 1981). La formation de composés méthylés de sélénium volatils dépend également d'autres facteurs tels que l'activité microbologique, l'humidité, le temps, la concentration de sélénium soluble dans la matrice du sol et la saison (Zieve et Peterson, 1981). Il semble que les micro-organismes aient plus de facilité à méthyler les composés organiques de sélénium que les séléniates, les séléniures ou le sélénium élémentaire – la méthylation du sélénium élémentaire étant la réaction la plus lente (Maier *et al.*, 1988). La biométhylation du sélénium dans les sols s'effectue rapidement, pourvu que l'élément soit présent sous une forme soluble ou en concentration suffisante pour que les micro-organismes emploient la biométhylation comme mécanisme de détoxification (Reamer et Zoller, 1980). On croit que la méthylation dans les sols (et dans les végétaux), la volatilisation dans l'atmosphère et le retour dans les sols par dépôt sec ou humide constituent la majeure partie du cycle naturel du sélénium dans l'environnement (Doran, 1982).

Comportement et effets sur le biote

Processus microbiens

Il a été démontré que le sélénium est toxique pour les bactéries, les champignons et les algues. Cependant, les données semblent indiquer que le sélénium joue un rôle essentiel pour les cellules procaryotes et eucaryotes, ce

qui indique qu'il existe peut-être une concentration seuil au-dessous de laquelle les effets néfastes peuvent être le produit d'une carence (Janda et Fleming, 1978). On a établi à 198 mg·kg⁻¹ de sol la concentration minimale avec effet observé (CMEO). À cette concentration de sélénium dans le sol, l'activité de l'arylsulfatase était réduite (Al-Khafaji et Tabatabai, 1979). À une concentration de 484 mg·kg⁻¹, la respiration de la microflore indigène du sol était réduite de 43 % (Lighthart *et al.*, 1977). À une concentration de 1 975 mg·kg⁻¹, l'activité de l'amidase dans était réduite, tout comme celle de la phosphatase acide et alcaline (Juma et Tabatabai, 1977; Frankenberger et Tabatabai, 1981).

Végétaux terrestres

L'absorption du sélénium par les plantes dépend principalement de la forme et de la concentration du sélénium dans le sol. La phytodisponibilité du sélénium dans les sols est plusieurs fois plus élevée dans le cas des séléniates (Se⁻⁶) que dans celui des séléniures (Se⁺⁴), tandis que le sélénium élémentaire n'est pour ainsi dire pas disponible (Mikkelsen *et al.*, 1989). L'absorption du sélénium par les végétaux varie également en fonction de certaines propriétés du sol telles que le pH, la texture, la teneur en matières organiques et la présence d'ions compétitifs (Mikkelsen *et al.*, 1989). En règle générale, la phytodisponibilité du sélénium diminue avec l'augmentation de la quantité d'argile, d'oxydes de fer et de matières organiques, de même qu'avec la diminution du pH (Mikkelsen *et al.*, 1989). Le sélénium est distribué dans toutes les parties de la plante; les concentrations sont habituellement plus fortes dans les graines que dans les feuilles, et on enregistre également des concentrations, quoique plus faibles, dans la tige (Olson, 1978; Efroymson *et al.*, 1997a). L'accumulation de sélénium dans les plantes peut être inférieure à 1 mg·kg⁻¹ de tissu végétal, comme elle peut atteindre plusieurs milliers de mg·kg⁻¹ de tissu végétal (James *et al.*, 1989). Chez les espèces végétales qui accumulent le sélénium (p. ex., celles des genres *Astragalus*, *Stanleya*, *Haplopappus* et *Xylorhiza*), l'élément peut atteindre des concentrations extrêmement élevées, dépassant 5 mg·g⁻¹ de poids sec (Salisbury et Ross, 1985), ce qui a causé à de nombreuses reprises l'empoisonnement d'animaux d'élevage. En général, les cultures agricoles tolèrent moins bien le sélénium (Mikkelsen *et al.*, 1989). Le Department of Energy des États-Unis (1998) a examiné 156 facteurs d'absorption par les plantes (concentration dans les végétaux/concentration dans les sols) en se fondant sur 14 études visant diverses espèces de graminées et de cultures. Ces facteurs variaient de 0,02 à 77; la valeur médiane, soit 0,7, a été retenue aux fins de l'élaboration

des *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols*.

On soupçonne que le sélénium joue un rôle essentiel dans la croissance végétale, bien que cela n'ait pas encore été prouvé (Mikkelsen *et al.*, 1989; Efroymson *et al.*, 1997a). Les plantes qui accumulent le sélénium semblent tolérer de fortes concentrations de cet élément. Elles produisent divers types d'acides sélénoaminés qui ne sont pas toxiques pour elles-mêmes, bien que le remplacement du sélénium par du soufre dans les acides aminés et les protéines puisse perturber le métabolisme normal (Brown et Shrift, 1982; Bollard, 1983). La toxicité du Se se manifeste chez les plantes par la chlorose, le rabougrissement et le jaunissement des feuilles (Efroymson *et al.*, 1997a). Mikkelsen *et al.* (1989) ont déterminé quelles concentrations de sélénium dans les tissus végétaux entraînaient une réduction du rendement de 10 %. Les résultats sont les suivants : entre 25 et 30 mg·kg⁻¹ pour la luzerne (Se⁺⁶ dans le sol); plus de 10 mg·kg⁻¹ pour le trèfle d'Alexandrie (Se⁺⁴ dans le sol); 3 mg·kg⁻¹ pour les pois, la moutarde et le blé (Se⁺⁶ dans le sol); entre 10 et 15 mg·kg⁻¹ pour le blé (Se⁺⁴ dans le sol); entre 2 et 67 mg·kg⁻¹ pour le riz (Se⁺⁶ dans le sol).

On a constaté qu'une concentration de 1,5 mg·kg⁻¹ de sélénium dans le sol sous forme de Na₂SeO₄ réduisait le poids des pousses de luzerne, alors qu'une concentration de 0,5 mg·kg⁻¹ n'avait aucun effet (Wan *et al.*, 1988). Le poids des pousses de luzerne était également réduit lorsque le végétal était cultivé dans des sols contenant 2 mg·kg⁻¹ de sélénites (Se⁺⁴); dans les sols à faible teneur en matières organiques, cette diminution était encore plus marquée (Soltanpour et Workman, 1980). Dans le cas du blé, une concentration de 2,5 mg·kg⁻¹ (plus faible concentration utilisée) de sélénium sous forme de Na₂SeO₃ dans le sol entraînait une réduction de la biomasse et du rendement après 50 jours (Singh et Singh, 1978). On a constaté une baisse du poids des pousses de sorgho (*Sorghum vulgare*) pouvant atteindre 59 % à une concentration de sélénium de 1 mg·kg⁻¹ (Carlson *et al.*, 1991). En ce qui concerne le dolique à œil noir (*Vigna sinensis*), le poids de matière sèche a diminué après l'application de sélénium sous forme de sélénium élémentaire, de Na₂SeO₃·H₂O ou de H₂SeO₃ en concentration de 2,5 mg·kg⁻¹ (Singh et Singh, 1979). Il semble que la forme la plus toxique était le Na₂SeO₄, celle-ci ayant entraîné, pour le dolique à œil noir, une réduction du poids de matière sèche à des concentrations d'à peine 1 mg·kg⁻¹ (Singh et Singh, 1979).

Invertébrés terrestres

Il semble que le sélénium soit bioaccumulable chez les invertébrés terrestres. À partir de 7 sites d'une zone réservoir en Californie (États-Unis), Wu *et al.* (1995) ont établi les facteurs de bioaccumulation moyens suivants : 44 (du sol aux végétaux) 44 (végétaux aux sauterelles) et 75 (sauterelles aux mantes religieuses). Sample *et al.* (1998a) ont fait une revue de la littérature existante sur les facteurs d'absorption chez les lombrics et ont calculé, à partir de la documentation, un facteur d'absorption du sélénium à partir du sol de 0,985 chez cette espèce. Beyer *et al.* (1987) ont détecté chez les vers *Aporrectodea tuberculata* et *Aporrectodea turgida* des concentrations de sélénium de 16 et 22 mg·kg⁻¹, respectivement, dans les sols ayant une concentration de sélénium inférieure à 0,1 mg·kg⁻¹. Quand la concentration de sélénium dans les sols passait à 6,7 mg·kg⁻¹, on enregistrait une concentration de sélénium environ cinq fois plus élevée chez les lombrics.

On a constaté que le taux de survie des coléoptères adultes (de l'espèce *Tenebrio molitor*) diminuait lorsque l'insecte était transféré dans un milieu nutritif contenant 0,125 % de sélénite de sodium (Hogan et Razniak, 1991). Des effets sur la reproduction (diminution du nombre de cocons par ver) ont été observés chez les vers *Eisenia foetida* lorsque ceux-ci étaient exposés à une concentration de sélénium (sous forme de sélénite de sodium) de 77 mg·kg⁻¹ (Fischer et Koszorus, 1992).

Animaux d'élevage et espèces sauvages

Les mammifères terrestres et les oiseaux sont exposés au sélénium principalement par la chaîne alimentaire. L'absorption de cet élément à partir du tube digestif varie en fonction de la forme chimique du composé et de la quantité ingérée (NRC, 1980; Marier et Jaworski, 1983). On a constaté que le sélénium présent dans la nourriture était presque entièrement absorbé par les monogastriques alors que, chez les ruminants, le taux d'absorption du sélénium par voie alimentaire était relativement faible (Marier et Jaworski, 1983).

Les concentrations de sélénium dans les tissus animaux reflètent souvent les concentrations de sélénium dans l'alimentation, notamment si l'élément provient d'ingrédients naturels plutôt que de séléniates ou de sélénites (NRC, 1980; Heinz *et al.*, 1989; Stowesand *et al.*, 1990). Sample *et al.* (1998b) ont examiné les facteurs de bioconcentration sol/petits mammifères, et ont calculé la moyenne et la médiane des facteurs d'absorption du sélénium à partir du sol par ces animaux; ces valeurs se situent à 0,35 et 0,16, respectivement. Selon des estimations de Santolo *et al.* (1999), les facteurs

d'accumulation du sélénium chez la crécerelle d'Amérique s'établissent à 1,0 (de la nourriture au sang) et 2,2 (de la nourriture aux œufs).

Le sélénium, en petite quantité, est essentiel aux animaux (p. ex., ruminants, poulet, caille, souris, porc) sur le plan nutritif (NAS, 1980), mais peut devenir toxique pour eux dès que l'on augmente, même légèrement, les quantités (Lemly, 1997). Selon certains chercheurs, une carence en sélénium peut être davantage à craindre, pour les animaux d'élevage, que les effets toxiques de cet élément (Eisler, 1985). L'apport nutritionnel requis en sélénium pour les animaux domestiques varie normalement entre 0,1 et 0,3 mg·kg⁻¹ de matières sèches (NAS, 1980).

Il semble que le mouton soit le mammifère le plus sensible au sélénium. La dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) pour le sélénium absorbé par voie orale de façon chronique (pendant un an) est de 0,08 mg·kg pc⁻¹·jour⁻¹ pour cette espèce (Puls, 1994). Des vaches auxquelles on avait administré différentes doses de sélénométhionine par voie alimentaire pendant 120 jours ont développé des lésions tissulaires à une dose de 0,8 mg·kg pc⁻¹·jour⁻¹ (O'Toole et Raisbeck, 1994). De même, chez des cochons auxquels on avait administré différentes concentrations de sélénite de sodium pendant 5 semaines par voie alimentaire, on a constaté une diminution du gain de poids et de l'ingestion de nourriture à une concentration d'à peine 0,8 mg·kg pc⁻¹·jour⁻¹ environ, c.-à-d., une concentration de 8 mg Se·kg⁻¹ dans la nourriture (Goehring et al., 1984). On a également établi que la teneur maximale de sélénium acceptable dans les aliments destinés aux animaux domestiques était de 2 mg·kg⁻¹ (NAS, 1980), ce qui correspond à une dose quotidienne de 0,8 mg·kg pc⁻¹·jour⁻¹ pour les bovins.

Dans le cas des oiseaux, on a établi un lien entre le sélénium et, d'une part, le taux de mortalité embryonnaire et, d'autre part, la tératogénèse, notamment chez les espèces de l'ouest des États-Unis (Clayton et Clayton, 1994). Cependant, l'évaluation de la toxicité est complexe car le sélénium peut exister sous de nombreuses formes, et la toxicité pour les oiseaux varie considérablement d'une espèce chimique à l'autre (Heinz, 1996). On a constaté que les composés organiques de sélénium, en particulier la sélénométhionine, sont hautement toxiques pour les oiseaux.

Dans une étude sur des canards colverts dont l'alimentation était enrichie en sélénium (DL-sélénométhionine), aucun effet sur la reproduction n'a été observé à une concentration de 3,5 mg·kg⁻¹, et la CME0 était de 7 mg·kg⁻¹ (Stanley et al., 1996). On a enregistré

une suppression du système immunitaire chez le canard colvert lorsque la concentration de sélénométhionine dans l'eau d'abreuvement était de 2,2 mg·L⁻¹ (Fairbrother et Fowles, 1990). Heinz et al. (1987) n'ont constaté aucun effet néfaste chez les canards auxquels on avait administré du sélénite de sodium par voie orale en concentration de 5 mg·kg⁻¹ pendant 78 jours. Aucun effet néfaste n'a été relevé chez les canards auxquels on avait administré des concentrations de sélénométhionine de 1, 2 et 4 mg·kg⁻¹ pendant 100 jours (Heinz et al., 1989). Chez des canetons colverts exposés, dès la sortie de l'œuf, pendant 6 semaines, à une concentration de 40 mg·kg⁻¹ de sélénite de sodium ou de sélénométhionine on a noté des effets négatifs sur le taux de mortalité suite à l'exposition à l'une ou l'autre des deux formes de sélénium (Heinz et al., 1988). À une concentration de 20 mg·kg⁻¹, ces deux composés ont entraîné une réduction de la consommation alimentaire et du poids des canetons (Heinz et al., 1988). Dans une autre étude sur des canetons colverts, une concentration de sélénium (sous forme de DL-sélénométhionine ou de L-sélénométhionine) de 30 mg·kg⁻¹ ajoutée pendant 2 semaines à la nourriture a eu des effets négatifs sur le taux de survie, le poids corporel et la consommation alimentaire des sujets (Heinz et al., 1996). Il semble que la L-sélénométhionine soit plus toxique que la DL-sélénométhionine (Heinz et al., 1996). Les canards colverts ont affiché un comportement d'évitement des aliments lorsque les concentrations de sélénium dans ces derniers atteignaient à peine 10 mg·kg⁻¹ (Heinz et Sanderson, 1990).

Chez des petits-ducs exposés par voie alimentaire à une concentration de sélénométhionine de 30 mg·kg⁻¹ (poids sec) pendant près de 14 semaines, on a noté une diminution de la ponte de 38 % et une baisse de l'éclosabilité de 88 %; de plus, le taux de survie des oisillons a chuté de 100 % (Wiemeyer et Hoffman, 1996). Toutefois, une concentration de 10 mg·kg⁻¹ (poids sec) de sélénium dans les aliments n'a eu aucun effet néfaste sur la reproduction chez le petit-duc. Les bihoreaux gris exposés par voie alimentaire à une concentration de sélénométhionine de 10 mg·kg⁻¹ pendant 94 jours n'ont subi aucun effet néfaste sur le plan de la reproduction (Smith et al., 1988). Dans le cas de la crécerelle d'Amérique, l'exposition par voie alimentaire à une concentration de L-sélénométhionine de 9 mg·kg⁻¹ (poids sec) pendant 11 semaines n'a eu aucun effet sur le poids corporel et n'a produit aucun signe de toxicité chez l'adulte (Yamamoto et al., 1998). Une concentration de 12 mg·kg⁻¹ (poids sec) administrée pendant 11 semaines par voie alimentaire n'a eu aucun effet néfaste sur diverses paramètres liés à la reproduction chez la crécerelle (Santolo et al., 1999).

Pour ce qui est du poulet domestique, des concentrations d'à peine $5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ administrées pendant des périodes allant jusqu'à 28 semaines ont abîmé le plumage des poussins et ont entraîné une augmentation du taux de mortalité chez ces derniers, ainsi qu'une baisse de l'éclouabilité (Moxon, 1937; Ort et Latshaw, 1978). Cette concentration correspond à une dose quotidienne de $0,34 \text{ mg}\cdot\text{kg pc}^{-1}\cdot\text{jour}^{-1}$.

Effets sur la santé humaine et sur la santé des animaux de laboratoire

Pour la population générale, l'exposition au sélénium est principalement liée à l'ingestion d'aliments et de suppléments alimentaires (IOM, 2000). L'absorption du sélénium avec la nourriture a été évaluée à partir de données sur les concentrations recueillies dans le cadre de l'Étude de la diète totale menée à Toronto en 1992 (Dabeka, 1994), et à partir des données sur la consommation d'aliments des Canadiens de divers groupes d'âge (Santé Canada, 1994). L'absorption quotidienne totale de sélénium pour toutes les voies d'exposition (aliments, eau, air, sol, poussière) a été calculée selon le groupe d'âge. Les doses journalières estimées (DJE) pour les adultes, les adolescents, les enfants d'âge scolaire, les tout-petits et les nourrissons s'établissaient, respectivement, à $0,1357$, $0,1326$, $0,1129$, $0,0693$ et $0,0135 \text{ mg Se}\cdot\text{jour}^{-1}$. Ces valeurs, ajustées en fonction du poids corporel, correspondent respectivement à $0,00192$, $0,00222$, $0,00343$, $0,00420$ et $0,00165 \text{ mg Se}\cdot\text{kg pc}^{-1}\cdot\text{jour}^{-1}$. L'alimentation constitue la voie d'exposition la plus importante; 99 % de la DJE lui est attribuable, dans tous les groupes d'âge.

La voie orale constitue une voie d'exposition très importante au sélénium (ATSDR, 2003). Plusieurs composés de sélénium semblent être facilement absorbés à partir du tractus gastrointestinal chez l'humain, et le taux d'absorption dépend de la forme chimique (p. ex., organique, inorganique), de l'état physique (p. ex., solide, liquide) et du schéma posologique (ATSDR, 2003) du composé. L'absorption dépend rarement du bilan de sélénium chez l'humain et, par conséquent, ne semble pas être régulée par homéostasie; les concentrations internes de sélénium dépendent plutôt des voies d'excrétion (IOM, 2000; OMS/FAO, 2004). La biodisponibilité du sélénium est plus grande dans les aliments d'origine végétale (> 85 %) que dans les aliments d'origine animale (15 % en moyenne). Bien que le poisson contienne du sélénium en quantité relativement importante, la biodisponibilité dans ce type de nourriture est plutôt faible (souvent inférieure à 25 %) (Combs, 2001; Navarro-Alarcón et

López-Martínez, 2000). On estime que la biodisponibilité du sélénium dans une alimentation variée se situe entre 60 et 80 % (Daniels, 1996).

En ce qui concerne l'absorption du sélénium par inhalation chez les humains, on ne dispose que d'études menées en milieu de travail. On a mesuré la quantité de sélénium présente dans l'urine de personnes exposées au sélénium dans leur milieu de travail, mais on ne dispose d'aucune estimation quant au degré ou au taux d'absorption (ATSDR, 2003).

À une concentration maximale de sélénium de $0,0029 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (lotion de L-sélenométhionine à 0,05 %), on n'a observé aucune absorption cutanée chez les femmes (Burke *et al.*, 1992). Toutefois, puisque les concentrations à l'essai étaient faibles, on a conclu qu'il se peut que, en plus forte concentration, le sélénium soit absorbé par la peau. On a noté aucune absorption cutanée chez les personnes utilisant un shampooing contenant du disulfure de sélénium à une teneur en de 1% (ATSDR, 2003; NAS, 1980).

La voie d'exposition ne semble pas avoir d'effet important sur la distribution du sélénium dans l'organisme (ATSDR, 2003). Des distributions similaires pour les composés organiques et inorganiques de sélénium ont aussi été relevées dans la plupart des études; la sélenométhionine et d'autres composés organiques persistent d'avantage et en plus forte concentrations dans les tissus que les composés inorganiques (ATSDR, 2003).

Le métabolisme du sélénium comprend des voies d'intégration de l'élément d'une part à des enzymes dépendantes du sélénium et d'autre part, des voies d'élimination corporelles (ATSDR, 2003). L'excrétion des métabolites et des produits finaux du sélénium s'effectue principalement par les voies urinaires.

À ce jour, on a caractérisé près de 20 sélenoprotéines mammaliennes fonctionnelles (Arthur *et al.*, 2003). Il existe trois « familles » de sélenoenzymes : les glutathion peroxydases (GPx), les iodothyronine déiodinases (ID) et les thiorédoxine réductases (TR) (Reilly, 2004). Les quatre formes connues de GPx agissent dans différents compartiments cellulaires et protègent la membrane cellulaire contre le stress oxydatif. Les ID interagissent avec l'iode et préviennent les anomalies du métabolisme des hormones thyroïdiennes. Les TR, pour leur part, contribuent à la réduction des nucléotides et à la liaison des facteurs de transcription dans l'ADN, ainsi qu'à de nombreuses activités cellulaires importantes telles que la croissance cellulaire, le ralentissement de l'apoptose, la

régénération des protéines inactivées par les processus oxydatifs et la régularisation des réactions d'oxydoréduction (Rayman, 2000; OMS/FAO, 2004; Reilly, 2004; 2006).

Le rôle biologique essentiel du sélénium par voie alimentaire chez l'humain a été démontré pour la première fois en associant, la maladie de Keshan (une myocardiopathie endémique dans certaines régions de la Chine, diagnostiquée chez l'enfant et la femme en âge de procréer) ainsi que la maladie de Kaschin-Beck (une ostéoarthropathie endémique en Sibérie de l'Est et dans d'autres régions de la Russie, de la Chine, du Tibet, du Japon et de la Corée du Nord) à une carence alimentaire en sélénium (Levander, 1986; OMS, 1996; Reilly, 2004; 2006).

Le sélénium est un élément paradoxal puisque l'écart entre la carence et la toxicité est très étroit (Reilly, 2004; 2006). Le Food and Nutrition Board de l'Institute of Medicine de la National Academy of Sciences, en collaboration avec Santé Canada, a établi des apports nutritionnels de référence (ANREF) pour la vitamine C, la vitamine E, le sélénium et les caroténoïdes (IOM, 2000). Les ANREF remplacent les apports nutritionnels recommandés (ANR) aux États-Unis et au Canada (IOM, 2000; Santé Canada, 2003). Avant l'élaboration des ANREF, Santé Canada n'avait pas établi d'ANR pour tous les éléments essentiels connus, dont fait partie le sélénium.

Dans l'élaboration des ANREF, on a tenu compte de l'apport quotidien requis en sélénium pour réduire les risques de maladie chronique, maintenir l'homéostasie (en se fondant sur des indicateurs biochimiques) et combler les pertes quotidiennes. Les ANREF tiennent compte de la biodisponibilité de même que de toutes les interactions entre les éléments nutritifs et entre les aliments (Mertz, 1995; OMS, 2002; IOM, 2000, 2001, entre autres). Dans le cas du sélénium et d'autres éléments de diverses sources, il existe un écart sécuritaire entre carence et toxicité, appelé intervalle acceptable d'apports par voie orale (IOM, 2000). Quatre valeurs d'ANREF s'inscrivent dans cet intervalle, telle que définie par l'IOM (2000) pour le sélénium et autres éléments essentiels : apport nutritionnel recommandé (ANR), apport suffisant (AS), besoin moyen estimatif (BME), apport maximal tolérable (AMT). Les ANREF applicables au sélénium figurent dans le document de Santé Canada (2003).

Les mécanismes de toxicité spécifiques du sélénium et de ses composés ne sont pas bien compris. Néanmoins, on croit que seules les formes solubles qui sont facilement absorbées peuvent causer des effets toxiques (ATSDR,

2003). Il a été suggéré qu'un mécanisme causant des effets toxiques serait que le sélénium rend les enzymes contenant des groupements sulfhydryles, essentielles aux réactions oxydatives de la respiration inactives (Lombeck *et al.*, 1987; Mack, 1990). On croit également que le remplacement du soufre par le sélénium dans les macromolécules biologiques – qui survient notamment si le ratio Se:S est élevé – entraîne une toxicité chronique (Stadtman, 1983; Tarantal *et al.*, 1991). On a montré, dans plusieurs études, que les composés solubles du sélénium sont les plus toxiques et qu'ils ont tendance à entraîner une toxicité cumulative; sur une longue période, de faibles doses peuvent entraîner la mort (ATSDR, 2003).

Les effets toxiques du sélénium sur les humains et autres mammifères sont décrits en détail dans un autre document (CCME, 2009). En général, les personnes exposées à une quantité importante de sélénium par la voie alimentaire éprouvent des étourdissements, des pertes d'énergie, des irritations, une accumulation de liquide dans les poumons ou une bronchite aiguë. On ignore à quelles quantités exactes ces effets se produisent. Au contact de la peau, les composés de sélénium peuvent causer des éruptions cutanées, de l'enflure ou de la douleur (ATSDR, 2003).

Bien que certaines études sur l'exposition par voie orale au sélénium chez les animaux aient révélé des effets sur la reproduction et le développement (ex. Rosenfeld et Beath, 1954; Schroeder et Mitchener, 1971), les données disponibles sur la mutagénicité et la génotoxicité des composés de sélénium sont peu concluantes; bon nombre d'études ont eu des résultats contradictoires pour de nombreux composés de sélénium (Environnement Canada, 2002). Dans le cas des humains, il n'existe aucune preuve d'effets sur la reproduction, de tératogénèse ou d'anomalies du développement dus au sélénium. La majorité des études menées sur les humains ont d'ailleurs révélé une relation inverse ou inexistante entre les concentrations de sélénium dans l'environnement et, l'incidence du cancer, ou encore, le taux de mortalité due au cancer (ATSDR, 2003; EPA des É.-U., 1991).

D'après le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC), les données sur l'épidémiologie, sur les animaux, sur la mutagénicité et sur la génotoxicité ne permettent pas de classer les composés de sélénium parmi les cancérigènes pour l'humain. Le sulfure de sélénium est le seul composé dont le pouvoir cancérigène a été démontré dans des études sur des animaux, il a donc été classé parmi les cancérigènes probables pour l'humain par le CIRC et l'EPA des États-Unis. Toutefois, la

quantité de ce composé dans les sols, les aliments et autres milieux est limitée. Par conséquent, l'exposition de l'humain au sulfure de sélénium est négligeable (CCME, 2009).

Santé Canada (1992), dans l'élaboration de la recommandation pour la qualité de l'eau potable au Canada applicable au sélénium (CMA de $0,01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), n'a pas calculé de dose journalière admissible (DJA). L'IOM (2000) a pour sa part établi des valeurs d'apport maximal tolérable (AMT) pour le sélénium applicable à divers stades de vie. L'AMT représente l'apport maximal d'un nutriment que la grande majorité des gens peuvent tolérer sans présenter d'effets néfastes (IOM, 2000). Tout comme les doses de référence ou les DJA, les valeurs d'AMT sont calculées à l'aide des principes bien établis de la méthode d'évaluation des risques et à partir de données provenant de diverses sources telles que des études épidémiologiques dans lesquelles on administre des éléments essentiels en quantité excessive, des essais cliniques et des études expérimentales (OMS, 2002). L'AMT pour la dose journalière chronique en éléments essentiels est calculé en utilisant des concentrations ayant un seuil d'effet mesuré par rapport à l'apport de nutriments excessif telles que la dose sans effet nocif observé (DSENO) et la dose minimale avec effet nocif observé (DMENO). Les DSENO et les DMENO sont divisées par un facteur d'incertitude (FI) dans le calcul de l'AMT (OMS, 2002). Les facteurs employés, bien qu'ils soient souvent inférieurs à ceux que l'on utilise dans le calcul des DJA et des doses de référence – habituellement inférieurs à 10 – représentent une excellente mesure de protection de la santé humaine (Mertz, 1995) due à la fiabilité des données humaines disponibles (Becking, 1998; Dourson et Erdreich, 2001; Munro, 1999). L'AMT tient compte des risques de carence et de toxicité des éléments nutritifs, de même que de la variabilité d'un individu à l'autre (OMS, 2002). L'utilisation de FI élevés, pourrait produire un apport de référence menant à une carence (Munro, 2006).

Les valeurs d'AMT s'appliquent à l'apport en sélénium par l'alimentation et les suppléments, sous forme de composés organiques ou inorganiques. L'IOM (2002) n'a toutefois pas tenu compte de l'apport en sélénium provenant de l'eau potable dans l'élaboration de l'AMT puisqu'il jugeait que cette voie d'exposition était négligeable.

Les valeurs d'AMT ont été calculées lors d'une réévaluation de l'état de Chinois qui se rétablissaient d'une sélénose (Yang et Zhou, 1994). L'état de ces individus avait premièrement été étudié lors d'une étude

épidémiologique dans laquelle on avait enquêté sur l'occurrence de la sélénose au sein de populations exposées à diverses quantités de sélénium provenant d'aliments cultivés localement. À cette époque, les taux sanguins de sélénium reflétaient les signes cliniques observés de la sélénose : haleine d'ail, ongles épais et cassants, perte de cheveux et d'ongles, hémoglobine réduite, dents tachetées, lésions de la peau, douleurs dans les membres, anesthésie périphérique (Yang *et al.*, 1989). L'IOM (2000) a choisi une DSENO de $0,800 \text{ mg}\cdot\text{jour}^{-1}$, une dose permettant le rétablissement, jugée sécuritaire pour les populations américaine et canadienne. On a également utilisé un facteur d'incertitude (FI) de 2 afin de protéger les personnes sensibles puisque l'effet toxique, bien que non aigu, n'est pas toujours complètement réversible. Pour les adultes (19 ans et plus), les femmes enceintes ou qui allaitent et les jeunes de 14 à 18 ans, on a établi un AMT de $0,400 \text{ mg}\cdot\text{jour}^{-1}$ (IOM, 2000). Pour les nourrissons (de la naissance à 6 mois) et les bébés (de 7 à 12 mois), les AMT se situaient à $0,045 \text{ mg}\cdot\text{jour}^{-1}$ et $0,060 \text{ mg}\cdot\text{jour}^{-1}$, respectivement. Pour les enfants de 1 à 3 ans, de 4 à 8 ans et de 9 à 13 ans, les valeurs s'établissaient à 0,090, 0,150 et $0,280 \text{ mg}\cdot\text{jour}^{-1}$, respectivement (IOM, 2000). Dans le cas des tout-petits, âgés de 7 mois à 4 ans, l'AMT a été recalculé aux termes du protocole du CCME (2006) et fixé à $0,103 \text{ mg}\cdot\text{jour}^{-1}$, et constitue une moyenne pondérée selon la durée. Si on tient compte du poids, les AMT applicables aux adultes, aux adolescents, aux enfants d'âge scolaire, aux tout-petits et aux nourrissons s'établissent, respectivement, à 0,0057, 0,0062, 0,0063, 0,0062 et $0,0055 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{jour}^{-1}$.

Élaboration des recommandations

Les recommandations canadiennes pour la qualité des sols sont élaborées pour divers types de sols selon la méthode établie par le CCME (2006), en utilisant différents récepteurs et scénarios d'exposition pour chacun des types de sols (voir le tableau 1). Les calculs des recommandations sont décrits en détail dans un autre document (CCME, 2009).

Recommandations pour la qualité des sols – Protection de l'environnement

Les recommandations pour la qualité des sols visant la protection de l'environnement (RQS_E) sont fondées sur des études de toxicité sur les plantes et les invertébrés (contact avec le sol). En ce qui concerne les sols à vocation agricole, des données de toxicité de l'ingestion de sol et d'aliments par les espèces mammifères et aviaires sont incluses. Afin d'assurer un spectre plus large

de protection, on calcule également des valeurs de vérification pour le cycle des éléments nutritifs et de l'énergie pour les microbes du sol ainsi que des valeurs de vérification pour la migration hors site dans le cas des sols à vocation commerciale ou industrielle. Les valeurs de vérification de la migration hors site permettent de veiller à ce que les sites commerciaux et industriels ne contaminent pas les sols à vocation agricole/résidentielle ou les parcs avoisinants. En ce qui concerne les substances organiques solubles, on calcule également les concentrations dans le sol afin de prévenir la contamination des eaux souterraines, ce qui assure la protection de la vie dulcicole et la qualité de l'eau servant à l'irrigation et à l'abreuvement du bétail.

La valeur la plus faible entre les diverses recommandations pour la qualité des sols et les valeurs de vérification applicables à chaque type de sol constitue la RQS_E .

Dans le cas du sélénium, les recommandations pour le contact avec le sol ont été élaborées à l'aide de la méthode de CMEQ. Les données étaient insuffisantes pour établir une valeur de vérification du cycle des éléments nutritifs et de l'énergie pour tous les types de sols. Toutefois, celles dont on dispose semblent indiquer que les processus liés à ce cycle sont moins sensibles au sélénium que d'autres récepteurs écologiques. La recommandation pour l'ingestion de sol et d'aliments applicable aux sols à vocation agricole était supérieure à la recommandation pour le contact avec le sol, c'est pourquoi les recommandations se rapportant au contact avec le sol servent de RQS_E pour les sols à vocation agricole/résidentielle et les parcs (voir le tableau 2). Les données étaient toutefois suffisantes pour calculer une valeur de vérification pour la migration hors site dans le cas des sols à vocation commerciale et industrielle. Cependant, cette valeur était supérieure à la recommandation pour le contact avec le sol, c'est pourquoi cette dernière sert de RQS_E pour les sols à vocation commerciale et industrielle (voir le tableau 2). Aucune recommandation pour la protection des eaux souterraines n'a été élaborée pour le sélénium puisque les modèles ne sont pas applicables aux substances inorganiques.

Recommandations pour la qualité des sols – Protection de la santé humaine

Pour les risques potentiels que présente l'exposition à des contaminants également considérés comme des éléments essentiels dans les sites contaminés fédéraux au Canada, Santé Canada recommande d'employer les valeurs

d'apport maximal tolérable (AMT) de l'IOM (2000; 2001) comme valeurs de référence dans l'évaluation des risques. Puisque le sélénium constitue un élément essentiel à la santé humaine et que les composés de sélénium ne semblent pas être cancérigènes, on suggère d'utiliser les AMT de l'IOM (2000) applicables au récepteur le plus sensible pour chacun des types d'utilisation du sol (l'enfant pour les parcs et les sols à vocation agricole, résidentielle ou commerciale et l'adulte pour les sols à vocation industrielle) dans l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols applicables au sélénium qui visent la protection de la santé humaine.

On suggère, dans le protocole du CCME concernant la qualité des sols (CCME, 2006), d'appliquer divers mécanismes de vérification, quand cela s'y prête, afin d'élargir la protection qu'assurent les recommandations. La valeur la plus basse parmi la recommandation pour l'ingestion de sol, la valeur de vérification pour la migration hors site et la recommandation pour la protection de l'eau potable constitue la RQS_{SH} recommandée (voir le tableau 2). Dans le cas du sélénium, la vérification de la migration hors site dans le cas des sols à vocation commerciale ou industrielle était le seul mécanisme pour lequel les données étaient suffisantes pour établir une valeur de vérification.

Les recommandations pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine (RQS_{SH}) qui s'appliquent au sélénium tiennent compte de la voie d'exposition par contact direct pour les sols à vocation agricole, résidentielle (et parcs) ou commerciale (voir le tableau 2). La valeur de vérification pour la migration hors site, étant inférieure à la recommandation pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine par contact direct applicable aux sols à vocation industrielle, constitue donc la RQS_{SH} pour les sols à vocation industrielle (voir le tableau 2).

Recommandations pour la qualité des sols – sélénium

Les recommandations pour la qualité des sols visant la protection de l'environnement et de la santé humaine, c'est pourquoi elles correspondent aux valeurs les plus basses entre les RQS_E et les RQS_{SH} . Dans les cas où les données sur ces deux aspects sont suffisantes et adéquates, les critères provisoires pour la qualité du sol du CCME peuvent être remplacés (voir le tableau 1).

Pour les sols à vocation agricole, résidentielle (et parcs), commerciale ou industrielle, les RQS_E , fondées sur les recommandations pour le contact avec le sol, servent de recommandations pour la qualité des sols.

Les données dont on dispose sont adéquates et suffisantes pour calculer une RQS_{SH} et une RQS_E . Ainsi, les recommandations pour la qualité des sols, calculées conformément au protocole (CCME, 2006), constituent de nouvelles recommandations pleinement intégrées qui s'appliquent à chacun des types de sols. Les RQS fournies dans le présent document l'emportent sur les critères provisoires pour la qualité du sol s'appliquant au sélénium (CCME, 1991) ainsi que sur les recommandations pour la qualité des sols précédentes (EC, 2001).

Il est possible qu'il existe des sites aux concentrations naturelles de fond anormalement élevées et dépassant ces recommandations. Dans ces cas, les pouvoirs publics peuvent établir des recommandations propres à un site qui examinent les caractéristiques géologiques uniques de ces endroits (CCME 2006). Le CCME (1996) fournit des conseils sur les modifications pouvant être apportées aux recommandations au moment où des objectifs propres à un site sont fixés.

Références

- Alberta Agriculture, Food And Rural Development. 2002. Agricultural impacts on groundwater quality in the irrigated areas of Alberta. Accessible à l'adresse : [http://www1.agric.gov.ab.ca/\\$department/deptdocs.nsf/all/irr4452](http://www1.agric.gov.ab.ca/$department/deptdocs.nsf/all/irr4452).
- Al-Khafaji, A.A. et M.A. Tabatabai. 1979. Effects of trace elements on arysulfatase activity in soils. *Soil Sci.* 127(3):129-133. (Cité dans Efrøymsen *et al.*, 1997b).
- Andersson, E. 2005. Hazardous substances in electrical and electronic equipment (EEE) – Expanding the scope of the RoHS directive. Document préparé pour l'Inspectorat suédois des produits chimiques, au département de la réduction des risques à Sundbyberg, dans le cadre d'un cours au département des sciences appliquées de l'environnement donné à l'Université de Göteborg (Suède). Accessibles à l'adresse : http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/weee_2008/library?l=characteristics/hazardous_substances/EN_1.0_&a=d.
- Arthur, D. 1972. Selenium content of Canadian foods. *Journal de l'Institut canadien de science et technologie alimentaire* 5(3):165-169 (résumé de l'article en français).
- Arthur, J.R., R.C. Mackenzie et G.J. Beckett. 2003. Selenium on the immune function. *J. Nutr.* 133: 1457S-1459S.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2003. Toxicological profile for selenium. Préparé pour le Department of Health and Human Services des États-Unis, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Atlanta, GA.
- Banuelos, G.S., et D.W. Meek. 1990. Accumulation of selenium in plants grown on selenium-treated soil. *J. Environ. Quality.* 19(4):772-777. (Cité dans ATSDR, 2003).
- Becking, G.C. 1998. The effect of essentiality on risk assessment. *Biol. Trace Elem. Res.* 66(1-3):423-38.
- Beyer, W.N., G. Hensler et J. Moore. 1987. Relation of pH and other soil variables to concentrations of Pb, Cu, Zn, Cd and Se in earthworms. *Pedobiologia.* 30:167-172.
- Bollard, E.G. 1983. Involvement of unusual elements in plant growth and nutrition. *In* : Lauchli, A. et Bielecki, R.L. (sous la direction de), pp. 695-744. (Cité dans Salisbury and Ross 1985).
- Brown, T.A. et A. Shrift. 1982. Selenium: toxicity and tolerance in higher plants. *Biol. Rev.* 57:59-84. (Cité dans Mikkelsen *et al.* 1989).
- Burke, K.E., R.G. Burford, G.F. Combs Jr, I.W. French, and D.R. Skeffington. 1992. The effect of topical L-selenomethionine on minimal erythema dose of ultraviolet irradiation in humans. *Photodermatol Photoimmunol Photomed* 9(2):52-57. (Cited In ATSDR 2003).
- Carlson, C.L., D.C. Adriano et P.M. Dixon. 1991. Effects of soil-applied selenium on the growth and selenium content of forage species. *J. Environ. Qual.* 20: 363-368.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés. CCME, Winnipeg.
- . 1993. Guide pour l'échantillonnage, l'analyse des échantillons et la gestion des données des lieux contaminés – Volume II : Sommaires des méthodes d'analyse. CCME, Winnipeg.
- . 1996. 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. [Réimprimé dans *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, Chapitre 7. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg]
- . 2006. 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, 2006, Winnipeg.]
- . 2009. Canadian Soil Quality Guidelines: Selenium. Environmental and Human Health. Scientific Criteria Document. CCME, Winnipeg.
- CCREM (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement). 1987. *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*. Préparé par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux.
- Chau, Y.K., P.T.S. Wong, B.A. Silverberg, P.L. Luxon et G.A. Bengert. 1976. Methylation of selenium in the aquatic environment. *Science.* 192:1130-31.
- Clayton, G.D. et F.E. Clayton. 1994. *Patty's Industrial Hygiene and Toxicology*. Fourth Edition. Volume II, Part A. John Wiley & Sons, Inc. Toronto.
- Combs, G.F. Jr. 2001. Selenium in global food systems. *Br. J. Nutr.* 85: 517-547.
- Dabeka, R.W. 1994. Rapport non publié sur les concentrations de sélénium et d'iode dans des échantillons de la ration alimentaire totale. 17 septembre 1994. Division de la recherche sur les aliments, Santé Canada, Ottawa (Ontario).
- Daniels, L.A. 1996. Selenium metabolism and bioavailability. *Biol. Trace Elem. Res.* 54:185-199.
- Dann, T. 2004. Communication personnelle de Tom Dann, chef, Toxiques atmosphériques, Analyses et qualité de l'air, Centre de toxicologie environnementale, Centre des sciences et technologies environnementales, Environnement Canada.
- Doran, J.W. 1982. Microorganisms and the biological cycling of selenium. *Adv. Microbial. Ecol.* 6:1-32. (Cité dans ATSDR, 2003.)
- Dourson, M. L. et L.S. Erdreich. 2001. Using human data to develop risk values. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 7(6): 1583-1592.

Tableau 2 : Recommandations pour la qualité des sols et valeurs de vérification applicables au sélénium (mg·kg⁻¹)

Recommandation	Type d'utilisation du sol			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
	1 ^a	1 ^a	2,9 ^a	2,9 ^a
Recommandations pour la protection de la santé humaine/valeurs de vérification				
RQS _{SH}	80 ^b	80 ^b	125 ^b	1 135 ^b
Contact direct (RQS _{CD})	80	80	125	4 050
Protection de la qualité de l'air intérieur - sous-sol (RQS _{QAI})	N.C. ^c	N.C. ^c	N.C. ^c	N.C. ^c
Protection de la qualité de l'air intérieur - dalles sur terre-plein (RQS _{QAI})	N.C. ^c	N.C. ^c	N.C. ^c	N.C. ^c
Vérification pour la migration hors site (RQS _{MH-SH})	—	—	1 135	1 135
Protection de la qualité de l'eau potable (RQS _{EP})	N.C. ^d	N.C. ^d	N.C. ^d	N.C. ^d
Vérification des produits du jardin, de la viande et du lait (SQG _{IN})	N.C. ^e	N.C. ^e	—	—
Recommandations pour la protection de l'environnement/valeurs de vérification				
RQS _E	1 ^f	1 ^f	2,9 ^f	2,9 ^f
Contact avec le sol (RQS _{CS})	1	1	2,9	2,9
<i>Cote de confiance</i> ^h	F	F	F	F
Ingestion de sol et d'aliments (RQS _I)	4,5 ⁱ	—	—	—
Protection de la vie aquatique (RQS _{VA})	N.C. ^d	N.C. ^d	N.C. ^d	N.C. ^d
Abreuvement du bétail (RQS _{AB})	N.C. ^d	N.C. ^d	N.C. ^d	N.C. ^d
Eau d'irrigation (RQS _{IR})	N.C. ^d	N.C. ^d	N.C. ^d	N.C. ^d
Vérification pour le cycle des nutriments et de l'énergie (RQS _{CNE})	N.C. ^g	N.C. ^g	N.C. ^g	N.C. ^g
Vérification pour la migration hors site (RQS _{MH-E})	—	—	5,0	5,0
Critères provisoires pour la qualité du sol (CCME, 1991)	2	3	10	10
Recommandations canadiennes pour la qualité des sols (EC, 2001)	1	1	3,9	3,9

Notes :

RQSSH = Recommandation pour la qualité des sols pour la protection de la santé humaine; RQSE = Recommandation pour la qualité des sols pour la protection de l'environnement; N.C. = non calculée; — Le tiret correspond à une recommandation/valeur de vérification qui ne fait pas partie du scénario d'exposition pour cette utilisation du terrain et qui, par conséquent, n'est pas calculée. .

^a Les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQSSH et une RQSE pour cette utilisation de terrain. . Ainsi, il s'agit d'une nouvelle recommandation pleinement intégrée qui s'applique à cette utilisation du sol et qui est calculée conformément au Protocole (CCME, 2006). Cette valeur l'emporte sur le critère provisoire pour la qualité du sol (CCME, 1991) correspondant.

^b La RQSSH correspond à la valeur la plus faible parmi les recommandations visant la protection de la santé humaine et les valeurs de vérification

^c La valeur associée à la qualité de l'air intérieur s'applique aux composés organiques volatils et n'est pas calculée pour les contaminants inorganiques.

^d La valeur de vérification associée à la qualité des eaux souterraines s'applique aux composés organiques et n'est donc pas calculée pour les contaminants inorganiques. On doit prendre en compte les contaminants inorganiques préoccupants propres au site, s'il y a lieu.

^e La valeur de vérification associée aux produits du jardin, à la viande et au lait s'applique aux composés organiques et n'est donc pas calculée pour les contaminants inorganiques. On doit prendre en compte les contaminants inorganiques préoccupants propres au site, s'il y a lieu.

^f La RQSE correspond à la valeur la plus faible parmi les recommandations visant la protection de l'environnement et les valeurs de vérification.

^g Les données sont insuffisantes ou inadéquates et ne permettent pas de calculer ces recommandations/valeurs de vérification.

^h Pour obtenir des explications au sujet du degré de fiabilité en ce qui concerne le contact avec le sol, consultez le document du CCME (2006).

ⁱ Cette valeur peut ne pas être protectrice si le bétail ou la faune consomme des plantes qui hyperaccumulent le sélénium du sol.

- Efroymson, R.A., M.E. Will G.W. Suter II et A.C. Wooten. 1997a. Toxicological Benchmarks for Screening Contaminants of Potential Concern for Effects on Terrestrial Plants: 1997 Revision. Préparé pour le Department of Environment and Energy des États-Unis. Oak Ridge National Laboratory. ES/ER/TM-85/R3.
- Efroymson, R.A., M.E. Will et G.W. Suter II. 1997b. Toxicological Benchmarks for Contaminants of Potential Concern for Effects on Soil Litter Invertebrates and Heterotrophic Process: 1997 Revision. Préparé pour le Department of Environment and Energy des États-Unis. Oak Ridge National Laboratory. ES/ER/TM-126/R2.
- Eisler, R. 1985. Selenium Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: A Synoptic Review. Patuxent Wildlife Research Centre. US Fish and Wildlife Services. Biological Report 85(1.5), Contaminant Hazard Review Report No. 5.
- EC. (Environment Canada). 2001. Canadian Soil Quality Guidelines for Selenium. Scientific Supporting Document. National Guidelines and Standards Office. Environmental Quality Branch, Environment Canada. Ottawa.
- Fairbrother, A. et J. Fowles. 1990. Subchronic effects of sodium selenite and selenomethionine on several immune functions in mallards. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 19:836-844.
- Fischer, E. et L. Koszorus. 1992. Sublethal effects, accumulation capacities and elimination rates of As, Hg, and Se in the manure worm, *Eisenia fetida* (Oligochaeta, Lumbricidae). Pedobiologia. 36:172-178. (Cité dans Efroymson *et al.*, 1997b).
- Fishbein, L. 1983. Environmental selenium and its significance. Fundam. Appl. Toxicol. 3:411-419.
- Frankenberger, W.T. et M.A. Tabatabai. 1981. Amidase activity in soils: IV. Effects of trace elements and pesticides. Soil Sci. Soc. Am. J. 45:1120-1125. (Cité dans Efroymson *et al.*, 1997b).
- Garrett, R.G. Recherche régionale et biogéochimie, Geological Survey of Canada, Ressources naturelles Canada, communication personnelle, le 4 janvier 2005.
- George, M.W. 2004. Minerals Yearbook 2004: Selenium and Tellurium. U.S. Geological Survey. Accessible à l'adresse : <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/selenium/selenmyb04.pdf>.
- Geering, H.R., E.E. Cary, L.H.P. Jones et W.H. Allaway. 1968. Solubility and redox criteria for the possible forms of selenium in soils. Soil Science Society of America Proceedings. 32:35-40. (Cité dans ATSDR, 2003).
- Gizyn, W.I. 1994. Windsor Air Quality Study: Soil and Garden Produce Survey Results. Section de la phytotoxicologie, Direction de l'élaboration des normes, ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario.
- Goehring, T.B., I.S. Palmer, O.E. Olson, G.W. Libal, and R.C. Wahlstrom. 1984. Toxic effects of selenium on growing swine fed corn-soybean meal diets. J. Animal Sci. 59(3): 733-737.
- Haluschak, P., R.G. Eilers, G.F. Mills. et S. Grift. 1998. Status of Selected Trace Elements in Agricultural Soils of Southern Manitoba. Technical Report 1998-6E, Unité des ressources pédologiques, Centre de recherche de Brandon, Direction générale de la recherche, Agriculture et Agroalimentaire Canada. Avril 1998.
- Heinz, G.H., D.J. Hoffman, A.J. Krynsky et D.M.G. Weller. 1987. Reproduction in mallards fed selenium. Environ. Toxicol. Chem. 6:423-433. (Cité dans Sample *et al.*, 1996).
- Heinz, G.H., D.J. Hoffman et L.G. Gold. 1988. Toxicity of organic and inorganic selenium to mallard ducklings. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 17: 561-568.
- Heinz, G.H., D.J. Hoffman et L.G. Gold. 1989. Impaired reproduction of mallards fed an organic form of selenium. J. Wildl. Mgmt. 53:418-428. (Cité dans Sample *et al.* 1996).
- Heinz, G.H. et C.J. Sanderson. 1990. Avoidance of selenium-treated food by mallards. Environ. Toxicol. Chem. 9: 1155-1158.
- Heinz, G.H. 1996. Selenium in Birds. In : W.N. Beyer et G.H. Heinz (sous la direction de). Environmental Contaminants in Wildlife: Interpreting Tissue Concentrations. CRC Press: Washington.
- Heinz, G.H., D.J. Hoffman et L.J. LeCaptain. 1996. Toxicity of seleno-L-methionine, seleno-DL-methionine, high selenium wheat, and selenized yeast to mallard ducklings. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 30: 93-99.
- Hogan, G.R. et H.G. Razniak. 1991. Selenium-induced mortality and tissue distribution studies in *Tenebrio molitor* (Coleoptera: Tenebrionidae). Environmental Entomology. 20(3):790-794.
- IARC (International Agency for Research on Cancer). 1987. Selenium and selenium compounds. Monograph volume 9, supplement 7. Last updated 21 March 1998. Available at: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol9/volume9.pdf>
- IOM (Institute of Medicine). 2000. Dietary reference intakes for vitamin C, vitamin E, selenium and carotenoids. Panel on Dietary Antioxidants and Related Compounds, Subcommittees on Upper Reference Levels of Nutrients and Interpretation and Uses of DRIs,

- Standing Committee on the Scientific Evaluation of Dietary Reference Intakes. Food and Nutrition Board of the Institute of Medicine of the National Academies. Washington, DC: National Academy Press, 2000.
- . 2001. Dietary Reference Intakes for Vitamin A, Vitamin K, Arsenic, Boron, Chromium, Copper, Iodine, Iron, manganese, Molybdenum, Nickel, Silicon, Vanadium and Zinc. Panel on Dietary Antioxidants and Related Compounds, Subcommittees on Upper Reference Levels of Nutrients and Interpretation and Uses of DRIs, Standing Committee on the Scientific Evaluation of Dietary Reference Intakes. Food and Nutrition Board of the Institute of Medicine of the National Academies. Washington, DC: National Academy Press, 2001.
- James, L.F., K.E. Panter, H.F. Mayland, M.R. Miller et D.C. Baker. 1989. Selenium Poisoning in Livestock: A Review and Progress. Selenium in Agriculture and the Environment. Special Publication No. 23. pp 123-131.
- Janda, J.M. et R.W. Fleming. 1978. Effect of selenate toxicity on soil mycoflora. *J. Environ. Sci. Health.* 13(9):697-706.
- Juma, N.G. et M.A. Tabatabai. 1977. Effects of trace elements on phosphatase activity in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41:343-346. (Cité dans Efroymson *et al.*, 1997b).
- Kabatas-Pendias, A. et H. Pendias. 2000. Trace elements in soils and plants. Third edition. Boca Raton, FL: CRC Press.
- Klaassen, C.D., M.O. Amdur et J.E. Doull. (eds.). 1991. Casarett and Doull's Toxicology, The Basic Science of Poisons. 4th Edition. New York, NY: MacMillan Publishing Company.
- Lemly, A.D. 1997. Environmental implication of excessive selenium: A review. *Biomedical and Environmental Sciences.* 10:415-435.
- Levander, O.A. 1986. Selenium. In: W. Mertz (Ed.), Trace Elements in Human and Animal Nutrition. Academic Press, London. pp. 139-197.
- Lighthart, B., H. Bond, and M. Ricard. 1977. Trace Elements Research Using Coniferous Forest Soil/Litter Microcosms. USEPA-600/3-77-091. (Cited In Efroymson *et al.* 1997b).
- Lombeck, I., H. Menzel et D. Frosch. 1987. Acute selenium poisoning of a 2-year-old child. *Eur J Pediatr* 146(3):308-312. (Cité dans ATSDR, 2003).
- Mack, R.B. 1990. The fat lady enters stage left. Acute selenium poisoning. *NC. Med. J.* 51(12):636-638. (Cité dans ATSDR, 2003).
- Maier, K.J., C. Foe, R.S. Ogle, M.J. Williams, A.W. Knight, P. Kiffrey, et L.A. Melton. 1988. The dynamics of selenium in aquatic ecosystems. In: Hemphill, D.D. (sous la direction de). Trace substances in environmental health. XXI Proceedings. Columbia, MO: University of Missouri. pp. 361-408. (Cité dans ATSDR, 2003).
- Marier, J.R. et J.F. Jaworski. 1983. Interactions of Selenium. Conseil national de recherches du Canada, Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Sous-comité sur les métaux lourds et certains autres éléments. CNRC No. 20643.
- McKeague, J.A. et M.S. Wolynetz. 1980. Background levels of minor elements in some Canadian soils. *Geoderma.* 24:299-307.
- MedlinePlus. 1993. Drug information: selenium sulfide topical. U.S. National Library of Medicine and National Institutes of Health. Revised: 07/26/1993. Accessible à l'adresse : <http://www.nlm.nih.gov/medlineplus/print/druginfo/uspdi/202520.html>.
- MEEO (ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario). 1994. Ontario typical range of chemical parameters in soil, vegetation, moss bags and snow. Avril 1994 (version 1.0a). PIBS 2792. 212 pp. + app.
- Merck. 1996. The Merck Index: An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals. Twelfth Edition. Merck and Co., Inc. Rathway, NJ.
- Mertz, W. 1995. Risk assessment of essential trace elements: new approaches to setting recommended dietary allowances and safety limits. *Nutr. Rev.* 53(7):179-85.
- Mikkelsen, R.L., A.L. Page et F.T. Bingham. 1989. Factors Affecting Selenium Accumulation by Agricultural Crops. In: Selenium in Agriculture and the Environment. SSSA Special Publication Number 23. ISBN 0-89118-789-8. pp. 65-94.
- Miller, J.J., B.J. Read, D.J. Wentz et D.J. Heaney. 1996. Major and trace element content of shallow groundwater associated with dryland saline soils in Southern Alberta. *Water Qual. Res. J. Can.* 31(1): 101-117.
- Moxon, A.L. 1937. Alkali disease or selenium poisoning. *S. Dak. Agric. Exp. Stn. Bull. No. 311.* South Dakota State College of Agriculture and Mechanic Arts, Agricultural Experiment Station, Brookings. 91 pp. (Cité dans NRC, 1980).
- Munro, I. 1999. Perspective of the Food and Nutrition Board Subcommittee on upper reference levels of nutrients. Proceedings of the Annual Summer Meeting of the Toxicology Forum, July 12-16, Aspen, Colorado.
- Munro, I.C. 2006. Setting tolerable upper intake levels for nutrients. *J. Nutr.* 136: 490S-492S.
- Naggal, N.K. et K. Howell. 2001. Water quality guidelines for selenium. Technical appendix. Water Protection Branch, Water, Lands and Air Protection, Victoria, British Columbia. (<http://www.env.gov.bc.ca/wat/wq/BCguidelines/selenium>).
- NAS (National Academy of Sciences). 1976. Selenium. Washington, D.C.: National Academy of Sciences. (Cité dans ATSDR, 2003).
- . 1980. Recommended dietary allowances. 9th Revision. Washington, DC: Food and Nutrition Board, National Academy of Science. pp. 162-164. (Cité dans ATSDR, 2003).
- Navarro-Alarcón, M., et M.C. López-Martínez. 2000. Essentiality of selenium in the human body: relationship with different diseases. *Sci. Total Env.* 249: 347-371.
- NRC (National Research Council). 1980. Selenium. In: Mineral Tolerance of Domestic Animals. National Academy of Sciences (NAS), Washington, DC. pp.392-415.
- Nriagu, J.O. et J.M. Pacyna. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 333: 134-139.
- Olson, O.E. 1978. Selenium in Plants as a Cause of Livestock Poisoning. In: Effects of Poisonous Plants on Livestock. Keeler *et al.* (eds.). pp. 121-133.
- OMS (Organisation mondiale de la Santé). 2002. Principles and methods for the assessment of risk from essential trace elements. Programme international sur la sécurité des substances chimiques (PISSC).
- OMS (Organisation mondiale de la Santé) et FAO (Organisation des Nations Uniques pour l'alimentation et l'agriculture). 2004. Vitamin and mineral requirements in human nutrition. Second edition. Joint FAO/WHO Expert Consultation on Human Vitamin and Mineral Requirements (1998: Bangkok, Thaïlande). Accessible à l'adresse : <http://whqlibdoc.who.int/publications/2004/9241546123.pdf>.
- Ort, J.F., and J.D. Latshaw. 1978. The toxic level of sodium selenite in the diet of laying chickens. *J. Nutr.* 108:1114. (Cited in NRC 1980).
- O'Toole, D. and M.F. Raisbeck. 1995. Pathology of experimentally induced chronic selenosis (alkali disease) in yearling cattle. *J. Vet. Diagnostic Investigation* 7(3): 364-373.
- Outridge, A.M., Scheuhammer, G.A. Fox, B.M. Braune, L.M. White, L.J. Gregorich, and C. Keddy. 1999. An assessment of the potential hazards of environmental selenium for Canadian water birds. *Environ. Rev.* 7: 81-96.
- Penny, D. 2004. The Micronutrient and Trace Element Status of Forty-Three Soil Quality Benchmark Sites in Alberta. Report prepared for the AESE (Alberta Environmentally Sustainable Agriculture) Soil Quality Monitoring Program, Alberta Agriculture, Food and Rural Development, Conservation and Development Branch, Edmonton, Alberta.. July

- Puls, R. 1994. Mineral Levels in Animal Health - Diagnostic Data. 2nd Edition. Sherpa International, Clearbrook, B.C.
- Rayman, M.P. 2000. The importance of selenium to human health. *The Lancet* 356: 233-241.
- Reamer, D.C., and W.H. Zoller. 1980. Selenium biomethylation products from soil and sewage sludge. *Science* 208:500-502.
- Reilly, C. 1996. Selenium in Food and Health. Blackie Academic and Professional, London
- Reilly, C. 2004. The Nutritional Trace Elements. Blackwell Publishing.
- Reilly, C. 2006. Selenium in Food and Health, 2nd edition. Blackie Academic and Professional, London.
- RNCAN (Ressources naturelles Canada) 2006. Statistiques en ligne sur les minéraux et l'exploitation minière. Site consulté en août 2006. Accessible à l'adresse : http://mmsd1.mms.nrcan.gc.ca/mmsd/production/default_f.asp.
- Rasmussen, P., K. Subramanian, et B. Jessiman. 2001. A multi-element profile of housedust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa, Canada. *Science of the Total Environment* 267(1-3): 125-140
- Richardson, G.M. 1997. Compendium of Canadian Human Exposure Factors for Risk Assessment. O'Connor Associates Environmental Inc., 14 Clarendon Ave., Ottawa, ON K1Y 0P2.
- Rosenfeld, I. et O.A. Beath. 1954. Effect of selenium on reproduction in rats. *Proc. Soc. Exp. Biol. Med.* 87:295-297.
- Salisbury, F.B. et C.W. Ross. 1985. *Plant Physiology*. Third Edition. Wadsworth Publishing Company, California. pp. 102.
- Sample, B.E., D.M. Opresko et G.W. Suter II. 1996. Toxicological Benchmarks for Wildlife: 1996 Revision. Prepared by the Risk Assessment Program Health Sciences Research Division. Oak Ridge, Tennessee. Préparé pour le Department of Energy Office of Environmental Management des États-Unis. ES/ER/TM-86/R3.
- Sample, B.E., J.J. Beauchamp, R.A. Efrogymson, G.W. II Suter et T.L. Ashwood. 1998a. Development and Validation of Bioaccumulation Models for Earthworms. Préparé pour le Department of Energy Office of Environmental Management des États-Unis. Oak Ridge National Laboratory. ES/ER/TM-220.
- Sample, B.E., J.J. Beauchamp, R.A. Efrogymson, and G.W. II Suter. 1998b. Development and Validation of Bioaccumulation Models for Small Mammals. Prepared for the US Department of Energy. Office of Environmental Management. Oak Ridge National Laboratory. ES/ER/TM-219.
- Santé Canada. 1992. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – documentation à l'appui – Le sélénium. Avril 1979 (mise à jour en 1992).
- . 1994. L'évaluation du risque à la santé humaine des substances d'intérêt prioritaire. Liste des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation. N° cat. : En40-215/41F. Ottawa.
- . 1996. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, 6^e éd. – Documentation à l'appui : Sélénium. Préparé par le Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable du Comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail.
- . 2003. Utilisation des apports nutritionnels de référence. Cat. H44-49/2003F-HTML. ISBN 0-662-89788-9.
- . 2006a. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Tableau sommaire. Publiées par Santé Canada au nom du Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail. Mars 2006.
- . 2006b. Monographie – Produits antipelluculaires. Accessibles à l'adresse : http://www.hc-sc.gc.ca/dhpmps/prodnatur/applications/licen-prod/monograph/mono_antidandruff_antipelluculaire_f.html.
- . 2006c. Base de données sur les produits pharmaceutiques (BDPP). Recherche en ligne dans la BDPP avec le mot-clé « sélénium » comme matière active. Date de la dernière modification : le 11 janvier 2006. Accessible à l'adresse : http://hc-sc.gc.ca/dhpmps/prodpharma/databasdon/index_f.html.
- Santolo, G.M., J.T. Yamamoto, J.M. Pisenti et B.W. Wilson. 1999. Selenium accumulation and effects on reproduction in captive American kestrels fed selenomethionine. *J. Wildlife Manage.* 63(2): 502-511.
- Schroeder, H.A. et M. Mitchener. 1971. Toxic effects of trace elements on the reproduction of mice and rats. *Arch. Envir. Health.* 23:102-106. (Cited in Sample et al. 1996).
- Shamberger, R.J. 1981. Selenium in the environment. *Sci. Total Environ.* 17:59-74.
- Singh, M. et N. Singh. 1978. Selenium toxicity in plants and its detoxification by phosphorus. *Soil Sci.* 126:255-262.
- Singh, M. et N. Singh. 1979. The effect of forms of selenium on the accumulation of selenium, sulphur, and forms of nitrogen and phosphorus in forage cowpea (*Vigna sinensis*). *Soil Science* 127(5): 264-269.
- Smith, G.J., G.H. Heinz, D.J. Hoffman, J.W. Spann et A.J. Krynskiy. 1988. Reproduction in black-crowned night-herons fed selenium. *Lake Reservoir Manage.* 4:175-180. (Cité dans Sample et al., 1996).
- Soltanpour, P.N. et S.M. Workman. 1980. Use of NH₄HCO₃-DTPA soil test to assess availability and toxicity of selenium to alfalfa plants. *Commun. Soil Sci. Plant. Anal.* 11(12):1147-1156. (Cité dans Efrogymson et al., 1997a).
- Stadtman, T.C. 1983. New biological functions--Selenium-dependent nucleic acids and proteins. *Fundam Appl Toxicol* 3:420-423. (Cité dans ATSDR, 2003).
- Stanley, T.R. Jr., G.J. Smith, D.J. Hoffman, G.H. Heinz et R. Roscoe. 1996. Effects of boron and selenium on mallard reproduction and duckling growth and survival. *Environ. Toxicol. Chem.* 15(7):1124-1132.
- Stowesand, G.S., J.L. Anderson, L.H. Weinstein, J.F. Osmloski, W.H. Gutenmann et D.J. Lisk. 1990. Selenium in tissues of rats fed rutabagas grown on soil covering a cola fly ash landfill. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 44:681-685.
- Subramanian, K.S. et J.C. Méraner. 1984. A survey of sodium, potassium, barium, arsenic, and selenium in Canadian drinking water supplies. *At. Spectrosc.* 5:34.
- Tarantal, A.F., C.C. Willhite, B.L. Lasley, C.J. Murphy, C.J. Miller, M.J. Cukierski, S.A. Brooks et A.G. Hendrickx. 1991. Developmental toxicity of l-selenomethionine in *Macaca fascicularis*. *Fund Appl Toxicol* 16:147-160. (Cité dans Sample et al., 1996b).
- US DOE. (Department of Energy des États-Unis). 1998. Empirical Models for the Uptake of Inorganic Chemicals from Soil by Plants. BJC/OR-133.
- US EPA. (Environmental Protection Agency des États-Unis). 1984. Health Effects Assessment for Selenium. Environmental Protection Agency des États-Unis, Cincinnati, OH. NTIS PB86-134699.
- . 1991. Integrated Risk Information System (IRIS) for Selenium and Compounds. Online. National Center for Environmental Assessment, Cincinnati, OH.
- Wan, H.F., R.L. Mikkelse et A.L. Page. 1988. Selenium uptake by some agricultural crops from central California soils. *J. Environ. Qual.* 17(2):269-272. (Cited in Efrogymson et al. 1997a).
- Wiemeyer, S.N. et D.J. Hoffman. 1996. Reproduction in eastern screech-owls fed selenium. *J. Wild. Manage.* 60(2): 332-341.
- Wu, L., J. Chen, K.K. Tanji et G.S. Banuelos. 1995. Distribution and biomagnification of selenium in restored upland grassland contaminated by selenium from agricultural drain water. *Environ. Toxicol. Chem.* 14(4):733-743.
- Yamamoto, J.T., G.M. Santolo et B.W. Wilson. 1998. Selenium accumulation in captive American kestrels (*Falco sparverius*) fed selenomethionine and naturally incorporated selenium. *Environ. Toxicol. Chem.* 17(12): 2494-2497.
- Yang, G., S. Yin et R. Zhou. 1989. Studies of safe maximal daily dietary selenium intake in a seleniferous area in China. Part II.

- Relation between selenium intake and the manifestations of clinical signs and certain biochemical alterations. J. Trace Elemen. Electrolytes Health Dis. 3:123-130. (Cité dans Lemly, 1997).
- Yang, G.-Q., S. Yin, R.-H. Zhou, Gu, B. Yan, Y. Liu et Y. Liu. 1989b. Studies of safe maximal daily dietary selenium intake in a seleniferous area in China. Part II. Relation between selenium intake and the manifestations of clinical sings and certain biochemical alterations in blood and urine. J. Trace Elemen. Electrolytes Health Dis. 3:123-130 (Cité dans IOM, 2000).
- Yukon Zinc Corporation. 2005. Selenium Market Overview. En ligne, novembre 2005. Accessible à l'adresse : <http://www.yukonzinc.com/documents/Selenium2005-11-10.pdf>.
- Zieve, R. et P.J. Peterson. 1981. Factors influencing the volatilization of selenium from soil. Sci. Total Environ. 19:277-284.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2009. *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine : Sélénium (2009)*. Dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez communiquer avec :

Environnement Canada
Bureau national des recommandations et des normes
200, boul. Sacré-Coeur, 7^e étage
Gatineau (QC) K1A 0H3
Téléphone : 819-953-1550
Télécopieur : 819-994-3120
Courriel : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Site Web : <http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe>

Pour obtenir d'autres exemplaires du présent document :

www.ccme.ca

Also available in English.