



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

Information générale

Le tétrachloroéthylène (C_2Cl_4 ; CAS 127-18-4) est un hydrocarbure chloré, aussi connu sous les noms : perchloroéthylène, tétrachloroéthène, tétrachlorure d'éthylène et 1,1,2,2-tétrachloroéthène. Les noms commerciaux incluent Ankilostin, Antisal 1, Dee-Solve, Didakene, DowPer, ENT 1860, Fedal-Un, Nema,

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

Recommandation	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
Recommandation	0,1^a	0,2^b	0,5^b	0,6^b
RQ _{SH} Voie limitant la RQ _{SH}	0,2 Vérification : Inhalation de l'air intérieur	0,2 Vérification : Inhalation de l'air intérieur	0,5 Vérification : Inhalation de l'air intérieur	0,6 Vérification : Inhalation de l'air intérieur
RQ _{SH} provisoire Voie limitant la RQ _{SH} provisoire	NC ^c ND	NC ^c ND	NC ^c ND	NC ^c ND
RQ _E Voie limitant la RQ _E	NC ^d ND	NC ^d ND	NC ^d ND	NC ^d ND
RQ _E provisoire Voie limitant la RQ _E provisoire	3,8 Contact avec le sol	3,8 Contact avec le sol	34 Contact avec le sol	34 Contact avec le sol
Critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991)	0,1	5	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.

^aLes données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQ_{SH} et une RQ_E provisoire. Les deux sont supérieures au critère provisoire correspondant de qualité des sols (CCME, 1991). C'est pourquoi, en considération des récepteurs et/ou des voies d'exposition non examinés, le critère provisoire de qualité des sols est retenu comme recommandation pour la qualité des sols pour cette utilisation du terrain.

^bLes données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQ_{SH} et une RQ_E provisoire. Les deux sont inférieures au critère provisoire correspondant de qualité des sols (CCME, 1991). C'est pourquoi la recommandation pour la qualité des sols remplace le critère provisoire de qualité des sols pour cette utilisation du terrain.

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

^dLes données sont insuffisantes/inadéquates pour calculer une RQ_E pour cette utilisation du terrain. Toutefois, les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQ_E provisoire.

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.

Perclene, Percosolv, Perklone, PerSec, Tetlen, Tetracap, Tetraleno, Tetravec, Tetroguer, et Tetropil (OMS, 1984).

Le PCE est un composé organique chloré non-inflammable, à faible viscosité et stable jusqu'à 500 °C en l'absence de catalyseurs, d'humidité et d'oxygène. Cependant, le PCE peut se décomposer lentement en présence d'humidité pour produire de l'acide trichloroacétique et de l'acide chlorhydrique (OMS, 1984). La masse moléculaire du PCE est de 165,83. Le PCE est relativement insoluble dans l'eau ($150 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ à 25 °C) (Verschuren, 1983; Muraoka et Hirata, 1988; ATSDR, 1993) et est très volatile (constante de la loi d'Henry de $17,7 \times 10^{-3} \text{ atm}\cdot\text{m}^{-3}$ à 24,8 °C) (Gossett, 1987). Il possède un coefficient de partage octanol-eau modérément faible ($\log K_{oc}$ 2,88) (Mackay et coll., 1992), ce qui suggère une faible solubilité dans les graisses, et par conséquent, un potentiel de bioaccumulation faible. Le PCE a un point d'ébullition de 121,4 °C et une gravité spécifique de $1,62 \text{ g}\cdot\text{mL}^{-1}$ à 20 °C (Environnement Canada, 1996).

Les principaux produits de biotransformation incluent l'acide trichloroacétique, le chlorure de trichloroacétyle et le monoxyde de carbone. Tous les produits de la biotransformation du PCE, qu'ils résultent de processus biotiques ou abiotiques, peuvent représenter un risque plus élevé pour la faune et l'environnement que le PCE lui-même. Les produits de transformation sont généralement plus solubles dans l'eau, plus mobiles et plus toxiques; on a aussi démontré qu'ils augmentent mutuellement leur toxicité (Kefalas et Stacey, 1991).

Les principaux usages du PCE au Canada comprennent le nettoyage à sec, la production de fluorocarbures, le dégraissage et nettoyage de métal et le nettoyage des textiles (CIS, 1990). Parmi les autres usages, il y a la fabrication d'adhésifs, d'aérosols, de véhiculeurs de teinture, de liquides nettoyants spécialisés pour les circuits électriques, de peintures, de solvants et de calfeutres (Wakeham et coll., 1980; Gouvernement du Canada, 1993). Les déchets de consommation de ces produits, qui forment éventuellement un mélange complexe avec le PCE, incluent aussi le chlorure de vinyle, le trichloroéthane-1,1,1, le 1,1,2-trichlorotrifluoroéthane, le trichloroéthylène et le tétrachlorure de carbone (Sack et Steele, 1992).

Au Canada, le PCE est retrouvé dans tous les milieux. Presque toutes les utilisations de PCE au pays mènent à la dispersion du produit. Par conséquent, on peut estimer que la libération potentielle de PCE dans l'environnement canadien est au moins égale à la production domestique

canadienne nette (p. ex., 19,5 kt en 1989, 17,1 kt en 1988, et 22,5 kt en 1987) (Environnement Canada, 1996).

Les concentrations de PCE dans l'air sont généralement de l'ordre du nanogramme par mètre cube au-dessus des régions éloignées, et encore plus élevées au-dessus des zones urbaines. Les concentrations dans l'air ambiant sont sujettes à de fortes variations pendant des périodes relativement courtes, dépendant de la puissance des sources d'émission, des variations de direction et de vitesse du vent, du lessivage par la pluie et de la photodécomposition (Ohta et coll., 1977; Figge, 1990; Frank et coll., 1991).

On a observé des concentrations maximales de PCE de $50,4 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ à Hamilton en Ontario. Dans la même étude, l'analyse de l'air ambiant de l'île Walpole en Ontario, en 1989 et 1990, a révélé des concentrations moyennes de PCE de 0,3 et $0,2 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ respectivement (Dann et Wang, 1992).

Le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario rapporte que les valeurs du 98^e centile des concentrations de PCE venant des sols de parcs ruraux et urbains, n'ayant pas été affectés par des sources locales ponctuelles de pollution, sont de 1,1 et $0,87 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectivement (MEEO, 1993).

Le potentiel de contamination de la nappe phréatique demeure une des principales sources de préoccupation concernant le PCE. Les aquifères contaminés peuvent constituer un risque pour les populations humaines, ainsi que pour l'environnement. Des concentrations de PCE variant entre 0,79 et $1,7 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ont été détectées entre 19,6 à 25,6 m de profondeur, à proximité d'un site d'enfouissement à Woolwich Township, en Ontario. Dans un autre site d'enfouissement, à Gloucester en Ontario, on a détecté le PCE dans 27 % des échantillons prélevés dans l'enceinte pour déchets spéciaux, à des concentrations s'étalant de 2 à $105 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Jackson et coll., 1991). Des solvants usagés servant au nettoyage à sec commercial ont été jetés de façon inadéquate, produisant des niveaux de PCE allant d'en deça de la limite de détection ($2,0 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) à $80\,000 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans la nappe phréatique (Gouvernement du Canada, 1993).

Le PCE a été détecté dans 2 de 5 échantillons de sédiment prélevés près de Sarnia, en Ontario. Les concentrations de PCE à ces sites, variant entre 0,006 et $0,029 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, sont attribuées à des opérations industrielles (Marsalek, 1986). On a aussi mesuré des niveaux de PCE variant entre 0,0004 et $2,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans des échantillons de sédiment prélevés dans la rivière Sainte-Claire (MEO, 1987).

Devenir dans l'environnement et comportement dans le sol

Les sources primaires de pollution de sol par le PCE comprennent le suintement provenant de lagunes et autres enceintes de surface n'ayant pas de doublure de protection, l'enfouissement inadéquat, les pratiques inadéquates d'épandage souterrain et en surface, ainsi que les fuites dans les tuyaux, les réservoirs d'entreposage et les équipements de procédés ou de transport reliés aux opérations de nettoyage à sec.

On a démontré que les libérations relativement faibles d'hydrocarbures chlorés, tel que le PCE, deviennent des sources substantielles durables de contamination de nappe phréatique au Canada (Jackson et coll., 1991). Comme les hydrocarbures chlorés ont des densités élevées, des pressions de vapeur élevées et de faibles solubilités dans l'eau, ces produits chimiques vont s'enfoncer dans la matrice du sol sous l'effet de la gravité (Anderson et coll., 1992a). Dépendant de la teneur en eau du sol, la porosité du sol et la teneur en carbone organique du sol, une partie du liquide va demeurer dans les pores, une autre partie va continuer à descendre dans le sol et l'autre partie va s'évaporer (Anderson et coll., 1992a).

Un certain nombre de variables influence le taux de déplacement de PCE vers la nappe phréatique, incluant l'ampleur du déversement, la profondeur de la nappe phréatique, le volume maximum de pores disponibles pour capter le PCE dans la zone vadose et les capacités d'absorption du sol (Anderson et coll., 1992a, 1992b). Le risque de contamination de la nappe phréatique par le PCE est plus élevé lorsque les déversements importants surviennent sur des sols à gros grains pendant des périodes d'inondation ou de pluie intense (Environnement Canada, 1996).

On considère que les concentrations de PCE dans l'environnement soient instables à cause de leur volatilité et de leur faible tendance vers un équilibre de sorption. En réalité, elle persistent sous forme de résidus captés non-réversibles (Pavlostathis et Mathavan, 1992). Une matrice de sol contaminée par le PCE peut agir comme source durable de contamination par le PCE (Lawrence et coll., 1990).

On peut considérer l'exposition dermique ou l'inhalation de vapeurs contaminées par le PCE comme voie d'absorption probable pour le biote habitant le sol. Comme le PCE a un faible point d'ébullition et une faible solubilité dans l'eau; on considère la volatilisation comme étant le processus dominant gouvernant le devenir du

PCE. Par conséquent, l'atmosphère devient le compartiment environnemental dans lequel le PCE aboutit (Wakeham et coll., 1983). Même dans des conditions où la volatilisation était limitée, le PCE gazeux fut détectée dans l'air des pores de sol de sites contaminés. On observe des différences significatives dans le flux de vapeur durant l'infiltration de PCE dans le sol entre les sites, dépendant de la porosité du sol, du degré de saturation et des taux d'infiltration. La diffusion en phase gazeuse domine le flux massique des zones non-saturées près de la surface. La diffusion de PCE à partir des eaux de porosité contrôle le transport de PCE vers la surface du sol à l'intérieur de la zone saturée (Cho et Jaffe, 1990).

Comportement et effets chez le biote

Le PCE est considéré produit toxique selon la classification décrite dans la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (Gouvernement du Canada, 1993). On a démontré que le PCE pénètre dans l'environnement canadien en quantités importantes, qu'il provoque des effets nocifs à la végétation à cause des fortes concentrations atmosphériques, et qu'il présente un potentiel de contamination significatif de la nappe phréatique et des eaux de surface renouvelées par la nappe phréatique.

Processus microbiens des sols

Les données sur les impacts du PCE sur les processus microbiens sont limitées. Vonk et coll. (1986) ont noté une concentration sans effet variant de 0,1 à 40 mg·kg⁻¹ pour la nitrification et <2000 mg·kg⁻¹ pour la respiration. La nitrification est réduite de 50 % (CE₅₀) à 0,8 mg de PCE·kg⁻¹ de sol et la consommation microbienne d'oxygène est réduite de 30 % à 2000 mg de PCE·kg⁻¹ de sol.

Plantes terrestres

Dans le but de déterminer les niveaux phytotoxiques de PCE dans le sol, Environnement Canada a mené des expériences d'émergence de semis de radis (*Raphanus sativa*) et de laitue (*Lactuca sativa*). Les concentrations les plus faibles de TCE dans le sol auxquelles on a observé des effets nocifs étaient de 172 et 226 mg de PCE·kg⁻¹ causant une réduction de 25 % de l'émergence des semis de radis et de laitue, respectivement (Environnement Canada, 1995). À partir de ces résultats,

il n'est possible de calculer que des recommandations provisoires pour la qualité des sols en raison de problèmes irrésolus, liés à la récupération du PCE dans les sols et à la volatilité du produit. Les autres études sur les effets phytotoxiques du PCE ont porté sur les impacts du PCE atmosphérique sur la végétation.

Au cours d'expériences sur le terrain, Frank et Frank (1985) ont exposé des épinettes et des charmes européens à $0,45 \mu\text{g}$ de PCE·m⁻³ par évaporation de PCE à travers une couche d'eau de 5mm d'épaisseur. Ce niveau atmosphérique, similaire à ceux rencontrés dans les régions rurales des pays industrialisés (Frank et coll., 1991), a provoqué des chloroses sévères chez les plantes (Frank et Frank, 1985). Ces résultats suggèrent que les plantes peuvent développer des lésions causées par les époxydes intermédiaires formées durant le métabolisme de PCE absorbé à partir de l'air. Des études subséquentes, menées par les mêmes auteurs, révèlent une réduction de 50 % et 64 % de la chlorophylle dans les aiguilles d'épinettes, par rapport au témoin, à la suite d'une exposition de 5 h à $0,013 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ et $1,24 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ de PCE, respectivement (Frank et Frank, 1986); la toxicité du PCE étant activé par la lumière ultra-violet.

Comme le PCE et le trichloroéthylène subissent des transformations photolytiques produisant de l'acide trichloroacétique (TCA), la phytotoxicité du PCE peut être partiellement attribuée à cet herbicide connu. En Europe par exemple, on soupçonne le TCA d'être une cause importante du déclin des forêts (Frank et coll., 1991). D'autres observations indiquent une corrélation entre la perte élevée d'aiguilles de conifère et les concentrations atmosphériques élevées de PCE (Frank, 1990; Frank et coll., 1991).

Invertébrés terrestres

Environnement Canada rapporte une CE₅₀ de 1078 mg de PCE·kg⁻¹ de sol pour le ver de terre *Eisenia foetida* (Environnement Canada, 1995). Les mêmes problèmes irrésolus liés aux tests de phytotoxicité se sont répétés, et donc les résultats sont utilisés pour la dérivation de recommandations provisoires de la qualité des sols.

Vonk et coll. (1986) ont étudié les changements de mortalité, d'apparence et de production de cocons chez des vers de terre (*E. foetida*) exposés pendant 4 sem. au tétrachloroéthylène dans un sol de sable fin. La CSEO pour la mortalité se situait entre 32 et 100 mg·kg⁻¹, alors que la CL₅₀ se situait entre 32 and 320 mg·kg⁻¹. Pour la production de cocons et l'apparence extérieure des vers,

les auteurs rapportent des CSEOs de ≤ 18 et entre 18 and 32 mg·kg⁻¹, respectivement.

Animaux d'élevage et faune sauvage

Trois principales voies d'absorption de PCE peuvent affecter la faune sauvage: l'absorption dermique à partir de sol et/ou d'air contaminé, l'ingestion de sol contaminé, et l'inhalation d'air contaminé. L'inhalation ne serait qu'une voie mineure d'exposition pour la faune, toutefois, les zones de sous-surface fortement contaminées par le PCE (p. ex., déversements accidentels ou rejets industriels) peuvent servir de sources locales importantes d'inhalation et d'exposition dermique chez certaines espèces fauniques, dont les mammifères, reptiles et amphibiens fouisseurs. Il n'existe pas de données portant sur l'exposition par contact avec le sol pour les vertébrés.

En général, les hydrocarbures aliphatiques sont métabolisés dans le foie des mammifères par le système de cytochromes P₄₅₀ pour produire des intermédiaires et radicaux réactifs. Ce sont ces époxydes intermédiaires et ces radicaux oxygénés qui attaquent les acides gras polyinsaturés, causant ultimement la peroxydation des lipides des membranes de cellules hépatiques (Berger et coll., 1986; Dogterom et coll., 1988).

Rufeger et Frimmer (1976) ont rapporté que les hydrocarbures chlorés inhibent aussi l'activité des ATPases des membranes. On retrouve souvent le PCE avec d'autres hydrocarbures aliphatiques chlorés dans les sites contaminés. Des études préliminaires ont démontré que la combinaison de traitements de différents aliphatiques chlorés résulte parfois en toxicité synergique. Kefalas et Stacey (1991) ont observé des augmentations de perméabilité de la membrane et des diminutions de la fonction ATPase lorsqu'on administrait, conjointement, du tétrachlorure de carbone et du PCE ou du tétrachlorure de carbone et du TCE aux rats mâles de race Sprague-Dawley. Frieria-Gandara et coll. (1990), qui ont rapporté le seul cas spécifique de la présence simultanée de PCE et de tétrachlorure de carbone dans l'environnement, ont affirmé que ces deux produits chimiques ont le plus souvent été détectés dans l'eau potable à 233 sites, échantillonnés de façon égale dans quatre provinces espagnoles. Dans la province de La Coruna, les concentrations moyennes de tétrachlorure de carbone et de PCE étaient de 16 et 13 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivement ($n > 50$) (Frieria-Gandara et coll., 1990). Le chlorure de vinyle et le dichloroéthène, les produits de dégradation du PCE les plus toxiques, peuvent aussi mutuellement augmenter leur toxicité pour la faune terrestre (Kefalas et Stacey, 1991).

Effets sur la santé humaine et les animaux de laboratoire

Les données quantitatives sur l'absorption de PCE chez les humains sont limitées. Le PCE est facilement absorbé par les poumons, probablement complètement absorbé durant l'ingestion et n'est que légèrement absorbé à travers la peau. Les symptômes de l'exposition aiguë au PCE chez les humains, qui ont été rapportés, sont les effets hépatotoxiques et néphrotoxiques, et la mort, alors que l'exposition de courte durée peut provoquer l'irritation modérée des yeux et du nez, l'anesthésie, le vertige léger, les difficultés d'élocution, la nausée et l'irritation de la gorge.

Les études épidémiologiques sur la cancérogénicité du PCE chez les humains se limitent surtout aux travailleurs de l'industrie du nettoyage à sec et des blanchisseries, qui étaient vraisemblablement exposés à plusieurs substances en plus du PCE, et pour qui aucune donnée quantitative de l'exposition cumulative n'est disponible. Chez les animaux de laboratoire, on a remarqué une incidence accrue d'adénomes et d'adénocarcinomes des cellules rénales tubulaires chez les rats, de leucémie à cellules mononucléaires chez les souris, et d'adénomes et carcinomes des cellules hépatiques chez les souris, à la suite d'une exposition au PCE par inhalation lors d'un bioessai de carcinogénèse NTP (NTP, 1986).

Le résultat le plus pertinent pour l'évaluation du poids de la preuve de la carcinogénicité chez les humains est une faible augmentation de leucémies à cellules mononucléaires qui surviennent spontanément chez les souris.

Le PCE est classifié parmi les cancérogènes du Groupe III (c.-à-d. « possiblement cancérogénique pour les humains ») selon le système de classification développé afin d'assister l'élaboration des « recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau potable » (Direction de l'hygiène du milieu, 1989). Les substances classées comme étant « possiblement cancérogéniques pour les humains » sont généralement évaluées de façon similaire aux contaminants-seuil par Santé Canada.

Les données tirées d'études épidémiologiques et cliniques chez les humains sont considérées inadéquates pour servir de base à l'élaboration d'une DJA. L'inhalation est considérée la plus importante voie d'exposition au PCE pour la population générale. Une DJA a été définie à partir des résultats de l'étude de plus longue durée, ayant un plan expérimental adéquat, durant laquelle le PCE a été administré par inhalation à des animaux de laboratoire (NTP, 1986; Gouvernement du Canada, 1993). Basée sur

une DMENO de 100 ppm (678 mg·m⁻³) produisant une réduction de survie, des effets hépatotoxiques, une congestion pulmonaire et des effets néphrotoxiques chez les souris (NTP, 1986), et utilisant un facteur d'incertitude de 5000 (10 pour les variations intraspécifiques, 10 pour celles interspécifiques, 10 pour l'emploi d'une DMENO et 5 pour une preuve limitée de cancérogénicité), une DJA de 34 µg·kg⁻¹ de masse corporelle par jour a été définie (Gouvernement du Canada, 1993) et adoptée pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des sols concernant le PCE en vue de la protection de la santé humaine.

Élaboration des recommandations

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

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

Les recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement (RQS_E) sont fondées sur le contact avec le sol à partir des données provenant d'études de toxicité sur les plantes et les invertébrés. En ce qui concerne les terrains à vocation agricole, des données de toxicité relatives à l'ingestion de sol et de nourriture par les mammifères et les oiseaux sont incluses. 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.

En ce qui concerne le PCE, il n'y a pas suffisamment de données pour élaborer quelque recommandation ou valeur de vérification que ce soit pour la protection de l'environnement. Il y a toutefois suffisamment de données pour élaborer une RQS_E provisoire fondée sur le contact direct des plantes et des invertébrés avec le sol (tableau 2).

La vérification portant sur la nappe phréatique a été adoptée afin de déterminer une concentration de PCE dans le sol, qui permettra de protéger la vie aquatique d'eau douce dans les eaux de surface renouvelées par la

Tableau 2. Recommandations pour la qualité des sols et résultats des calculs de vérification concernant le tétrachloroéthylène (mg·kg⁻¹).

Recommandation	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
	0,1 ^a	0,2 ^b	0,5 ^b	0,6 ^b
Recommandations pour la protection de la santé humaine/résultats des calculs de vérification				
RQS _{SH}	0,2 ^c	0,2 ^c	0,5 ^c	0,6 ^c
Recommandation relative à l'ingestion de sol	NC ^d	NC ^d	NC ^d	NC ^d
Vérification : inhalation de l'air intérieur	0,2	0,2	0,5	0,6
Vérification : migration hors-site	—	—	—	2,1
Vérification : nappe phréatique (eau potable)	1,6	1,6	1,6	1,6
Vérification : produits agricoles, viande et lait	NC ^e	NC ^e	—	—
RQS _{SH} provisoire	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	NC ^g	NC ^g	NC ^g	NC ^g
Recommandation relative au contact avec le sol	NC ^g	NC ^g	NC ^g	NC ^g
Recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture	NC ^g	—	—	—
Vérification : cycles des nutriments et de l'énergie	NC ^g	NC ^g	NC ^g	NC ^g
Vérification : migration hors-site	—	—	—	NC ^g
Vérification : nappe phréatique (vie aquatique)	6 ^h	6 ^h	6 ^h	6 ^h
RQS _E provisoire	3,8 ⁱ	3,8 ⁱ	34 ⁱ	34 ⁱ
Voie limitant la RQS _E provisoire	Contact avec le sol	Contact avec le sol	Contact avec le sol	Contact avec le sol
Critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991)	0,1	5	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 provisoire. Les deux sont supérieures au critère provisoire correspondant de qualité des sols (CCME, 1991) pour cette utilisation du terrain. Donc, le critère provisoire de qualité des sols est adopté comme recommandation pour la qualité des sols pour cette utilisation du terrain.

^bLes données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQS_{SH} et une RQS_E provisoire. Les deux sont inférieures au critère provisoire correspondant de qualité des sols (CCME, 1991) pour cette utilisation du terrain. Donc, la recommandation pour la qualité des sols remplace le critère provisoire de qualité des sols pour cette utilisation du terrain.

^cLa RQS_{SH} est la valeur la plus faible des recommandations ou des vérifications pour la protection de la santé humaine.

^dPour les composés organiques volatiles, tel que le PCE, la recommandation pour l'ingestion de sol n'est pas une voie d'exposition appropriée puisque les contaminants volatiles ne demeurent pas dans le sol de surface. Par conséquent, la recommandation pour l'ingestion de sol en vue de la protection de la santé humaine n'est pas calculée et la migration dans l'air ambiant intérieur est considérée comme la voie d'exposition pertinente.

^eLe PCE est un composé non-polaire, mais puisqu'il a une pression de vapeur élevée (18,47 mm Hg) le scénario d'exposition humaine le plus probable est par l'inhalation d'air contaminé à la suite de la migration du contaminant du sol vers l'intérieur des édifices. C'est pourquoi la vérification des produits agricoles, de la viande et du lait n'est pas calculée.

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

^gLes données sont insuffisantes ou inadéquates pour calculer cette valeur pour cette utilisation du terrain.

^hLa valeur de vérification portant sur la nappe phréatique (vie aquatique) pour la protection de l'environnement n'a pas été utilisée dans l'élaboration de la recommandation pour la qualité des sols. Cette valeur devrait être appliquée selon les conditions particulières à chaque terrain.

ⁱLes données sont insuffisantes ou inadéquates pour calculer une RQS_E. Toutefois, les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQS_E provisoire.

nappe phréatique. Cette valeur de vérification portant sur la nappe phréatique n'est pas utilisée dans l'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en vue de la protection de l'environnement, mais elle devrait être appliquée selon les conditions particulières à chaque site (tableau 2).

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

Les recommandations pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine (RQS_{SH}) pour les contaminants à seuil d'effet requièrent une DJA pour le récepteur le plus sensible désigné pour une utilisation donnée du terrain. Pour les composés organiques volatils, tel que le PCE, l'ingestion n'est pas une voie d'exposition appropriée puisque les contaminants volatils ne demeurent pas dans le sol de surface. Donc, la migration dans l'air ambiant intérieur devient la voie d'exposition pertinente et, par conséquent, l'élaboration de la recommandation est fondée à partir des DJAs pour l'inhalation.

Le CCME recommande l'application de différents mécanismes de vérification, lorsque cela s'avère pertinent, dans le but d'élargir le champ de protection (tableau 2). Parmi les valeurs telles la vérification portant sur l'inhalation d'air à l'intérieur, celle de la migration hors-site et celle de la nappe phréatique (eau potable), la valeur la plus faible est recommandée comme RQS_{SH} . Par conséquent, la RQS_{SH} est fondée sur la vérification portant sur l'inhalation d'air à l'intérieur pour toutes les utilisations de terrain. (tableau 1).

Recommandations pour la qualité des sols concernant le PCE

Les recommandations pour la qualité des sols ont été conçues afin d'être protectrices de l'environnement et de la santé humaine. Lorsque les données sont suffisantes et adéquates, le critère provisoire de qualité des sols existant (CCME, 1991) peut être révisé.

Terrains à vocation agricole

La RQS_{SH} et la RQS_E provisoire sont plus élevées que le critère provisoire de qualité des sols existant (CCME, 1991). Comme il y a un manque d'information sur les effets concernant la santé humaine et certains récepteurs écologiques, le critère provisoire de qualité des sols

existant est retenu comme recommandation pour la qualité des sols pour les terrains à vocation agricole.

Terrains à vocation résidentielle/parc, commerciale et industrielle

Les RQS_{SH} et les RQS_E provisoires sont inférieures aux critères provisoires de qualité des sols existants (CCME, 1991). Comme il y a un manque d'information sur les effets concernant la santé humaine et certains récepteurs écologiques, le critère provisoire de qualité des sols existant est remplacé par la recommandation pour la qualité des sols pour les terrains à vocation résidentielle/parc, commerciale et industrielle.

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

- Anderson, M.R., R.L. Johnson et J.F. Pankow. 1992a. Dissolution of dense chlorinated solvents into groundwater: 1. Dissolution from a well-defined residual source. *Groundwater* 30: 250–256.
- . 1992b. Dissolution of dense chlorinated solvents into groundwater: 3. Modelling contaminant plumes from fingers and pools of solvent. *Environ. Sci. Technol.* 26:901–908.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1993. Toxicological profile for tetrachloroethylene: Mise à jour. TP-92-18. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA.
- Berger, M.L., H. Bhatt, B. Combes et R.W. Estabrook. 1986. CCl₄-induced toxicity in isolated hepatocytes: The importance of direct solvent injury. *Hepatology* 6:36–45.
- 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.]
- Cho, H.J. et P.R. Jaffe. 1990. The volatilisation of organic in unsaturated porous media during infiltration. *J. Contam. Hydrol.* 6:387–410.
- CIS (Corpus Information Services). 1990. CPI product profile: Perchloroethylene. Corpus Information Services, Don Mills, ON.
- Dann, T. et D. Wang. 1992. Measurement of volatile organic compounds in Canada — 1987–1990. RRETC, Rapport PMD 92-93. Environnement Canada, Conservation et Protection.

- Direction de l'hygiène du milieu. 1989. Calcul des concentrations maximum acceptables et des objectifs de qualité esthétique pour les substances chimiques dans l'eau potable, dans *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Pièces à l'appui*. Santé et Bien-être social Canada, Bureau des dangers des produits chimiques, Ottawa.
- Dogterom, P., J.F. Nagelkerke, J. Van Steveninck et G.J. Mulder. 1988. Inhibition of lipid peroxidation by disulfiram and diethylthiocarbamate does not prevent hepatotoxin-induced cell death in isolated rat hepatocytes: A study with allyl alcohol tert-butyl hydroperoxide, diethyl maleate, bromoisovalerylurea, and carbon tetrachloride. *Chem. Biol. Interact.* 66:251–265.
- Environnement Canada. 1995. Toxicity testing of National Contaminated Sites Remediation Program priority substances for the development of soil quality criteria for contaminated sites. Service de la conservation de l'environnement, Direction de l'évaluation et de l'interprétation, Division des recommandations, Ottawa. Inédit.
- . 1996. Canadian soil quality guidelines for tetrachloroethylene: Environmental. Supporting document — Final draft. December 1996. Direction de la qualité de l'environnement et de la politique scientifique, Division des recommandations, Ottawa.
- Figge, K. 1990. Luftgetragene, organische Stoffe in Blattorganen. *Umweltchem. Ökotox.* 2(4):200–207.
- Frank, H. 1990. Halocarbon solvents: Analysis, environmental occurrence and phytotoxic secondary air pollutants, dans *Proceedings of the 10th international meeting, Dioxin 1990*. Bayreuth, Allemagne.
- Frank, H. et W. Frank. 1985. Chlorophyll-bleaching by atmospheric pollutants and sunlight. *Naturwissenschaften* 72:139–141.
- . 1986. Photochemical activation of chloroethenes leading to destruction of photosynthetic pigments. *Experimentia* 42:1267–1269.
- Frank, H., W. Frank et H.J.C. Neves. 1991. Airborne C₁- and C₂-halocarbons at four representative sites in Europe. *Atmos. Environ.* 25A:257–261.
- Frieria-Gandara, M.J., A. Alvarez-Devesa, R.A. Lorenzo-Ferreira et F. Bernejo-Martinez. 1990. Identification and determination of halogenated hydrocarbons in water of Galicia (N.W. Spain) by headspace gas-chromatography. *Anal. Lett.* 23(10):1939–1958.
- Gossett, J.M. 1987. Measurement of Henry's law constant for C₁ and C₂ chlorinated hydrocarbons. *Environ. Sci. Technol.* 21:202–208.
- Gouvernement du Canada. 1993. Tétrachloroéthylène. Liste des substances d'intérêt prioritaire – rapport d'évaluation, Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Environnement Canada et Santé Canada, Ottawa.
- Jackson, R.E., S. Lesage, M.W. Priddle, A.S. Crowe et S. Shikaze. 1991. Contaminant hydrogeology of toxic organic chemicals at a disposal site, Gloucester, Ontario 2: Remedial investigation. Étude n° 181, Série scientifique. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Ottawa.
- Kefalas, V. et N.H. Stacey. 1991. Potentiating effects of chlorinated hydrocarbons on carbon tetrachloride toxicity in isolated rat hepatocytes and plasma membranes. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 109:171–179.
- Lawrence, A.R., P.J. Chilton, R.J. Barron et W.M. Thomas. 1990. A method for determining volatile organic solvents in chalk pore waters (southern and eastern England) and its relevance to the evaluation of groundwater contamination. *J. Contam. Hydrol.* 6:377–386.
- Mackay, D., W.Y. Shiu et K.C. Ma. 1992. *Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals*. vol. III. Lewis Publishers, Chelsea, MI.
- Marsalek, J. 1986. Municipal sources of selected trace organics in Samia. *Water Pollut. Res. J. Can.* 21:422–432.
- MEEQ (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. Division de l'élaboration des normes, Section de phytotoxicologie, Toronto.
- MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). 1987. Municipal-industrial strategy for abatement. St. Clair River MISA pilot-site investigation. Rapport préliminaire. Appendice 2.
- Muraoka, K. et T. Hirata. 1988. Hydraulic behaviour of chlorinated organic compounds in water. *Water Res.* 22:485–489.
- NTP (National Toxicology Program). 1986. Toxicology and carcinogenesis studies of tetrachloroethylene (Perchloroethylene) (n° CAS. 127-18-4) in F344/n rats and B6C3F1 mice (Inhalation Studies). NTP TR 311. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, National Institutes of Health, Research Triangle Park, NC.
- Ohta, T., M. Morita, I. Mizoguchi et T. Tada. 1977. Washout effect and diurnal variation for chlorinated hydrocarbons in ambient air. *Atmos. Environ.* 11:985–987.
- OMS (Organisation mondiale de la santé). 1984. Tétrachloroéthylène. Critère d'hygiène de l'environnement 31. Genève.
- Pavlostathis, S.G. et G.N. Mathavan. 1992. Desorption kinetics of selected volatile organic compounds from field contaminated soils. *Environ. Sci. Technol.* 26:532–538.
- Rufeger, U. et M. Frimmer. 1976. Inhibition by polyhalogenated hydrocarbons (PHHC) of ATPases in plasma membranes of parenchymal liver cells. *Naunyn-Schmiedeberg's Arch. Pharmacol.* 93:288–297.
- Sack, T.M. et D.H. Steele. 1992. A survey of household products for volatile organic compounds. *Atmos. Environ.* 26:1063–1070.
- Santé Canada. 1996. Canadian soil quality guidelines for tetrachloroethylene: Human health effects. Ébauche. Direction de l'hygiène du milieu, Section de l'air et des déchets, Ottawa.
- Verschuere, K. 1983. *Handbook of environmental data on organic chemicals*. 2^e éd. Van Nostrand Reinhold Co., New York.
- Vonk, J.W., D.M.M. Adema et D. Barug. 1986. Comparison of the effects of several chemicals on microorganisms, higher plants and earthworms, dans *Contaminated soil*, First International TNO Conference on Contaminated Soil, 11–15 novembre 1985, Utrecht, Pays-Bas. J.W. Assink et W.J. van de Brink, éd. Kluwer Academic Publishers, Hingham, MA.
- Wakeham, S.G., A.C. Davis et J.L. Karas. 1983. Mesocosm experiments to determine the fate and persistence of volatile organic compounds in coastal seawater. *Environ. Sci. Technol.* 17:611–617.
- Wakeham, S.G., A.C. Davis, R.T. Witt, B.W. Tripp et N.W. Frew. 1980. Tetrachloroethylene contamination of drinking water by vinyl-coated asbestos-cement pipe. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 25:639–645.

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 — tétrachloroéthylène (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 : spccme@chc.gov.mb.ca

© Conseil canadien des ministres de l'environnement 1999
Extrait de la publication n° 1300; ISBN 1-896997-36-8

Also available in English.