



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

## CYANURE (LIBRE) 1997

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

### Information générale

Les cyanures constituent un groupe distinct de composés chimiques caractérisés par la présence du groupe  $C\equiv N$ .

Les composés de cyanure peuvent prendre plusieurs formes, dont le cyanure libre, les cyanures simples, les cyanures complexes (métalocyanides) et les cyanures organiques (nitriles). Le terme cyanure libre fait référence à l'ensemble comprenant le HCN moléculaire et l'anion cyanure,  $CN^-$ . Les dénominations chimiques pour HCN incluent le cyanure d'hydrogène, l'acide cyanhydrique et l'acide prussique. Le cyanure d'hydrogène est un liquide ou un gaz inflammable et incolore. Le cyanure d'hydrogène gazeux, qui est rare en milieu naturel, est plus léger que l'air et se diffuse rapidement. Le cyanure d'hydrogène est un acide faible qui demeure en grande partie sous forme moléculaire dans des solutions aqueuses au pH inférieur à 9,2. Au-delà de ce pH, la molécule se

**Tableau 1. Recommandations pour la qualité des sols concernant le cyanure libre ( $mg \cdot kg^{-1}$ ).**

	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
<b>Recommandation</b>	<b>0,9<sup>a</sup></b>	<b>0,9<sup>a</sup></b>	<b>8,0<sup>a</sup></b>	<b>8,0<sup>a</sup></b>
RQ <sub>SH</sub>	29	29	107	420
Voie limitant la RQ <sub>SH</sub>	Ingestion de sol	Ingestion de sol	Ingestion de sol	Migration hors- site
RQ <sub>SH</sub> provisoire	NC <sup>b</sup>	NC <sup>b</sup>	NC <sup>b</sup>	NC <sup>b</sup>
Voie limitant la RQ <sub>SH</sub> provisoire	ND	ND	ND	ND
RQ <sub>E</sub>	0,9	0,9	8,0	8,0
Voie limitant la RQ <sub>E</sub>	Contact avec le sol	Contact avec le sol	Contact avec le sol	Contact avec le sol
RQ <sub>E</sub> provisoire	NC <sup>c</sup>	NC <sup>c</sup>	NC <sup>c</sup>	NC <sup>c</sup>
Voie limitant la RQ <sub>E</sub> provisoire	ND	ND	ND	ND
Critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991)	0,5	10	100	100

**Notes :** NC = non calculée; ND = non déterminée; RQ<sub>E</sub> = recommandation pour la qualité des sols : environnement; RQ<sub>SH</sub> = recommandation pour la qualité des sols : santé humaine.

<sup>a</sup>Les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQ<sub>SH</sub> et une RQ<sub>E</sub>. 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 sur les sols (CCME, 1996a). Le critère provisoire de qualité des sols correspondant (CCME, 1991) est remplacé par la recommandation pour la qualité des sols.

<sup>b</sup>Comme les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQ<sub>SH</sub> pour cette utilisation du terrain, aucune RQ<sub>SH</sub> provisoire n'est calculée.

<sup>c</sup>Comme les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQ<sub>E</sub> pour cette utilisation du terrain, aucune RQ<sub>E</sub> 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.

dissocie en  $H^+$  et  $CN^-$ . Le cyanure d'hydrogène est complètement miscible avec l'eau (Towill et coll., 1978; Eisler, 1991). S'il est impur, le cyanure d'hydrogène liquide peut se polymériser spontanément et violemment. De petites quantités d'acide sulfurique ou phosphorique sont donc habituellement ajoutées comme agents stabilisateurs (Towill et coll., 1978).

Des quantités considérables de composés de cyanure sont utilisées par diverses industries canadiennes, et donc, la demande augmente de façon constante (CPI, 1992; Statistique Canada, 1992). Au Canada, les composés de cyanure sont principalement utilisés pour l'extraction et la récupération des métaux précieux (surtout l'or) et le plaquage par galvanoplastie; pour la production de composés chimiques organiques, de plastiques et d'autres produits synthétiques; et pour la synthèse de divers composés inorganiques utilisés dans l'industrie du plaquage par galvanoplastie (Montreal Engineering Company, 1973; Scott, 1989; CPI, 1991, 1992; Eisler, 1991).

La présence du cyanure et des composés de cyanure dans l'air, l'eau, le sol et la nourriture est attribuable à des sources naturelles ou anthropiques. Les plantes et d'autres organismes vivants produisent des quantités infimes de cyanure (Leduc, 1984; Knowles, 1988; Alström et Burns, 1989; Davis, 1991; Eisler, 1991). Les glycosides cyanogéniques sont très répandus dans plus de 1000 espèces de plantes alimentaires (notamment le manioc, les pois, les haricots et les amandes) (Hulbert et Oehme, 1968; Buck et coll., 1973; Cade et Rubira, 1982; Eisler, 1991).

Bien que le cyanure soit très répandu dans l'environnement, les niveaux environnementaux les plus élevés se rencontrent à proximité des sources de combustion (gaz d'échappement des automobiles, feux, fumée de cigarette et incinération des déchets solides); dans les eaux usées provenant des usines d'épuration, des usines de fer, des aciéries et des industries de produits chimiques organiques; dans les sites d'enfouissement et dans la nappe phréatique adjacente; et dans les régions d'application et de ruissellement de fondants routiers (Towill et coll., 1978; Fiksel et coll., 1981; ATSDR, 1991).

### **Devenir dans l'environnement et comportement dans le sol**

Les principaux processus qui affectent le transport et la répartition du cyanure dans les sols sont la volatilisation

et la biodégradation. Les ions cyanures peuvent aussi former des complexes avec les métaux lourds, particulièrement le fer, et précipiter hors de la solution (Lagas et coll., 1982; Chatwin, 1989). Le cyanure d'hydrogène n'est pas susceptible d'être photolysé dans les sols (Cicerone et Zellner, 1983), mais les cyanures complexes, comme les ferrocyanures et les ferricyanures, peuvent se photodissocier rapidement et dégager du cyanure libre lorsqu'ils sont exposés aux rayons solaires (Callahan et coll., 1979; Fiksel et coll., 1981; Meeussen et coll., 1992). Les cyanures peuvent être adsorbés par plusieurs matériaux, comprenant les argiles et les solides biologiques (Cruz et coll., 1974; Raef et coll., 1977a, 1977b; Chatwin et Trepanowski, 1987; Chatwin, 1989). Cependant, les données disponibles indiquent que le taux d'adsorption du cyanure d'hydrogène et du cyanure métallique dans les sols n'est pas significatif lorsqu'on le compare aux taux de volatilisation et de biodégradation (Raef et coll., 1977a, 1977b; Callahan et coll., 1979; ATSDR, 1991). De petites quantités de cyanure dans le sol peuvent être oxydées en cyanate ( $HCNO$ ) (Chatwin, 1989). La grande volatilité du cyanure et l'action des microbes du sol font en sorte que des niveaux élevés de cyanure ne persistent pas ou ne s'accumulent pas dans le sol sous des conditions naturelles (Towill et coll., 1978; Fuller, 1984).

Comme pour les eaux de surface, le cyanure doit être présent sous forme de cyanure d'hydrogène pour se volatiliser à partir des sols (Higgs, 1992). Le taux de volatilisation à partir des sols est complexe et dépend de plusieurs facteurs, y compris le pH, la solubilité du cyanure, la pression de vapeur du cyanure d'hydrogène, la concentration de cyanure libre, la teneur en eau du sol, la capacité d'adsorption du sol, la porosité du sol, la teneur en matières organiques, la densité et la teneur en argile, et les conditions atmosphériques telles que la pression barométrique, l'humidité et la température (Chatwin et Trepanowski, 1987; Chatwin, 1989). Aucune donnée quantitative sur le taux de volatilisation à partir des sols n'est disponible. Des études empiriques sur la répartition du cyanure d'hydrogène entre la phase gazeuse et la solution dans les sols non saturés ont révélé que sa migration dans le sol se produit surtout par diffusion gazeuse. La volatilisation du cyanure d'hydrogène à partir des sols non saturés pourrait représenter, pour ces sols, jusqu'à 10 % des pertes totales de cyanure (Chatwin, 1989). Dans les sols acides, la volatilisation devient un processus important d'élimination et peut être le mécanisme dominant de la perte de cyanure à la surface des sols (USEPA, 1984; Rouse et Pyrih, 1990).

La biodégradation, particulièrement en conditions aérobies, devrait être un processus important pour le

cyanure dans les sols (Towill et coll., 1978). Les cyanures peuvent être dégradés dans le sol par une grande diversité de microbes, y compris les champignons *Fusarium solani*, *Stemphylium loti* et *Pholiota* sp., et des espèces de bactéries comme *Corynebacterium*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Thiobacillus*, *Pseudomonas*, *Klebsiella* et *Escherichia* (Towill et coll., 1978; Knowles, 1988; Silva-Avalos et coll., 1990). Knowles (1976) a identifié une souche de *Bacillus pumilus*, provenant d'échantillons d'argile semé avec du lin, qui a dégradé une solution de  $0,1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$  de cyanure en dioxyde de carbone et en ammoniacque.

Strobel (1967) a démontré que la flore microbienne naturelle du sol convertit le cyanure en carbonate et en ammoniacque. Le cyanure présent en faibles concentrations sera décomposé en ammoniacque, en dioxyde de carbone et en azote ou en nitrate dans des conditions aérobies, et en ion ammonium, en azote, en thiocyanate et en dioxyde de carbone dans des conditions anaérobies (Rouse et Pyrih, 1990).

La mobilité des composés de cyanure dans le sol dépend des caractéristiques de stabilité et de dissociation du composé, du type de sol, de la perméabilité du sol, de la chimie du sol et de la présence de micro-organismes aérobies et anaérobies (Fuller, 1984; Higgs, 1992). Des études expérimentales sur la mobilité du cyanure dans des sols anaérobies saturés ont démontré que les cyanures simples aqueux et les ferricyanides aqueux ont tendance à être très mobiles. On a observé que les cyanures dissous dans les produits de lixiviation se déplacent beaucoup plus lentement dans les sols que ceux dans la solution aqueuse, car ils tendent à précipiter sous forme du composé Bleu Prussien qui est relativement immobile (Alesii et Fuller, 1976; Fuller, 1977, 1984). Toutefois, il importe de souligner que quoique le Bleu Prussien tende à précipiter dans les sols de  $\text{pH} > 4$ , une partie du composé demeure en solution et peut contaminer la nappe phréatique sous forme de cyanure de fer (Meeussen et coll., 1992). Chatwin (1989) et Higgs (1992) ont observé que les complexes cyanure-cuivre, cobalt, zinc et nickel sont relativement mobiles dans le sol en comparaison avec les complexes cyanure-fer et cyanure-manganèse.

Les conditions de sol qui augmentent la mobilité du cyanure incluent un pH faible, la présence de charges fortement négatives et une faible teneur en argile. Un pH neutre ou alcalin, une forte teneur en argile, de fortes charges positives, et la présence de matières organiques et d'oxydes de fer ou d'autres métaux semblent augmenter l'atténuation du cyanure dans les sols (Alesii et Fuller, 1976; Fuller, 1977, 1984). En conditions aérobies, la

mobilité du cyanure est grandement réduite à cause des taux élevés de biodégradation (Fuller, 1984). La présence de microbes aérobies dans le sol est donc particulièrement importante pour l'atténuation du cyanure. La quantité de cyanure lessivé vers la nappe phréatique est plus grande en conditions anaérobies.

Les sols représentent la voie potentielle majeure de contamination de la nappe phréatique par le cyanure (Chatwin, 1989). De fortes concentrations de cyanure dans les déchets enfouis ou dans les effluents industriels représentent un danger autant pour le sol que pour la nappe phréatique car la dégradation microbienne du produit peut être inhibée (Lagas et coll., 1982; ATSDR, 1991).

## **Comportement et effets chez le biote**

### *Processus microbiens des sols*

Les bactéries exposées au cyanure peuvent montrer une diminution de croissance, une morphologie cellulaire altérée, une diminution de motilité, de la mutagénicité et une respiration altérée (Towill et coll., 1978). La toxicité du cyanure pour les cellules vivantes est le résultat de trois mécanismes majeurs : une forte chélation aux métaux dans les métallo-enzymes; une réaction avec les composés du substrat enzymatique portant un groupe carbonyle pour former des dérivés  $\alpha$ -hydroxy nitriles; et une réaction avec les intermédiaires du type base de Schiff pendant les réactions enzymatiques pour former des dérivés nitriles stables (Solomonson, 1981; Knowles, 1988). Le cyanure est le principal inhibiteur de l'enzyme cytochrome oxydase de même que des hémoprotéines et des autres oxydases ou oxygénases contenant des métaux. À des concentrations d'environ  $10^4 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$  ou moins, le cyanure inhibe habituellement fortement le cytochrome oxydase, alors qu'une concentration de  $10^4$  à  $10^2 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$  de cyanure est requise pour inhiber significativement les autres enzymes (Knowles, 1976). Les populations microbiennes mixtes non acclimatées sont affectées négativement par le cyanure à des concentrations de  $0,3 \text{ mg}$  de  $\text{HCN}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Par contre, les populations acclimatées dans les boues d'épuration activées peuvent résister à des concentrations aussi élevées que  $60 \text{ mg}$  de cyanures totaux  $\cdot\text{kg}^{-1}$  (Towill et coll., 1978).

### *Plantes terrestres*

Très peu de données sont disponibles sur l'absorption de cyanure par les plantes à partir du sol. Les niveaux de

cyanure dans les plantes cyanogènes sont partiellement déterminés par la disponibilité des nutriments, les facteurs de stress physique et le stade de croissance de la plante (Buck et coll., 1973; Cade et Rubira, 1982; Eisler, 1991). Par conséquent, les concentrations de cyanure dans les plantes sont difficiles à corrélérer avec les niveaux dans le sol environnant (Howe et Noble, 1985). Les pissenlits, une plante non cyanogène, récoltés dans des sols contenant de 11,3 à 16,2 mg·kg<sup>-1</sup> de cyanure avaient des niveaux de cyanure de 10,25 à 11,30 mg·kg<sup>-1</sup>, alors que les plantes témoins provenant de sols contenant 0,70 mg·kg<sup>-1</sup> avaient des niveaux de cyanure de 0,50 mg·kg<sup>-1</sup>. Des tests en laboratoire ont démontré que les pissenlits cultivés dans des solutions de cyanure et dans des effluents de mine contenant du cyanure montraient des absorptions de cyanure proportionnelles à la quantité de cyanure dans la solution (Howe et Noble, 1985). Un FBC (rapport entre le cyanure dans la plante et le cyanure dans le sol) de 0,8 peut être estimé à partir des données sur les haricots nains présentées par Wallace et coll. (1977).

Les effets du cyanure sur l'émergence des semis de radis (*Raphanus sativa*) et de laitue (*Lactuca sativa*) cultivés dans un sol artificiel ont été l'objet d'une étude par Environnement Canada (Environnement Canada, 1995a, 1995b). Les valeurs moyennes, à la suite d'une exposition de 3 j, des CSEO, CMEO, CE<sub>25</sub> et CE<sub>50</sub> pour l'émergence des semis de radis étaient de 0,9, 1,9, 1,3 et 2,9 mg de CN<sup>-</sup>·kg<sup>-1</sup> de sol, respectivement. À la suite d'une exposition de 5 j, les valeurs moyennes des CSEO, CMEO, CE<sub>25</sub> et CE<sub>50</sub> pour l'émergence des semis de laitue étaient de 5, 10, 7 et 13 mg de CN<sup>-</sup>·kg<sup>-1</sup> de sol, respectivement.

### *Invertébrés terrestres*

Les charançons des vergers (*Orchidophilus aterrimus*) se sont avérés résistants au cyanure à des concentrations de fumigation allant jusqu'à 4600 mg·L<sup>-1</sup> (Hansen et coll., 1991). Brattsen et coll. (1983) ont démontré que les larves de *Spodoptera eridania* sont extrêmement résistantes au cyanure; en effet des larves âgées de 3 j montraient une DL<sub>50</sub> par ingestion de 1492 mg de HCN·kg<sup>-1</sup>, alors que des niveaux de 23 mg de CN<sup>-</sup>·kg<sup>-1</sup> de sol ont provoqué une mortalité significative chez les vers de terre.

Les données de toxicité pour les invertébrés du sol, tout comme les données de toxicité pour les microbes du sol, sont pratiquement inexistantes. Dans la seule étude disponible sur la toxicité pour les invertébrés du sol, Environnement Canada décrit les effets du cyanure

(appliqué sous forme de cyanure de potassium) sur le ver de terre *Eisenia foetida* dans un sol artificiel. Les valeurs moyennes de CSEO, CMEO, CL<sub>25</sub> et CL<sub>50</sub> étaient respectivement de 8, 15, 9 et 12 mg de CN<sup>-</sup>·kg<sup>-1</sup> de sol (Environnement Canada, 1995a, 1995b).

### *Animaux d'élevage et faune sauvage*

Le cyanure libre est facilement absorbé par les animaux terrestres par l'inhalation, l'ingestion et le contact avec la peau et les membranes muqueuses (Egekeze et Oehme, 1980). La cause la plus fréquente d'empoisonnement au cyanure chez les animaux terrestres, particulièrement chez les animaux d'élevage, est par ingestion de plantes contenant des glycosides cyanogènes. Le cyanure libre est libéré des plantes par la mastication, la digestion et la dégradation microbienne dans le système digestif (Towill et coll., 1978). Le risque est plus grand pour les animaux qui mangent rapidement (Egekeze et Oehme, 1980). Les ruminants (p. ex., le bétail et les moutons) ont tendance à être plus vulnérables aux plantes cyanogènes que les non ruminants (p. ex., les chevaux et les porcs), probablement à cause d'une plus grande dégradation des cellules des plantes par les enzymes bactériens (Cade et Rubira, 1982; Reed, 1984). L'empoisonnement au cyanure par ingestion de plantes cyanogènes est plus fréquent dans des conditions de sécheresse, car les animaux sont moins sélectifs dans le choix du fourrage et la production de glycosides cyanogènes par les plantes augmente en conditions de stress (Buck et coll., 1973; Towill et coll., 1978; Eisler, 1991). En plus des animaux d'élevage, des oiseaux de plusieurs espèces ont été retrouvés morts après avoir ingéré des plantes cyanogènes (Cameron, 1972).

Les DL<sub>50</sub> pour les mammifères et les oiseaux vont de 1,43 à 11,15 mg de CN<sup>-</sup>·kg<sup>-1</sup> de masse corporelle. La détoxification est passablement rapide. Il n'y a pas d'indication de bioaccumulation de cyanure dans aucun organisme. Les faibles doses de cyanure sont rapidement dégradées en produits non toxiques par la plupart des espèces, alors que les fortes doses entraînent la mort (Towill et coll., 1978).

### **Effets sur la santé humaine et les animaux de laboratoire**

La toxicité du cyanure variera selon la voie d'exposition. L'inhalation est la voie d'entrée la plus rapide et elle mène à une apparition rapide des effets toxiques. L'ingestion de sels solubles produit une absorption plus faible par le tube digestif et une détoxification plus

rapide. La forme chimique du cyanure affectera aussi la toxicité. Le cyanure d'hydrogène est la plus toxique des formes de cyanure, alors qu'un composé complexe de cyanure comme l'acétonitrile doit être métabolisé pour libérer du cyanure libre, ce qui a comme résultat de retarder les effets toxiques pour une période pouvant aller jusqu'à 12 h (Ballantyne, 1984).

Le taux d'absorption du cyanure à travers la muqueuse gastro-intestinale dépend du pH, du pKa et de la liposolubilité du composé de cyanure. Les effets létaux rapides observés à la suite de l'absorption orale de cyanure indiquent que les cyanures sont facilement absorbés à partir de l'appareil digestif (Gosselin et coll., 1976).

À cause de leur liposolubilité, les cyanures peuvent rapidement pénétrer l'épiderme. Les propriétés corrosives de certains cyanures (tels que KCN) peuvent augmenter le taux d'absorption (NIOSH, 1976). Dans un cas en particulier, un travailleur portant un respirateur a subi un empoisonnement grave au cyanure en moins de 5 min après s'être renversé du HCN liquide sur les mains (Potter, 1950).

Les cyanures sont rapidement absorbés à la suite de l'inhalation. Chez les humains, une concentration de  $\geq 2000$  ppm est fatale en moins de 1 min (Reiders, 1971). Les humains gardent de 58 à 77 % du HCN dans les poumons à la suite d'une inhalation (Landahl et Herrmann, 1950).

Après l'administration, les cyanures se répartissent dans tout le corps, et le processus de détoxification pour ceux-ci prend place dans différents organes et tissus, dont les cavités nasales, le foie et les muscles (Dahl et Waruszewski, 1989).

Gonzales et Sabatini (1989) ont décrit le mode d'action du cyanure. Le CN inhibe la dernière étape de la phosphorylation oxydative de la réaction du cytochrome oxydase en se liant au complexe cytochrome a-a<sub>3</sub>. Le CN inhibe les enzymes contenant du fer ferrique et à un moindre niveau les enzymes contenant du fer ferreux. Le CN réagit aussi avec l'hémoglobine, à un moindre niveau, puisqu'il contient du fer, et forme des petites quantités de cyanohémoglobine. La mort résulte de l'inhibition de la respiration cellulaire.

Le cyanure est métabolisé considérablement dans le foie. La voie principale de détoxification du cyanure passe par un enzyme mitochondrial, le rhodanèse. Le cyanure est détoxifié par la formation de thiocyanate qui est excrété

dans l'urine. La réaction formant le thiocyanate est essentiellement irréversible (Way, 1984). Les estimations des taux de détoxification chez les humains varient de  $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  par minute à  $170 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  par minute (Bright et Marrs, 1988).

Le cyanure libre est extrêmement toxique en doses aiguës, quelle que soit la voie d'exposition. La plupart des victimes d'empoisonnement aigu au cyanure (p. ex., tentatives de suicide et empoisonnements accidentels) meurent presque immédiatement. Les doses orales fatales des composés de cyanure varient de  $0,5$  à  $3,5 \text{ mg}$  de  $\text{CN}\cdot\text{kg}^{-1}$  de masse corporelle, la plupart des valeurs se situant entre  $0,5$  et  $1,0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (USEPA, 1992). Une dose dermique fatale de HCN a été estimée à  $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . L'inhalation de cyanure gazeux devrait être immédiatement fatale à une concentration de 270 ppm HCN ( $300 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) et fatale après 30 min d'exposition à des concentrations de 135 ppm ( $150 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) (Hartung, 1981).

Les symptômes de l'empoisonnement aigu au cyanure comprennent le vomissement, l'inconscience, le coma, l'arrêt respiratoire et l'acidose métabolique. Le système nerveux central est le récepteur le plus sensible de la toxicité du cyanure, partiellement à cause de ses fortes demandes métaboliques. Plusieurs maladies ont été associées à l'ingestion chronique de petites doses de cyanure, notamment l'amblyopie tabagique, la névrite rétrobulbaire avec anémie pernicieuse, l'atrophie optique de Leber, l'ataxie nutritionnelle nigérienne, la neuropathie et la stérilité chez les femmes qui fument beaucoup.

Aucune étude sur le cancer chez les animaux ni aucune étude épidémiologique de cancérogénicité chez les humains n'ont été signalées. Les tests pour la mutagénicité et les effets sur la synthèse d'ADN in vitro du cyanure se sont avérés négatifs, sauf dans une étude qui a fait mention d'une réponse marginalement mutagène, sans activation métabolique, à l'HCN chez la souche TA100 de *Salmonella typhimurium* traitée à l'HCN.

La population canadienne générale est exposée au cyanure libre dans l'air ambiant, l'eau potable, le sol et la nourriture. À cause de lacunes dans les données pertinentes, il a été impossible de caractériser directement l'exposition canadienne au cyanure libre par la nourriture. Les estimations de l'absorption quotidienne totale de cyanure libre par l'air, l'eau et le sol (excluant la nourriture) varient entre  $\geq 0,07 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  de masse corporelle par jour chez les adultes et  $\geq 0,11 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  de masse corporelle par jour chez les bébés. L'air semble être une source significative d'exposition au cyanure

libre. L'exposition au cyanure chez les fumeurs serait significativement plus élevée (500x) que chez la population générale.

La USEPA (IRIS, 1994) a recommandé une dose orale chronique de référence de  $0,02 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  pour  $\text{CN}^-$  et  $\text{HCN}$ , sur la base de l'étude de Howard et Hanzal (1955) en utilisant un facteur d'incertitude de 100 (10 pour les variations intraspécifiques et 10 pour les variations interspécifiques) et un facteur de modification de 5 (pour la différence apparente de tolérance au cyanure selon le mode d'ingestion [gavage, eau potable, ou dans la nourriture]). Cette dose de référence est adoptée provisoirement par le Bureau des dangers des produits chimiques de Santé Canada pour l'élaboration des recommandations relatives à la qualité des sols en vue de la protection de la santé humaine face au cyanure libre sur les sites canadiens contaminés.

Il n'existe pas de données pour les humains ou les animaux de laboratoire sur lesquelles on pourrait baser une conclusion concernant le potentiel cancérigène du cyanure libre. Il est donc « inclassable en ce qui concerne la cancérogénicité chez les humains » (Groupe VI.B) selon le système de classification utilisé par le Bureau des dangers des produits chimiques de Santé Canada en 1994. Ainsi, pour élaborer les recommandations relatives à la qualité des sols en vue de la protection de la santé humaine, on considère le cyanure libre comme une substance pour laquelle l'effet critique a un seuil d'exposition.

### **Élaboration des recommandations**

Les recommandations canadiennes pour la qualité des sols sont élaborées pour différentes utilisations des terrains selon la procédure décrite dans CCME (1996a) à partir de différents récepteurs et scénarios d'exposition propres à chaque utilisation des terrains. Les élaborations détaillées des recommandations pour la qualité des sols relativement au cyanure sont présentées dans Environnement Canada (1996) et Santé Canada (1996).

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

Les recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement ( $\text{RQS}_E$ ) sont fondées sur le contact avec le sol à partir des données provenant d'études de toxicité sur les plantes et les invertébrés. En ce qui concerne les terrains à vocation agricole, des données de

toxicité relatives à l'ingestion de sol et de nourriture par les mammifères et les oiseaux sont incluses. 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  $\text{RQS}_E$ .

Pour les terrains à vocation résidentielle/parc et à vocation commerciale, la recommandation liée au contact avec le sol devient la  $\text{RQS}_E$ .

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  $\text{RQS}_E$ .

Dans le cas du cyanure, les données sont insuffisantes pour effectuer la vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie. Par conséquent, les recommandations relatives au contact avec le sol deviennent les  $\text{RQS}_E$  pour toutes les utilisations de terrain (tableau 2).

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

La concentration de cyanure libre dans le sol, fondée sur l'exposition directe par ingestion de sol, a été approuvée par le Comité des normes et des recommandations du Bureau des dangers des produits chimiques de Santé Canada comme recommandation préliminaire pour la

**Tableau 2. Recommandations pour la qualité des sols et résultats des calculs de vérification concernant le cyanure libre (mg·kg<sup>-1</sup>).**

Recommandation	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
<b>Recommandation</b>	<b>0,9<sup>a</sup></b>	<b>0,9<sup>a</sup></b>	<b>8,0<sup>a</sup></b>	<b>8,0<sup>a</sup></b>
Recommandations pour la protection de la santé humaine/résultats des calculs de vérification				
RQS <sub>SH</sub>	29 <sup>b</sup>	29 <sup>b</sup>	110 <sup>b</sup>	420 <sup>b</sup>
Recommandation relative à l'ingestion de sol	29	29	110	2300
Vérification : inhalation de l'air intérieur	NC <sup>c</sup>	NC <sup>c</sup>	NC <sup>c</sup>	NC <sup>c</sup>
Vérification : migration hors-site	—	—	—	420
Vérification : nappe phréatique (eau potable)	NC <sup>d</sup>	NC <sup>d</sup>	NC <sup>d</sup>	NC <sup>d</sup>
Vérification : produits agricoles, viande et lait	NC <sup>e</sup>	NC <sup>e</sup>	—	—
RQS <sub>SH</sub> provisoire	NC <sup>f</sup>	NC <sup>f</sup>	NC <sup>f</sup>	NC <sup>f</sup>
Voie limitant la RQS <sub>SH</sub> provisoire	ND	ND	ND	ND
Recommandations pour la protection de l'environnement/résultats des calculs de vérification				
RQS <sub>E</sub>	0,9 <sup>g</sup>	0,9 <sup>g</sup>	8,0 <sup>g</sup>	8,0 <sup>g</sup>
Recommandation relative au contact avec le sol	0,9	0,9	8,0	8,0
Recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture	11	—	—	—
Vérification : cycles des nutriments et de l'énergie	NC <sup>h</sup>	NC <sup>h</sup>	NC <sup>h</sup>	NC <sup>h</sup>
Vérification : migration hors-site	—	—	—	14
Vérification : nappe phréatique (vie aquatique)	NC <sup>d</sup>	NC <sup>d</sup>	NC <sup>d</sup>	NC <sup>d</sup>
RQS <sub>E</sub> provisoire	NC <sup>i</sup>	NC <sup>i</sup>	NC <sup>i</sup>	NC <sup>i</sup>
Voie limitant la RQS <sub>E</sub> provisoire	ND	ND	ND	ND
Critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991)	0,5	10	100	100

**Notes :** NC = non calculée; ND = non déterminée; RQS<sub>E</sub> = recommandation pour la qualité des sols : environnement; RQS<sub>SH</sub> = 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.

<sup>a</sup>Les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQS<sub>SH</sub> et une RQS<sub>E</sub>. 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 sur les sols (CCME, 1996a). Le critère provisoire de qualité des sols correspondant (CCME, 1991) est remplacé par la recommandation pour la qualité des sols.

<sup>b</sup>La RQS<sub>SH</sub> est la valeur la plus faible entre les recommandations pour la protection de la santé humaine et les résultats des calculs de vérification.

<sup>c</sup>Ne s'applique qu'aux composés organiques volatils et n'est pas calculée pour le cyanure libre.

<sup>d</sup>S'applique aux composés organiques et n'est pas calculée pour le cyanure libre. Les préoccupations suscitées par le cyanure à un lieu donné seront examinées cas par cas.

<sup>e</sup>S'applique aux composés organiques non polaires et n'est pas calculée pour le cyanure libre. Les préoccupations suscitées par le cyanure à un lieu donné seront examinées cas par cas.

<sup>f</sup>Comme les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQS<sub>SH</sub> pour cette utilisation du terrain, aucune RQS<sub>SH</sub> provisoire n'est calculée.

<sup>g</sup>La RQS<sub>E</sub> est fondée sur la recommandation relative au contact avec le sol.

<sup>h</sup>Les données sont insuffisantes ou inadéquates pour permettre le calcul de vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie en vue de la protection de l'environnement.

<sup>i</sup>Comme les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQS<sub>E</sub> pour cette utilisation du terrain, aucune RQS<sub>E</sub> provisoire n'est calculée.

qualité des sols en vue de la protection de la santé humaine (RQS<sub>SH</sub>). Toutefois, le CCME recommande l'application de différents mécanismes de vérification, lorsque cela s'avère pertinent, pour élargir le champ de protection. La valeur la plus faible obtenue lors de l'élaboration de la recommandation relative à l'ingestion de sol ou de toute vérification devient la RQS<sub>SH</sub>.

Par conséquent, les RQS<sub>SH</sub> pour les terrains à vocation agricole, résidentielle/parc et commerciale sont basées sur les recommandations relatives à l'ingestion de sol. Pour les terrains à vocation industrielle, la RQS<sub>SH</sub> est basée sur la vérification portant sur la migration hors-site (tableau 2).

### Recommandations pour la qualité des sols concernant le cyanure libre

Pour chaque catégorie d'utilisation des terrains, la recommandation pour la qualité des sols est la valeur la plus faible entre la RQS<sub>SH</sub> et la RQS<sub>E</sub>. Pour toutes les utilisations de terrain, la recommandation pour la qualité des sols est la concentration dans le sol calculée pour la RQS<sub>E</sub>, qui est fondée sur les recommandations relatives au contact avec le sol (tableau 1).

Comme les données sont suffisantes pour calculer une RQS<sub>SH</sub> et une RQS<sub>E</sub>, la recommandation pour la qualité des sols représente une nouvelle recommandation complètement intégrée pour chaque utilisation de terrain, élaborée à partir de la procédure décrite dans le protocole sur les sols (CCME, 1996a). Les critères provisoires de qualité des sols (CCME, 1991) relativement au cyanure sont remplacés par les recommandations pour la qualité des sols.

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

### Références

- Alesii, B.A. et W.H. Fuller. 1976. The mobility of three cyanide forms in soils, dans Residual management by land disposal, Proceedings of the Hazardous Waste Research Symposium, 2-4 février, 1976, Tucson, Arizona, W.H. Fuller, éd. EPA-600/9-76-015. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH.
- Alström, S. et R.G. Burns. 1989. Cyanide production by rhizobacteria as a possible mechanism of plant growth inhibition. *Biol. Fertil. Soils* 7:232-238.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1991. Toxicological profile for cyanide. Ébauche pour avis publique. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- Ballantyne, B. 1984. Comparative toxicity of hydrogen cyanide and its salts, dans Proceedings of the Fourth Annual Chemical Defense Bioscience Review, 30 mai-1 juin, R.E. Linstrom, éd. U.S. Army Medical Research Institute of Chemical Defense, Aberdeen Proving Ground, Maryland.
- Brattsten, L.B., J.H. Samuelian, K.Y. Long, S.A. Kincaid et C.K. Evans. 1983. Cyanide as a feeding stimulant for the southern armyworm, *Spodoptera eridania*. *Ecol. Entomol.* 8:125-132.
- Bright, J.E. et T.C. Marrs. 1988. Pharmacokinetics of intravenous potassium cyanide. *Hum. Toxicol.* 7(2):183-186.
- Buck, W.B., G.D. Osweiler et G.A. Van Gelder. 1973. Cyanide, dans Clinical and diagnostic veterinary toxicology, G.A. Van Gelder, éd. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, IA.
- Cade, J.W. et R.J. Rubira. 1982. Cyanide poisoning of livestock by forage sorghums. Agnote, Government of Victoria, Department of Agriculture, Australie.
- Callahan, M.A., M.W. Slimak, N.W. Gabel, I.P. May et C.F. Fowler. 1979. Water-related environmental fate of 129 priority pollutants. vol. I. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Planning and Standards, Office of Water and Waste Management, Washington DC.
- Cameron, J.F. 1972. Natural substances suspected of killing birds in British Columbia. *Biol. Conserv.* 4(3):223.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés. CCME, Winnipeg.
- . 1996a. Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine. CCME, Winnipeg. [Un résumé du protocole figure au chapitre 7 des Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- . 1996b. Document d'orientation sur l'établissement d'objectifs particuliers à un terrain en vue d'améliorer la qualité du sol des lieux contaminés au Canada. CCME, Winnipeg. [Repris dans les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, chapitre 7, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- Chatwin, T.D. 1989. Cyanide attenuation/degradation in soil. Resource Recovery and Conservation Company (R<sup>2</sup>C<sup>2</sup>), Salt Lake City, UT.
- Chatwin, T.D. et J.J. Trepanowski. 1987. Utilization of soils to mitigate cyanide releases, dans Proceedings of the 3rd Western Regional Conference on Precious Metals, Coal and the Environment, K.N. Han et C.A. Kliche, éd. Black Hills Section, A.I.M.E., Rapid City, SD.
- Cicerone, R.J. et R. Zellner. 1983. The atmospheric chemistry of hydrogen cyanide (HCN). *J. Geophys. Res.* 88(C15):10 689-10 696.
- CPI (Canadian Process Industries). 1991. Product profiles: Sodium cyanide. Corpus Information Services, Don Mills, ON.
- . 1992 Product profiles: Acrylonitrile. Corpus Information Services, Don Mills, ON.
- Cruz, M., A. Kaiser, P.G. Rouxhet et J.J. Fripiat. 1974. Adsorption and transformation of HCN on the surface of copper and calcium montmorillonite. *Clays and Clay Minerals* 22:417-425.
- Dahl, A.R. et B.A. Waruszewski. 1989. Metabolism of organonitriles to cyanide by rat nasal tissue enzymes. *Xenobiotica* 19(11):1201-5.
- Davis, R.H. 1991. Cyanogens, dans Toxic substances in food plants, J.P. Felix D'Mello, C.M. Duffus et J.H. Duffus, éd. The Royal Society of Chemistry, Londres.
- Egekeze, J.O. et F.W. Oehme. 1980. Cyanides and their toxicity: A literature review. *Vet. Q.* 2(2):104-114.
- Eisler, R. 1991. Cyanide hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review. Rapport biologique 85(1.23). Contaminant Hazard Reviews, Rapport 23. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, DC.

- Environnement Canada. 1995a. Toxicity testing of National Contaminated Sites Remediation Program priority substances for the development of soil quality criteria for contaminated sites. Service de la conservation de l'environnement, Direction de l'évaluation et de l'interprétation, Division des recommandations, Ottawa. Inédit.
- . 1995b. Toxicity testing of National Contaminated Sites Remediation Program priority substances for the development of soil quality criteria for contaminated sites: Retesting volatile substances. Service de la conservation de l'environnement, Direction de l'évaluation et de l'interprétation, Division des recommandations, Ottawa. Inédit.
- . 1996. Canadian soil quality guidelines for free cyanide: Environmental. Supporting document — Final draft. December 1996. Direction de la qualité de l'environnement et de la politique scientifique, Division des recommandations, Ottawa.
- Fiksel, J., C. Cooper, A. Eschenroeder, M. Goyer, J. Perwak, K. Scow, R. Thomas, W. Tucker et M. Wood. 1981. An exposure and risk assessment for cyanide EPA 440/4-85-008. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards, Monitoring and Data Support Division, Washington., DC.
- Fuller W.H. 1977. Movement of selected metals, asbestos, and cyanide in soil: Applications to waste disposal problems. EPA-600/2-77-020. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Municipal Environmental Research Laboratory, Solid and Hazardous Waste Research Division, Cincinnati, OH.
- Fuller, W.H. 1984. Cyanides in the environment with particular attention to the soil, dans Cyanide and the environment, Proceedings of a Conference, Tucson, Arizona, vol. 1:19–44. Geotechnical Engineering Program, Colorado State University, Fort Collins, CO.
- Gonzales, J. et S. Sabatini. 1989. Cyanide poisoning: Pathophysiology and current approaches to therapy. *Int. J. Artif. Organs* 12(6):347–355.
- Gosselin, R.E., H.C. Hodge, R.P. Smith et M.N. Gleason. 1976. Clinical toxicology of commercial products. 4<sup>e</sup> éd. Williams and Wilkins Co., Baltimore. (Cité dans ATSDR 1989.)
- Hansen, J.D., A.H. Hara, H.T. Chan, Jr. et V.L. Tenbrink. 1991. Efficacy of hydrogen cyanide fumigation as a treatment for pests of Hawaiian cut flowers and foliage after harvest. *J. Econ. Entomol.* 84(2):532–536.
- Hartung, R. 1981. Cyanides and nitriles, dans *Patty's industrial hygiene and toxicology*. vol. 10. John Wiley and Sons, New York.
- Higgs, T.W. 1992. Technical guide for the environmental management of cyanide in mining. British Columbia Technical and Research Committee on Reclamation Cyanide Sub-Committee.
- Howard, J.W. et R.F. Hanzal. 1955. Chronic toxicity of rats of food treated with hydrogen cyanide. *J. Agric. Food Chem.* 3(4):325–329. (Cité dans ATSDR 1989.)
- Howe, M. et D. Noble. 1985. Effect of cyanide residue on vegetation bordering a black hills stream. *Proc. S. D. Acad. Sci.* 64:112–122.
- Hulbert, L.D. et F.W. Oehme. 1968. Plants poisonous to livestock: Selected plants of the United States and Canada of importance to veterinarians. 3<sup>e</sup> éd. Kansas State University, Manhattan, KS.
- IRIS (Integrated Risk Information System). 1994. Base de donnée en ligne. vol. 23. Date d'expiration le 31 janvier, 1995.
- Knowles, C.J. 1976. Microorganisms and cyanide. *Bacteriol. Rev.* 40(3):652–680.
- . 1988. Cyanide utilization and degradation by microorganisms, dans *Cyanide compounds in biology*, D. Evered et S. Harnett, eds. CIBA Foundation Symposium 140. John Wiley, Chichester, Angleterre.
- Lagas, P., J.P.G. Loch et K. Harmsen. 1982. The behaviour of cyanide in a landfill and the soil beneath it, dans *Effects of Waste Disposal on Groundwater and Surface Water*, R. Perry, éd. International Association of Hydrological Sciences, Publication 139:169–178.
- Landahl, H.D. et R.G. Herrmann. 1950. Retention of vapours and gases in the human nose and lung. *Arch. Ind. Hyg. Occup. Med.* 1:36–45. (Cité dans ATSDR 1989.)
- Leduc, G. 1984. Cyanides in water: toxicological significance, dans *Aquatic toxicology*, vol. 2, L.J. Weber, éd. Raven Press, New York.
- Meeussen, J.C.L., M.G. Keizer, W.H. van Riemsdijk et F.A.M. de Haan. 1992. Dissolution behaviour of iron cyanide (Prussian Blue) in contaminated soils. *Environ. Sci. Technol.* 26(9):1832–1838.
- Montreal Engineering Company. 1973. A preliminary survey of cyanide bearing liquid wastes in Canada. Ministère de l'environnement, Service de la protection de l'environnement.
- NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health). 1976. Occupational exposure to hydrogen cyanide and cyanide salts. Department of Health, Education and Welfare, Public Health Service, Center for Disease Control, Rockville, MD. (Cité dans ATSDR 1989.)
- Potter, A.L. 1950. The successful treatment of two recent cases of cyanide poisoning. *Br. J. Ind. Med.* 7:125–130. (Cité dans ATSDR 1989.)
- Raef, S.F., W.G. Characklis, M.A. Kessick et C.H. Ward. 1977a. Fate of cyanide and related compounds in aerobic microbial systems — I. Chemical reaction with substrate and physical removal. *Water Res.* 11:477–483.
- . 1977b. Fate of cyanide and related compounds in aerobic microbial systems — II. Microbial degradation. *Water Res.* 11:485–492.
- Reed, R.E. 1984. Cyanide compounds in plants and their effects on animals, dans *Cyanide and the environment*, Proceedings of a Conference, Tucson, Arizona, vol. 1: 47–50. Geotechnical Engineering Program, Colorado State University, Fort Collins, CO.
- Reiders, F. 1971. Noxious gases and vapours: I, Carbon monoxide, cyanides, methaemoglobin and sulphemoglobin, dans *Drill's pharmacology in medicine*, 4<sup>e</sup> éd., J.R. DiPalma, éd. McGraw-Hill, New York.
- Rouse, J.V. et R.Z. Pyrih. 1990. Geochemical attenuation and natural biodegradation of cyanide compounds in the subsurface, dans *Symposium on environmental management for the 1990s*, D.J. Lootens, W.M. Greenslade, J.M. Barker, éd. Northwest Mining Association and Colorado Mining Association, Littleton, CO.
- Santé Canada. 1996. Canadian soil quality guidelines for free cyanide: Human health. Ébauche.
- Scott, J.S. 1989. An overview of gold mill effluent treatment, dans *Proceedings of the Gold Mining Effluent Treatment Seminars*, 15–16 février, 1989 (Vancouver, Colombie-Britannique) et 22–23 mars, 1989 (Mississauga, Ontario).
- Silva-Avalos, J., M.G. Richmond, O. Nagappan et D.A. Kunz. 1990. Degradation of the metal-cyano complex tetracyanonickelate(II) by cyanide-utilizing bacterial isolates. *Appl. Environ. Microbiol.* 56(12):3664–3670.
- Solomonson, L.P. 1981. Cyanide as a metabolic inhibitor, dans *Cyanide in biology*, B. Vennesland, E.E. Conn, C.J. Knowles, J. Westley et F. Wissing, éd. Academic Press, New York.
- Statistique Canada. 1992. Importations par marchandises. Division du commerce international, Statistique Canada.
- Strobel, G.A. 1967. Cyanide utilization in soil. *Soil Sci.* 103(4):299–302.
- Towill, L.E., J.S. Drury, B.L. Whitfield, E.B. Lewis, E.L. Galyan et A.S. Hammons. 1978. Reviews of the environmental effects of pollutants: Part V, Cyanide. EPA 600/1-78-027. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Health Effects Research Laboratory, Cincinnati, OH.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1984. Health effects assessment for cyanide. EPA/540/1-86-011. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Environmental Criteria and Assessment Office, Office of Health and Environmental Assessment, Cincinnati, OH.

———. 1992. Drinking water criteria document for cyanide. Préparé par the Office of Health and Environmental Assessment, Cincinnati, OH.

Wallace, A., J.W. Cha et R.T. Mueller. 1977. Cyanide effects on transport of trace metals in plants. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 8(9):709–712.

Way, J.L. 1984. Cyanide intoxication and its mechanism of antagonism. *Ann. Rev. Pharmacol. Toxicol.* 24:451–481.

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 — cyanure (libre) (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](mailto:ceqg-rcqe@ec.gc.ca)  
Adresse Internet : <http://www.ec.gc.ca>

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

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