



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

ARSENIC (INORGANIQUE) 1997

Ce feuillet d'information présente les recommandations canadiennes pour la qualité des sols concernant l'arsenic inorganique (As) en vue de la protection de l'environnement et de la santé humaine (tableau 1). Un document scientifique plus élaboré, soutenant les recommandations présentées ici, est également disponible (Environnement Canada, 1996).

Information générale

L'arsenic (CAS 7440-38-2) est un métalloïde du Groupe 5A, qui a des propriétés métalliques et non métalliques. Le numéro atomique de l'arsenic est le 33 et sa masse atomique est de 74,92. Chimiquement, l'arsenic

se rapproche du phosphore. L'arsenic possède quatre états d'oxydation stables, soit l'arsine (-3), l'arsenic métallique (0), l'arsénite (+3) et l'arséniat (+5). L'arsenic forme des liaisons covalentes avec la plupart des métaux et des non-métaux. Il forme des composés organiques stables, autant dans son état trivalent que pentavalent. L'arsenic ne se rencontre que rarement sous sa forme élémentaire; il se retrouve le plus souvent sous forme de sulfures et en composés complexes avec le fer, le nickel, le cuivre et le cobalt. La forme d'arsenic anthropique la plus souvent rejetée dans l'environnement est l'oxyde d'AS(III).

L'arsenic est une composante mineure des minerais complexes extraits des mines surtout pour leur teneur en cuivre, en plomb, en zinc, en argent et en or. Au Canada,

Tableau 1. Recommandations pour la qualité des sols concernant l'arsenic inorganique ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
Recommandation	12^a	12^a	12^a	12^a
RQ _{SH}	12	12	12	12
Voie limitant la RQ _{SH}	Ingestion de sol	Ingestion de sol	Ingestion de sol	Ingestion de sol
RQ _{SH} provisoire	NC ^b	NC ^b	NC ^b	NC ^b
Voie limitant la RQ _{SH} provisoire	ND	ND	ND	ND
RQ _E	17	17	26	26
Voie limitant la RQ _E	Contact avec le sol	Contact avec le sol	Contact avec le sol	Contact avec le sol
RQ _E provisoire	NC ^c	NC ^c	NC ^c	NC ^c
Voie limitant la RQ _E provisoire	ND	ND	ND	ND
Critères provisoires de qualité des sols (CCME, 1991)	20	30	50	50

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

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

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

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

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

les gisements d'or sont la source première d'arsenic, alors qu'à l'échelle mondiale il provient surtout des gisements de cuivre. L'arsenic est généralement récupéré à partir des poussières et des résidus provenant du grillage des minerais-sources. On le récolte sous forme de trioxyde d'arsenic impur qui est soit purifié sur place ou vendu directement à une raffinerie. Quatre-vingt-seize pour cent de l'arsenic est utilisé sous forme de trioxyde d'arsenic ou d'autres composés d'arsenic; seulement 4 % est utilisé à l'état métallique. La demande pour l'arsenic a diminué abruptement depuis le début des années 1980 à cause des inquiétudes liées à ses effets sur l'environnement (Ignatow et coll., 1991).

À l'heure actuelle au Canada, l'arsenic est surtout utilisé dans des applications métallurgiques (Environnement Canada, 1996) et dans la fabrication de préservatifs pour le bois. La production d'or et de métaux communs, l'utilisation de pesticides à base d'arsenic, la production d'électricité par des centrales thermiques alimentées au charbon ainsi que l'élimination des déchets domestiques et industriels, constituent les principales sources anthropiques d'arsenic rejeté dans l'environnement au Canada. Presque tous les rejets (80 %) d'arsenic dans l'environnement aboutissent dans les sols (ATSDR, 1993). Dans la nature, l'arsenic est présent dans les milieux aquatiques et terrestres, provenant des sols et des rochers patinés par les intempéries et l'érosion. Dans les régions où la roche mère est riche en arsenic, les niveaux de fond peuvent être significativement élevés. L'arsenic est rejeté naturellement dans l'atmosphère par les éruptions volcaniques et par les émissions d'arsines de méthyle qui se volatilisent des sols (Chilvers et Peterson, 1987).

Kabata-Pendias et Pendias (1992) rapportent que les concentrations moyennes d'arsenic dans plusieurs types de sol non contaminé varient au Canada de 4,8 à 13,6 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de sol sec. Les données d'inventaires récents menés par la Commission géologique du Canada révèlent que, pour l'arsenic, les concentrations de fond dans les milieux de surface comme les tills (le substrat à partir duquel la plupart des sols canadiens se sont développés) s'étendent sur plusieurs ordres de grandeur, reflétant les variations dans la composition de la roche mère et les effets de l'érosion glaciaire sur les débris de cette dernière (I. Kettles, 1995, Ressources naturelles Canada, comm. pers.). Les concentrations d'arsenic dans des échantillons de till prélevés à différents sites au Canada varient de 1 à 6590 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de sol sec. Les concentrations moyennes en milieu urbain et rural sont égales ou inférieures à 10 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de sol sec, la plupart des valeurs se retrouvant dans la plage 4 à 6 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Environnement Canada, 1996).

Dans les échantillons de sol de surface prélevés à la grandeur de l'Ontario, dans des zones qui n'ont pas été affectées par une source ponctuelle locale de pollution, les valeurs du 98^e centile des mesures de concentration d'arsenic sont de 11 et 17 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ pour les sols de parcs ruraux et les sols de vieux parcs urbains, respectivement (MEEQ, 1993).

Au Canada, la concentration d'arsenic dans les réserves d'eau potable est généralement $<5 \mu\text{g As}\cdot\text{L}^{-1}$, principalement sous forme d'As(V), mais des niveaux plus élevés d'arsenic inorganique sous forme d'As(III) et d'As(V) sont normalement observés dans la nappe phréatique, surtout dans les régions où il y a des sources géologiques naturelles. De faibles concentrations moyennes d'arsenic dans la matière particulaire (diamètre 10), soit 0,001 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, ont été mesurées depuis un certain nombre d'années dans les masses d'air ambiant des principaux centres urbains canadiens. Les concentrations moyennes d'arsenic total dans les aliments sont généralement situées dans la plage inférieure de l'ordre des nanogrammes par gramme; toutefois, les concentrations dans les poissons marins peuvent être supérieures à 3000 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$. Des données restreintes révèlent que la proportion d'arsenic inorganique dans les aliments varie de 0 % dans les poissons marins à 75 % dans les produits laitiers, le boeuf et le porc, le reste de l'arsenic total mesuré étant essentiellement sous forme d'arsenic organique non toxique (Environnement Canada, 1996).

La méthode analytique recommandée pour l'arsenic par le CCME est la méthode 6010 de l'EPA des É.-U. intitulée « spectroscopie d'émission avec plasma induit par haute fréquence » (CCME, 1993a, 1993b). À la suite de corrections pour un échantillon de sol de 1g digéré, l'extrait final étant dilué à 100 mL, une limite de détection de 5,3 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ serait calculée pour l'arsenic.

Devenir dans l'environnement et comportement dans le sol

Plusieurs facteurs contrôlent le devenir et le comportement de l'arsenic dans les sols et, ultimement, sa biodisponibilité. Il est généralement reconnu que seul l'arsenic soluble peut être absorbé par les plantes. La solubilité et la spéciation de l'arsenic en solution sont déterminées surtout par le pH et le potentiel d'oxydoréduction. La solubilité de l'arsenic peut influencer la quantité d'arsenic ultimement disponible à l'intérieur d'un système, alors que la spéciation de l'arsenic détermine le comportement et, en grande partie, la toxicité de l'arsenic.

En général, dans des conditions d'oxydation ou dans des sols aérobies, l'arsenic inorganique est surtout présent sous forme d'arséniate, AsO_4^{3-} , avec l'arsenic à l'état d'oxydation +5. D'un point de vue thermodynamique, H_2AsO_4^- est la forme la plus stable à un pH entre 2 et 7. Au-delà d'un pH 7, HAsO_4^{2-} est la forme la plus stable.

En conditions de réduction, comme dans les sols anaérobies saturés d'eau, l'arsenic se trouve surtout sous forme d'arsénite, AsO_3^{3-} , avec l'arsenic à l'état d'oxydation +3. H_3AsO_3 est la forme la plus stable d'un point de vue thermodynamique, jusqu'à un pH d'environ 9; c'est donc la forme dominante dans la plage normale de pH des sols. En condition de très forte réduction, l'arsenic peut exister sous forme élémentaire et sous forme d'arsine (AsH_3).

Plusieurs micro-organismes peuvent provoquer la méthylation de l'arsenic. On retrouve des oxyacides méthylés d'arsenic dans différents sols, sédiments et eaux à l'état naturel (Masscheleyn et coll., 1991).

Un des processus les plus importants influençant le comportement et la biodisponibilité de l'arsenic dans les sols est sa capacité d'adsorption aux solides ou aux particules. L'adsorption dans les sols contrôle la persistance, l'activité et la mobilité des différentes formes d'arsenic. Les facteurs qui régissent l'adsorption de l'arsenic dans les sols sont, entre autres, le pH et la quantité d'argile, de fer, d'aluminium, de calcium et de phosphore présents dans le sol.

Le pH influence la répartition des formes d'arsenic présentes dans les solutions et active les sites d'adsorption d'anions des minéraux argileux, influençant par le fait même l'adsorption. À faible pH, les groupes hydroxyles exposés à la périphérie des oxydes de métal, des minéraux argileux et des minéraux de silice amorphes sont protonisés et acquièrent une charge positive. Les sites protonisés (activés) sont alors disponibles pour réagir et adsorber les anions d'arsenic présents dans la solution (Sposito, 1989).

L'arsenic est fortement adsorbé par les minéraux argileux comme la kaolinite, la limonite, la montmorillonite et la vermiculite (Dickens et Hiltbold, 1967; Slooff et coll., 1990). L'arsenic peut être fortement adsorbé aux hydroxydes électropositifs comme l'aluminium, le fer et le calcium qui recouvrent les particules d'argile ou réagissent avec les cations dans les solutions des sols (Jacobs et coll., 1970).

Les solutions des sols contiennent plusieurs composantes différentes en concurrence pour les sites d'adsorption

(Roy et coll., 1986), particulièrement le phosphore, le sélénium et le molybdate. L'arsenic et le phosphore sont chimiquement similaires et ils existent sous forme d'oxyanions, qui peuvent concurrencer pour les sites de fixation dans les sols et pour l'absorption par les plantes (Woolson, 1973; Asher et Reay, 1979).

L'arsenic inorganique est plus mobile dans les sols que l'arsenic organique, et les arsénites sont plus mobiles que les arsénates (Xu et coll., 1988). Par conséquent, l'arsenic inorganique et les arsénites peuvent s'infiltrer dans les eaux de surface et la nappe phréatique (CNRC, 1979). Malgré la stabilité relative des formes ioniques solubles, les concentrations de composés d'arsenic dans les eaux de porosité sont généralement faibles (O'Neill, 1990). Il semble que l'adsorption soit le phénomène dominant dans la répartition de l'arsenic dans le sol, de sorte que le lessivage des composés d'arsenic à des profondeurs plus grandes est fortement corrélé à la diminution de la capacité d'adsorption du sol. Essentiellement, le lessivage se produit lorsque les taux d'application d'arsenic dépassent la capacité d'adsorption du sol. Le lessivage est plus prononcé dans les sols sableux et dans les sols pauvres en hydroxydes de fer, d'aluminium et de calcium (Woolson et coll., 1971).

Comportement et effets chez le biote

Processus microbiens des sols

Des études concernant l'exposition à des formes inorganiques d'arsenic ont révélé que l'oxyde d'As(III) a des effets inhibiteurs sur l'uréase normale dans certains sols, mais que le degré d'inhibition dépend du type de sol (Tabatabai, 1977). D'autres études ont démontré que l'As(III) est un inhibiteur plus efficace des activités de l'uréase, de l'amidase et du processus de nitrification que l'As(V) (Tabatabai, 1977; Liang et Tabatabai, 1977; Frankenberger et Tabatabai, 1981). On observe l'effet contraire sur l'activité de la phosphatase acide et alcaline, où l'As(V) cause une plus grande inhibition d'activité microbienne (Juma et Tabatabai, 1977). Ni l'As(III), ni l'As(V) a un effet inhibiteur majeur sur la minéralisation de l'azote (Liang et Tabatabai, 1977).

Plantes terrestres

L'absorption d'arsenic et sa translocation subséquente sont influencées par l'espèce de plante, la forme chimique de l'arsenic et la température. Bien que les plantes cultivées dans un sol enrichi à l'arsenic puissent contenir des

concentrations beaucoup plus élevées d'arsenic que les plantes cultivées dans un sol non traité, les plantes terrestres présentent rarement des concentrations d'arsenic plus fortes que le substrat où elles croissent.

Dans les sols, la concentration la plus faible d'arsenic pour laquelle des effets phytotoxiques ont été observés est de $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, ce qui a résulté en des réductions de récolte de 22 et 42 % pour les haricots verts, de 33 et 41 % pour les épinards et de 17 et 23 % pour les radis, selon le type de sol. Des diminutions de rendement de 26 % pour le chou et de 22 % pour les haricots de Lima ont aussi été enregistrées à $10 \text{ mg As}\cdot\text{kg}^{-1}$ de sol (Woolson, 1973). Dans la même étude, les tomates n'étaient pas affectées à $100 \text{ mg As}\cdot\text{kg}^{-1}$ de sol.

Invertébrés terrestres

Une étude de Beyer et Cromartie (1987) sur les concentrations d'arsenic dans des vers de terre provenant de 20 sites différents, contaminés et non contaminés, a révélé que l'arsenic n'est pas bioaccumulé de façon significative.

La concentration d'arsenic la plus faible à laquelle des effets néfastes ont été observés (utilisant le sol comme milieu expérimental) est de $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, concentration qui a entraîné la mort de 50 % des vers de terre (*Eisenia foetida*). À $83 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, les vers de terre n'étaient pas du tout affectés (Environnement Canada, 1995).

Animaux d'élevage et faune sauvage

Les populations de mammifères terrestres peuvent être exposées à différentes formes d'arsenic par l'inhalation d'aérosols ou l'ingestion de composés d'arsenic adsorbés aux particules. L'absorption d'arsenic par ingestion de fourrage contaminé n'est pas une voie importante d'exposition parce que les concentrations d'arsenic dans les plantes terrestres sont généralement faibles. Toutefois, l'ingestion directe d'arsenic provenant des sols peut être une source majeure d'arsenic alimentaire pour le bétail en pâturage. La quantité ingérée d'arsenic lié au sol peut représenter de 60 à 75 % de l'ingestion totale d'arsenic par le bétail. Seulement 1 % de cet arsenic est réellement absorbé, le reste étant excrété directement.

La plus faible DL_{50} rapportée chez les mammifères terrestres est de $8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de masse corporelle par jour chez les lapins; chez les oiseaux, cette valeur est de $47,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de masse corporelle par jour.

Effets sur la santé humaine et les animaux de laboratoire

La population canadienne générale est exposée à l'arsenic inorganique dans l'air ambiant, l'eau potable, le sol et la nourriture. Les doses quotidiennes estimées d'arsenic inorganique vont de $0,18$ à $0,73 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ de masse corporelle par jour pour les adultes et pour les bébés ayant une alimentation variée, respectivement. L'eau potable et la nourriture constituent les sources principales d'exposition à l'arsenic inorganique pour les classes d'âge de la population générale et représentent ensemble, en proportions à peu près égales, de 92 à 98 % de la dose quotidienne. Environ 2 % de l'exposition totale quotidienne à l'arsenic inorganique provient de l'ingestion de sol/poussière pour la plupart des classes d'âge. Toutefois, cette source représente 4 et 9 % de la dose quotidienne chez les bébés et les jeunes enfants, respectivement. À l'exception des fumeurs, l'exposition à l'arsenic inorganique par inhalation est négligeable pour la population générale.

L'arsenic inorganique est la forme la plus préoccupante, au point de vue toxicologique, pour les humains. L'arsenic élémentaire et les composés organiques d'arsenic sont considérés comme étant moins toxiques pour les humains et les animaux de laboratoire que les formes inorganiques; la documentation sur le sujet n'est cependant pas complète. Les composés inorganiques solubles d'arsenic (trivalents et pentavalents) sont facilement et presque complètement absorbés à partir du tractus gastro-intestinal. L'arsenic inorganique absorbé s'accumule surtout dans le foie, les reins, les poumons, la rate et la peau. L'As(III) est détoxifié dans le foie par une méthylation enzymatique, et les dérivés méthylés sont rapidement éliminés dans l'urine. Pour que la méthylation se produise, l'As(V) doit d'abord être réduit en As(III). L'absorption d'autres formes d'arsenic peut varier considérablement. L'arsenic élémentaire est peu absorbé, alors que les composés organiques d'arsenic sont absorbés facilement, mais ces deux formes sont fortement et rapidement éliminées du corps humain sans avoir été modifiées; elles ne sont donc pas considérées aussi toxiques que les composés inorganiques d'arsenic. Il a été démontré de façon constante dans de nombreuses études que les composés inorganiques d'arsenic causent le cancer chez les humains exposés par inhalation et ingestion. Pour cette raison, Santé et Bien-être social Canada (1992) et le gouvernement du Canada (1993) ont classé l'ensemble des composés inorganiques d'arsenic dans le Groupe 1 (carcinogène pour les humains) du système de classification élaboré par le Bureau des dangers des produits chimiques dans le but d'élaborer les Recommandations

canadiennes pour la qualité de l'eau potable (Santé et Bien-être social Canada, 1989). Les composés inorganiques d'arsenic sont donc considérés comme des produits toxiques sans seuil (c.-à-d. des substances pour lesquelles un risque d'effets néfastes sur la santé humaine existe, peu importe le niveau d'exposition).

L'ingestion de composés inorganiques d'arsenic dans l'eau potable ou dans des médicaments a été à maintes reprises fortement liée au cancer de la peau chez les humains. En plus du cancer de la peau, différents cancers des organes internes (y compris la vessie, les reins et les poumons) ont aussi été observés chez les populations exposées à des niveaux élevés d'arsenic dans l'eau potable. Des tumeurs rares au foie (angiosarcomes hépatiques) et le cancer du poumon ont été reliés à l'ingestion de médicaments contenant de l'arsenic chez certains patients. Des effets néfastes non cancéreux sur la peau et vraisemblablement des maladies vasculaires périphériques (comme la maladie du pied noir, qui entraîne la gangrène des orteils et des pieds chez une population taïwanaise) ont aussi été rapportés chez des populations humaines exposées de façon chronique à l'arsenic, quoique à des niveaux qui sont généralement associés à des risques élevés de cancer.

Élaboration des recommandations

Les recommandations canadiennes pour la qualité des sols sont élaborées pour différentes utilisations des terrains selon le processus décrit dans CCME (1996a) à partir de différents récepteurs et scénarios d'exposition propres à chaque utilisation des terrains (tableau 1). Les détails méthodologiques de l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols concernant l'arsenic sont présentés dans Environnement Canada (1996).

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

Les recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement (RQS_E) sont fondées sur le contact avec le sol à partir de données provenant d'études de toxicité sur les plantes et les invertébrés. En ce qui concerne les terrains à vocation agricole, des données de toxicité relatives à l'ingestion de sol et de nourriture par les mammifères et les oiseaux sont incluses. Dans le but d'élargir le champ de protection, une vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie est effectuée. Pour les terrains à vocation industrielle, une vérification portant sur la migration hors-site est aussi effectuée.

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

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

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

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

En ce qui concerne l'arsenic, les données sont insuffisantes pour élaborer une valeur de vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie, et les recommandations relatives au contact avec le sol sont proposées comme RQS_E pour toutes les utilisations de terrain (tableau 2).

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

Les recommandations pour la qualité des sols relativement à la santé humaine (RQS_{SH}) pour les contaminants sans seuil (carcinogènes) nécessitent l'élaboration de recommandations pour la qualité des sols qui utilisent une dose spécifique critique posant un risque, fondée sur les risques incrémentiels au cours d'une vie de l'ingestion de sol. Pour toutes les utilisations des terrains, l'adulte a été choisi comme récepteur pour tenir compte des risques de cancer au cours d'une vie. Pour les contaminants sans seuil, l'exposition humaine devrait être réduite au maximum. Par conséquent, des risques

Tableau 2. Recommandations pour la qualité des sols et résultats des calculs de vérification concernant l'arsenic inorganique (mg·kg⁻¹).

Recommandation	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
	12 ^a	12 ^a	12 ^a	12 ^a
Recommandations pour la protection de la santé humaine/ résultats des calculs de vérification				
RQS _{SH}	12 ^b	12 ^b	12 ^b	12 ^b
Recommandation relative à l'ingestion de sol	12	12	12	12
Vérification : inhalation de l'air intérieur	NC ^c	NC ^c	NC ^c	NC ^c
Vérification : migration hors-site	—	—	—	39
Vérification : nappe phréatique (eau potable)	NC ^d	NC ^d	NC ^d	NC ^d
Vérification : produits agricoles, viande et lait	NC ^e	NC ^e	—	—
RQS _{SH} provisoires	NC ^f	NC ^f	NC ^f	NC ^f
Voie limitant la RQS _{SH} provisoire	ND	ND	ND	ND
Recommandations pour la protection de l'environnement/résultats des calculs de vérification				
RQS _E	17 ^g	17 ^g	26 ^g	26 ^g
Recommandation relative au contact avec le sol	17	17	26	26
Recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture	380	—	—	—
Vérification : cycles des nutriments et de l'énergie	NC ^h	NC ^h	NC ^h	NC ^h
Vérification : migration hors-site	—	—	—	140
Vérification : nappe phréatique (vie aquatique)	NC ^d	NC ^d	NC ^d	NC ^d
RQS _E provisoire	NC ⁱ	NC ⁱ	NC ⁱ	NC ⁱ
Voie limitant la RQS _E provisoire	ND	ND	ND	ND
Critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991)	20	30	50	50

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

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

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

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

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

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

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

^gLa RQS_E est fondée sur la recommandation relative au contact avec le sol.

^hLes données sont insuffisantes ou inadéquates pour permettre le calcul de vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie pour cette utilisation du terrain.

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

incrémentiels pour la durée de la vie de 10^4 à 10^7 au-dessus du niveau de fond sont proposés par Santé Canada comme recommandations pour la qualité des sols pour toutes les utilisations de terrain (Environnement Canada, 1996).

Le Sous-comité du CCME sur les critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés propose une recommandation pour la qualité des sols qui est fondée sur un risque incrémentiel à l'exposition de 10^{-6} (CCME, 1996a). Il convient de souligner que le risque incrémentiel de 10^{-6} au-dessus du niveau de fond se situe dans la plage ($<10^{-5}$ à 10^{-6}) considérée comme « essentiellement négligeable » dans l'élaboration de CMA pour les produits chimiques carcinogènes dans l'eau potable (Santé et Bien-être social Canada, 1989).

La concentration moyenne de fond la plus élevée d'arsenic inorganique ayant été observée provient de milieux urbains non affectés directement par des sources ponctuelles, et est de $10 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de sol sec, ce qui est inférieur à la recommandation proposée. Toutefois, il est possible que les recommandations spécifiques fondées sur le risque incrémentiel pour les terrains à vocation résidentielle/parc et industrielle puissent être inférieures aux niveaux de fond dans certaines régions du Canada. Dans le cas où les concentrations de fond locales ou régionales d'arsenic diffèrent considérablement de $10 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, des recommandations particulières au site ou à la région devraient être élaborées en incorporant les concentrations de fond locales/régionales.

Différents mécanismes de vérification sont appliqués, lorsqu'il s'avère pertinent de le faire, aux recommandations fondées sur l'ingestion de sol en vue de la protection de la santé humaine dans le but d'élargir le champ de protection de celles-ci. La seule valeur de vérification ayant été calculée pour l'arsenic est la vérification portant sur la migration hors-site pour les terrains à vocation industrielle. La plus faible valeur entre la vérification portant sur la migration hors-site et la recommandation fondée sur l'ingestion de sol est recommandée comme RQS_{SH} pour les terrains à vocation industrielle. Les recommandations fondées sur l'ingestion de sol sont donc recommandées comme RQS_{SH} pour toutes les autres utilisations de terrain (tableau 2).

Recommandations pour la qualité des sols concernant l'arsenic

Les recommandations pour la qualité des sols sont les valeurs les plus faibles parmi les RQS_{SH} et les RQS_{E} . Pour toutes les utilisations de terrain, la recommandation est la

concentration dans le sol calculée pour la RQS_{SH} , laquelle est fondée sur l'ingestion de sol contenant un contaminant sans seuil d'effet (tableau 1).

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

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

Références

- Asher, C.J., et P.F. Reay. 1979. Arsenic uptake by barley seedlings, *Aust. J. Plant Physiol.*, vol. 6, p. 459-466.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1993. Toxicological profile for arsenic: Update, TP-92-02, Atlanta (Géorgie), U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- Beyer, W.N., et E.J. Cromartie. 1987. A survey of Pb, Cu, Cd, Cr, As and Se in earthworms and soil from diverse sites, *Environ. Monit. Assess.*, vol. 8, p. 27-36.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés, Winnipeg, CCME.
- . 1993a. Guide pour l'échantillonnage, l'analyse des échantillons et la gestion des données des lieux contaminés : Vol. I — Rapport principal, Winnipeg, CCME.
- . 1993b. Guide pour l'échantillonnage, l'analyse des échantillons et la gestion des données des lieux contaminés : Vol. II — Sommaires des méthodes d'analyse, Winnipeg, CCME.
- . 1996a. Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine, Winnipeg, CCME. [On trouve un résumé du protocole au chapitre 7 des *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1998, Winnipeg.]
- . 1996b. Document d'orientation sur l'établissement d'objectifs particuliers à un terrain en vue d'améliorer la qualité du sol des lieux contaminés au Canada, Winnipeg, CCME. [Repris dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, chapitre 7, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1998, Winnipeg.]
- Chilvers, D.C., et P.J. Peterson. 1987. Global cycling of arsenic, dans *Lead, mercury, cadmium and arsenic in the environment*, publié sous la direction de T.C. Hutchinson et K.M. Meema, Scope 31, New York, John Wiley and Sons.
- CNRC (Conseil national de recherches du Canada). 1979. Les effets de l'arsenic sur l'environnement canadien, publ. n° 15392, Ottawa, Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement.
- Dickens, R., et A.E. Hiltbold. 1967. Movement and persistence of methanearsonates in soil, *Weeds*, vol. 15, p. 299-304.
- Environnement Canada. 1995. Toxicity testing of National

- Contaminated Sites Remediation Program priority substances for the development of soil quality guidelines for contaminated sites, Ottawa, Service de la conservation de l'environnement, Direction de l'évaluation et de l'interprétation, Division des recommandations. Non publié.
- . 1996. Canadian soil quality guidelines for arsenic: Environmental and human health, Supporting document — Final draft, December 1996, Ottawa, Direction de la qualité de l'environnement et de la politique scientifique, Division des recommandations.
- Frankenberger, W.T., et M.A. Tabatabai. 1981. Amidase activity in soils : IV. Effects of trace elements and pesticides, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, vol. 45, p. 1120-1124.
- Gouvernement du Canada. 1993. L'arsenic et ses composés : Liste des substances d'intérêt prioritaire — rapport d'évaluation, Loi canadienne sur la protection de l'environnement, Ottawa, Environnement Canada et Santé Canada.
- Ignatow, A., W. McCutcheon, W. Hoskin, D. Fong et E. Koren. 1991. Specialty metals: Arsenic, dans *Canadian minerals yearbook 1990: Review and outlook*, rapport sur les minéraux n° 39, Ottawa, Énergie, Mines et Ressources Canada.
- Jacobs, L.W., J.K. Syers et D.R. Keeney. 1970. Arsenic sorption by soils, *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, vol. 34, p. 750-754.
- Juma, N.G., et M.A. Tabatabai. 1977. Effects of trace elements on phosphatase activity in soils, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, vol. 41, p. 343-346.
- Kabata-Pendias, A., et H. Pendias. 1992. Trace elements in soils and plants, 2^e éd., Boca Raton (Floride), CRC Press Inc.
- Liang, C.N., et M.A. Tabatabai. 1977. Effects of trace elements on nitrogen mineralisation in soils, *Environ. Pollut.*, vol. 12, p. 141-147.
- Masscheleyn, P.H., R.D. Delaune et W.H. Patrick, Jr. 1991. Effect of redox potential and pH on arsenic speciation and solubility in a contaminated soil, *Environ. Sci. Technol.*, vol. 25, p. 1414-1419.
- MEEO (Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario). 1993. Ontario typical range of chemical parameters in soil, vegetation, moss bags and snow, version 1.0a, PIBS 2792, Toronto, Standards Development Branch, Phytotoxicology Section.
- O'Neill, P. 1990. Arsenic, dans *Heavy metals in soils*, publié sous la direction de B.J. Alloway, New York, John Wiley and Sons, Inc.
- Roy, W.R., J.J. Hassett et R.A. Griffin. 1986. Competitive interactions of phosphate and molybdate on arsenate adsorption, *Soil Sci.*, vol. 142, p. 203-210.
- Santé et Bien-être social Canada. 1989. Derivation of maximum acceptable concentrations and aesthetic objectives for chemicals in drinking water, dans *Guidelines for Canadian drinking water quality: Supporting documentation*. Préparé par le Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable, mai 1989.
- . 1992. Arsenic, dans *Guidelines for Canadian drinking water quality: Supporting documentation*. Préparé par le Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable, mai 1989.
- Slooff, W., B.J.A. Haring, J.M. Hesse, J.A. Janus et R. Thomas, dir. 1990. Integrated criteria document: Arsenic, rapport n° 710401004, Bilthoven (Pays-Bas), Research for Man and Environment (RIVM).
- Sposito, G. 1989. *The chemistry of soils.*, New York, Oxford University Press.
- Tabatabai, M.A. 1977. Effects of trace elements on urease activity in soils, *Soil Biol. Biochem.*, vol. 9, p. 1-13.
- Woolson, E.A. 1973. Arsenic phytotoxicity and uptake in six vegetable crops, *Weed Sci.*, vol. 21, p. 524-527.
- Woolson, E.A., J.H. Axley et P.C. Kearney. 1971. The chemistry and phytotoxicity of arsenic in soils : I — Contaminated field soils, *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, vol. 35(6), p. 938-943.
- Xu, H., B. Allard et A. Grimvall. 1988. Influence of pH and organic substance on the adsorption of As(V) on geologic materials, *Water Air Soil Pollut.*, vol. 40, p. 293-305.

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

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine — arsenic (inorganique) (1997)*, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez contacter :

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

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

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