



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

**ÉTHYLBENZÈNE
2004**

Ce feuillet d'information présente les recommandations canadiennes pour la qualité des sols concernant l'éthylbenzène en vue de la protection de l'environnement et de la santé humaine (tableau 1). Un document scientifique d'appui est également disponible (Environnement Canada, 2004).

Information générale

L'éthylbenzène (C₂H₅C₆H₅; CAS 100-41-4) est un hydrocarbure monoaromatique ayant une pression de vapeur (1,276 kPa à 25 °C) et une constante de la loi de Henry (669-1001 Pa·m⁻³·mol⁻¹) relativement élevées. Il est sujet à une volatilisation rapide. L'éthylbenzène possède aussi un potentiel de saturation de l'air élevé. Ces

caractéristiques, combinées à un faible point d'éclair (18,0 °C), rendent l'éthylbenzène hautement inflammable. La solubilité de l'éthylbenzène dans l'eau est relativement faible (150 mg·L⁻¹ à 25 °C), mais elle demeure suffisamment élevée pour en faire une préoccupation environnementale. L'éthylbenzène a un coefficient modéré de partage octanol-eau (log K_{oc} 3,13), ce qui indique une solubilité modérée dans les graisses et, conséquemment, un potentiel modéré de bioaccumulation (Environnement Canada, 2004).

Le toluène, l'éthylbenzène et les trois isomères du xylène (*ortho*, *mé*ta et *para*) font partie de la grande catégorie des produits organiques volatils qui sont des hydrocarbures monoaromatiques composés d'un anneau de benzène avec substitution alkyle. Ces composés,

Tableau 1. Recommandations pour la qualité des sols concernant l'éthylbenzène (mg·kg⁻¹)*

	Utilisation des terres et texture du sol							
	Agricole		Résidentielle/ parc		Commerciale		Industrielle	
	Grossier	Fin	Grossier	Fin	Grossier	Fin	Grossier	Fin
<u>Surface</u>								
Recommandation^a	0,082	0,018^b	0,082	0,018^b	0,082	0,018^b	0,082	0,018^b
RQS _{SH}	0,082	0,018 ^b	0,082	0,018 ^b	0,082	0,018 ^b	0,082	0,018 ^b
RQS _E	55	120	55	120	300	430	300	430
<u>Sous-sol</u>								
Recommandation^a	0,082	0,018^b	0,082	0,018^b	0,082	0,018^b	0,082	0,018^b
RQS _{SH}	0,082	0,018 ^b	0,082	0,018 ^b	0,082	0,018 ^b	0,082	0,018 ^b
RQS _E	110	240	110	240	600	860	600	860

Notes : RQS_E = recommandation pour la qualité des sols : environnement; RQS_{SH} = recommandation pour la qualité des sols : santé humaine.

* La formation en phase libre, un phénomène jugé inacceptable par beaucoup d'instances, se produit lorsqu'une substance dépasse sa limite de solubilité dans l'eau du sol. La concentration à laquelle ce phénomène se produit dépend d'un certain nombre de facteurs, dont la texture du sol, la porosité et la porosité non capillaire. D'après les hypothèses avancées pour cette recommandation, de l'éthylbenzène en phase libre se formera probablement à des concentrations supérieures à 430 mg·kg⁻¹ de sol.

^a Les données sont suffisantes pour calculer une RQS_{SH} et une RQS_E. La recommandation pour la qualité des sols est donc la valeur la plus faible et représente une nouvelle recommandation entièrement intégrée pour cette utilisation des terres.

^b Cette valeur de la recommandation peut être inférieure à la limite de détection courante pour l'éthylbenzène dans certaines instances.

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. Il se peut que l'utilisation de quelques valeurs du tableau 1 ne soit pas permise de façon générique par certaines autorités. Par exemple, l'utilisation de valeurs pour le sous-sol peut occasionner des restrictions concernant l'utilisation des terres. Le lecteur est prié de consulter l'autorité compétente avant d'appliquer ces valeurs.

désignés collectivement sous le nom de TEX, sont souvent étudiés ensemble en plus du benzène, puisqu'ils sont tous présents dans l'essence et constituent plus de 60 % de la fraction soluble dans l'eau (Barbaro et coll., 1992).

Les TEX sont des produits ou des sous-produits du raffinage du pétrole et du charbon. Le toluène et le xylène sont produits sous forme de mélange aromatique avec le benzène, principalement à partir du reformat catalytique dans les raffineries, et en second lieu comme sous-produits de la fabrication d'oléfines durant le craquage des hydrocarbures. L'éthylbenzène est surtout produit par l'alkylation du benzène avec l'éthylène.

Les TEX sont largement utilisés comme solvants dans les peintures, les laques, les adhésifs, les encres, les agents nettoyants et dégraissants, ainsi que dans la production de teintures, de parfums, de plastiques, de produits pharmaceutiques et de pesticides. Les TEX constituent aussi une fraction importante du pétrole brut. Les fractions typiques d'éthylbenzène dans les essences utilisées en Ontario sont de 1,4 % dans le sans plomb régulier et de 1,7 % dans le super sans plomb (MEE0, 1993b).

L'introduction des TEX dans l'atmosphère est due en grande partie à une combustion incomplète des carburants de pétrole par les véhicules automobiles, et à la volatilisation des solvants et des diluants à base de TEX. Les sources naturelles de TEX comprennent les gaz volcaniques, les feux de forêt et la végétation (Isidorov et coll., 1990).

Les TEX rejetés dans le sol et dans l'eau proviennent surtout de fuites dans les réservoirs souterrains de pétrole et les sites d'enfouissement, d'accidents et de déversements durant le transport, de l'épandage de pesticides et du rejet de déchets industriels et municipaux (Johnson et coll., 1989; Lesage et coll., 1990, 1991; SIAMD, 1992).

Les données sur les concentrations d'éthylbenzène dans les sols et les sédiments sont rares pour l'environnement canadien. Le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario fait mention de valeurs du 98^e centile des concentrations d'éthylbenzène dans les sols de parcs ruraux et les sols de vieux parcs urbains qui n'ont pas été affectés par des sources ponctuelles locales de pollution de 0,46 à 0,50 et 0,40 ng·g⁻¹, respectivement (MEE0, 1993a). Aucune donnée n'est disponible sur les concentrations d'éthylbenzène dans l'atmosphère et dans l'eau (Environnement Canada, 2004).

Devenir dans l'environnement et comportement dans le sol

Les principaux processus qui gouvernent le comportement des TEX dans l'environnement terrestre sont la volatilisation, la sorption, la biodégradation et le lessivage. Les TEX n'ont pas de groupes hydrolysables; l'hydrolyse n'est donc pas une voie importante de transformation. De même, ils ne se dégradent pas directement par photolyse (Howard, 1990; Mackay et coll., 1992). Cependant, dans l'atmosphère, ils se dégradent en réagissant avec les radicaux hydroxyles produits par photochimie, ce qui leur confère une demi-vie de 3 h à 1 j.

La volatilisation est le processus dominant qui détermine le devenir des TEX dans l'environnement terrestre (Parker et Jenkins, 1986; Jin et O'Connor, 1990; Anderson et coll., 1991). La volatilisation est dépendante de la température, de l'humidité, de la sorption et des processus de biodégradation dans les sols (Aurelius et Brown, 1987; Ashworth, 1988). Les pressions de vapeur et les constantes de la loi de Henry relativement élevées ($>10^{-3}$ atm·m³·mol⁻¹) des TEX les rendent sujets à une volatilisation rapide à partir des sols, les durées de demi-vie s'étalant de 2,2 à 28 j (Howard, 1990; Anderson et coll., 1991).

L'adsorption réduit la mobilité des TEX dans les sols et affecte leur taux de biotransformation. La matière organique des sols, surtout les acides humiques, adsorbe fortement les TEX (El-Dib et coll., 1978; Schwarzenbach et Westall, 1981; Jury et coll., 1987; Jin et O'Connor, 1990). Les TEX sont aussi adsorbés sur les minéraux argileux comme la bentonite, l'illite et la kaolinite. L'adsorption dans le sol augmente avec l'augmentation des concentrations des TEX, la diminution du pH et la diminution de la teneur en eau (El-Dib et coll., 1978; Chiou et coll., 1981; English et Loehr, 1991; Rutherford et Chiou, 1992). La sorption est faible dans les sols à texture légère ayant une faible teneur en matières organiques (Garbarini et Lion, 1986; English et Loehr, 1991).

Divers micro-organismes du sol sont capables d'utiliser les TEX comme source de carbone et de les décomposer en CO₂ et en eau. Les espèces de *Pseudomonas* sont les principales bactéries responsables de la dégradation dans les sols; d'autres espèces telles que *Arthrobacter* sont aussi reconnues comme étant capables de dégrader les TEX (Utkin et coll., 1992). Les demi-vies de dégradation varient habituellement entre 5 et 10 j et sont typiquement < 20 j (Grbić-Galić et Vogel, 1987; Chiang et coll., 1989; Evans et coll., 1991a, 1991b; Haag et coll., 1991; Mackay et coll., 1992). La dégradation peut survenir autant en

milieu aérobie qu'anaérobie. En milieu aérobie, la quantité d'oxygène dans le sol est le principal facteur de contrôle (Barker et coll., 1989; Chiang et coll., 1989; Allen, 1991). La disponibilité des nutriments, surtout de l'azote, affecte aussi le taux de dégradation. Ce taux est plus élevé dans les horizons supérieurs du sol et dans les zones insaturées, à cause d'une plus grande disponibilité d'oxygène (Kampbell et coll., 1987; Miller et coll., 1990; Haag et coll., 1991; Edwards et coll., 1992). La dégradation anaérobie est beaucoup plus lente et peut être accélérée en ajoutant des nitrates et des sulfates au sol (Evans et coll., 1991a, 1991b; Hutchins, 1991; Beller et coll., 1992; Edwards et coll., 1992).

Les TEX sont modérément solubles dans l'eau et peuvent se déplacer avec l'eau de percolation, soit en solution ou par sorption sur la matière organique dissoute. Dans les sols organiques, le lessivage des TEX est plus élevé dans les sols pauvres en matière organique et à texture légère, alors que dans les sols minéraux, le lessivage dépend du type d'argile et de la teneur en eau du sol. Les processus de sorption et de biodégradation réduisent la mobilité des TEX dans les sols.

Bioconcentration

Herman et coll. (1991) ont examiné la relation entre le K_{oc} , la bioconcentration, et la toxicité des TEX dans les algues (*Selenastrum capricornutum*). Une forte relation linéaire positive existe entre la bioconcentration et le K_{oc} ($r^2 = 0,98$), et entre la bioconcentration et la toxicité (CE_{50} pour la réduction de la croissance) ($r^2 = 0,99$). Le taux de sorption de ces hydrocarbures aromatiques par les algues était d'abord rapide, puis relativement constant. Le FBC 12 h pour l'éthylbenzène, exprimé en logarithme à base 10, était de 2,31. La CE_{50} 8 j était de $4,8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour l'éthylbenzène (Herman et coll., 1991).

Bien que les TEX puissent s'accumuler dans les algues (Howard, 1990), le log K_{oc} relativement peu élevé ($< 4,0$) de ces composés indique que le potentiel de bioconcentration est généralement faible (OMS, 1985; Nielsen et Howe, 1991).

Comportement et effets chez le biote

Processus microbiens des sols

Aucune étude sur les effets de l'éthylbenzène sur les processus microbiens des sols n'a été relevée.

Plantes terrestres

Dans le but de déterminer les niveaux phytotoxiques

d'éthylbenzène dans le sol, Environnement Canada a procédé en 1995 à des expériences d'émergence de semis de radis (*Raphanus sativa*) et de laitue (*Lactuca sativa*). Les concentrations les plus faibles dans le sol auxquelles des effets nocifs ont été observés étaient de 12 et $6 \text{ mg d'éthylbenzène}\cdot\text{kg}^{-1}$ de sol, causant une réduction de 25 % de l'émergence des semis de radis et de laitue, respectivement. Bien que ces résultats aient servi à élaborer des recommandations provisoires pour la qualité des sols en 1997, les données étaient douteuses à cause de certains problèmes liés à la récupération de l'éthylbenzène des sols et à la volatilité du composé (Environnement Canada, 1995).

En raison des progrès importants réalisés en ce qui concerne les techniques de détermination de la toxicité des produits très volatils, de nouveaux essais de toxicité pour les plantes ont été effectués par ESG International en 2002. En utilisant l'agropyre velu (*Agropyron dasystachyum*) et la luzerne (*Medicago Sativa*), on a étudié les effets de l'éthylbenzène sur la longueur des pousses et des racines ainsi que sur la biomasse sèche et humide après 14 jours d'exposition dans des sols grossiers et fins. Dans les sols grossiers, l'indicateur le plus sensible pour la luzerne était la réduction de la longueur des racines (CI_{25} de $462 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), et celui pour l'agropyre velu était la réduction de la masse humide des racines, caractérisée par une CI_{25} de $3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (ESG, 2002). Les résultats pour les sols fins publiés par ESG ont été recalculés par Komex (2002) pour tenir compte des pertes par volatilisation qui se produisent entre l'enrichissement de l'échantillon et l'introduction des plantes 2 heures plus tard. (Des calculs semblables avaient déjà été faits par ESG pour les données concernant les sols grossiers.) Par conséquent, les concentrations calculées les plus faibles dans les sols fins produisant un effet sur la luzerne et l'agropyre velu étaient respectivement de $316 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (CI_{25} pour la réduction de la longueur des racines) et de $218 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (CI_{25} pour la réduction de la masse humide des racines) (Komex, 2002).

Invertébrés terrestres

C'est l'étude d'Environnement Canada (1995) qui mentionne la plus faible concentration d'éthylbenzène produisant des effets nocifs sur les invertébrés du sol. Les vers de terre (*Eisenia foetida*) ont connu une mortalité de 25 % lorsque exposés à $113 \text{ mg d'éthylbenzène}\cdot\text{kg}^{-1}$ de sol. Même si cette étude a servi à élaborer les recommandations provisoires pour la qualité des sols en 1997, les mêmes problèmes reliés aux essais de phytotoxicité ont été rencontrés (Environnement Canada, 1995).

Des études commandées par le CCME en 2001 et faisant appel à des techniques de pointe s'appliquant aux composés volatils ont porté sur la toxicité de l'éthylbenzène pour le collembole (*Onychiurus folsomi*) et le lombric (*Eisenia andrei*). Dans les sols grossiers, la CL₂₅ pour les collemboles était de 576 mg·kg⁻¹, tandis que la CSEO et la CMEO pour les effets nocifs chez les lombrics étaient respectivement de 16 et 112 mg·kg⁻¹ (ESG, 2002). Les résultats pour les sols fins publiés par ESG ont été recalculés par Komex (2002) pour tenir compte des pertes par volatilisation qui se produisent entre l'enrichissement de l'échantillon et l'introduction des invertébrés 24 heures plus tard. (Des calculs semblables avaient déjà été faits par ESG pour les données concernant les sols grossiers.) Par conséquent, dans les sols fins, la CL₂₅ pour les collemboles était de 259 mg·kg⁻¹, tandis que la CSEO et la CMEO pour les effets nocifs chez les vers de terre étaient respectivement de 16 et 112 mg·kg⁻¹ (Komex, 2002).

Bétail et faune

Aucune étude des effets de l'éthylbenzène sur le bétail ou la faune n'a été relevée (Environnement Canada, 2004). Les études se rapportant aux animaux de laboratoire sont présentées à la section suivante.

Effets sur la santé des humains et des animaux de laboratoire

L'absorption d'éthylbenzène par les animaux peut se faire de plusieurs façons, dont l'ingestion, l'inhalation, l'absorption sous-cutanée et dermique. L'éthylbenzène est absorbé et réparti rapidement dans tout le corps de l'animal. Il est préférentiellement emmagasiné dans les tissus adipeux, mais il s'accumule aussi dans les reins, le foie et le cerveau. L'excrétion dans l'urine est la voie majeure d'élimination du corps. L'acide hippurique et l'acide mandélique semblent être les principaux métabolites (Environnement Canada, 2004).

Au cours d'une étude de toxicité aiguë, Pyykkö et coll. (1987) ont observé une augmentation de 50 % des cytochromes P₄₅₀ dans le foie des rats et une diminution de 60 % dans les poumons, mais aucune altération des organes n'a été notée. Il a aussi été démontré que l'éthylbenzène réduit les niveaux de dopamine du cerveau dans les régions striatales et tubéro-infundibulaires (Romanelli et coll., 1986). Les changements dans les niveaux de dopamine du cerveau provenaient d'interférences métaboliques des métabolites de l'éthylbenzène sur le catabolisme de la dopamine.

L'éthylbenzène est un composé relativement non toxique qui a une DL₅₀ orale variant de 3,5 à 4,7 g·kg⁻¹ (Wolf et coll., 1956). Les effets d'inhalation de l'éthylbenzène varient de l'irritation du nez et des yeux au vertige, à l'ataxie et à l'œdème pulmonaire à des concentrations entre 1 000 et 10 000 ppm (Environnement Canada, 2004).

L'exposition chronique des rats à l'éthylbenzène produit une incidence sporadique de salivation et de larmolement, une augmentation du poids du foie, des augmentations des rapports entre les poids du foie et du corps et les poids du foie et du cerveau, et des augmentations dans les décomptes de plaquettes (Cragg et coll., 1989). Ces auteurs n'ont pas observé d'effet sur des lapins exposés à des niveaux d'éthylbenzène atteignant 1 610 ppm, concentration à partir de laquelle les animaux démontraient un poids corporel réduit. Cette étude et l'étude d'Elovaara et coll. (1985) n'ont pas fourni d'indication à savoir si les organes avaient une réponse adaptative ou toxique.

L'éthylbenzène n'est pas considéré comme un agent cancérigène pour les humains. Santé Canada n'a pas établi de dose journalière admissible pour cette substance, mais l'Environmental Protection Agency des États-Unis fournit une dose de référence (DR) de 0,1 mg·kg⁻¹ de poids corporel par jour, et une concentration de référence (CR) de 1 mg·m⁻³ (USEPA, 1991). La DR par voie orale est fondée sur une étude de Wolf et coll. (1956) qui ont examiné les altérations histopathologiques au rein et au foie des rats à la suite d'une exposition à l'éthylbenzène par gavage. La CR par inhalation est fondée sur les études de Andrew et coll. (1981) et Hardin et coll. (1981) qui ont examiné les effets toxiques sur le développement chez les rats et les lapins.

Élaboration des recommandations

Les recommandations canadiennes pour la qualité des sols sont élaborées pour différentes utilisations des terres selon la procédure décrite dans CCME (1996a), à partir de différents récepteurs et scénarios d'exposition propres à chaque utilisation (tableau 1). Diverses modifications apportées au protocole de 1996 et appliquées au standard pancanadien relatif aux hydrocarbures pétroliers dans le sol (CCME, 2000) ont aussi été appliquées à l'élaboration de ces recommandations, y compris celles visant les diverses textures de sols (grossières ou fines) et les profondeurs (surface et sous-sol). Tel que défini dans le standard, les sols à texture fine sont ceux qui contiennent plus de 50 %, en masse, de particules de diamètre moyen

inférieur à 75 µm ($D_{50} < 75 \mu\text{m}$). Les sols à texture grossière sont ceux qui contiennent plus de 50 %, en masse, de particules de diamètre moyen supérieur à 75 µm ($D_{50} > 75 \mu\text{m}$). On entend par sol de surface les matières minérales meubles à la surface immédiate de la terre qui servent de milieu naturel pour la croissance des plantes terrestres jusqu'à une profondeur de 1,5 m, et par sous-sol le régolite meuble au-dessus de la nappe d'eau souterraine qui ne participe pas aux processus de formation du sol et qui comprend supposément les matières de la zone vadose qui se trouvent à plus de 1,5 m de profondeur. L'élaboration détaillée des recommandations pour la qualité des sols concernant l'éthylbenzène est décrite dans Environnement Canada (2004).

***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 terres 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 lorsqu'il existe suffisamment de données pour le faire. Pour les terres à vocation industrielle, une vérification portant sur la migration hors site est aussi effectuée.

En ce qui concerne l'éthylbenzène, il y a suffisamment de données pour élaborer une recommandation fondée sur le contact direct des plantes et des invertébrés avec le sol (tableau 2). En raison d'un manque de données, il a été impossible de faire une vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie. En outre, il n'y a pas eu suffisamment de données pour satisfaire aux exigences du protocole du CCME (1996) à suivre pour élaborer la recommandation concernant l'ingestion de sol et de nourriture; toutefois, le processus utilisé pour déterminer les doses journalières admissibles pour les humains a été adapté afin de les calculer pour le bétail. Comme la bioconcentration d'éthylbenzène dans le fourrage du bétail n'est probablement pas importante, une recommandation a été élaborée seulement pour l'ingestion de sol par le bétail (et non pour l'ingestion de nourriture).

La vérification pour la nappe d'eau souterraine a été effectuée afin de déterminer les concentrations d'éthylbenzène dans le sol qui permettront de protéger la vie

aquatique d'eau douce et le bétail dans les eaux de surface renouvelées par la nappe d'eau souterraine. Ces valeurs de vérification portant sur la nappe d'eau souterraine ne sont pas utilisées dans l'élaboration des RQS_E, mais elles devraient l'être pour tenir compte des conditions particulières à chaque site (tableau 2). Aucune vérification de la migration hors site n'a été effectuée pour l'éthylbenzène puisque, en raison de la volatilité et de la biodégradabilité de l'éthylbenzène, il est improbable que d'importantes quantités subsistent après le transport du sol par le vent ou l'eau.

***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}) en ce qui concerne les contaminants à concentration seuil produisant un effet sont ordinairement élaborées en se servant de la DJA pour le récepteur le plus sensible désigné pour une utilisation des terres. Lorsqu'il n'existait pas de DJA établie par Santé Canada pour l'éthylbenzène, la DR de l'EPA pour cette substance a été utilisée dans les calculs. Les recommandations concernant l'ingestion et le contact avec la peau ont été calculées pour tous les sols de surface, mais ces deux voies de pénétration n'ont pas été jugées applicables aux sous-sols, à moins que le sol n'ait été remanié. Des valeurs de vérification portant sur l'inhalation de vapeurs à l'intérieur de bâtiments ont été calculées pour les sols de surface et les sous-sols. Une valeur de vérification de la nappe d'eau souterraine a été calculée pour déterminer les concentrations d'éthylbenzène dans le sol qui permettent de protéger l'eau potable.

La RQS_{SH} est la plus faible des diverses valeurs recommandées et de vérification concernant la santé humaine, et, dans le cas de l'éthylbenzène, la RQS_{SH} pour toutes les utilisations des terres et tous les types de sol est fondée sur la vérification de la nappe d'eau souterraine (l'eau potable) (tableau 2).

**Recommandations pour la qualité des sols
concernant l'éthylbenzène**

Les recommandations pour la qualité des sols ont pour but de protéger à la fois l'environnement et la santé humaine et sont les valeurs les plus faibles des RQS_{SH} et des RQS_E. Lorsqu'il existe suffisamment de données pour les deux recommandations, les critères provisoires de qualité des sols peuvent être remplacés

(CCME, 1991).

Dans le cas de l'éthylbenzène, les recommandations pour la qualité des sols équivalent à la RQS_{SH} pour toutes les utilisations des terres et tous les types de sol. Comme il existe suffisamment de données permettant d'élaborer une RQS_{SH} et une RQS_E pour chaque utilisation des terres, les recommandations pour la qualité des sols représentent de nouvelles recommandations entièrement intégrées. Les critères

provisaires de qualité des sols pour l'éthylbenzène (CCME, 1991) et les recommandations pour la qualité des sols concernant cette substance élaborées en 1997 sont remplacées.

Le CCME (1996b) fournit des conseils sur les modifications pouvant être apportées à la recommandation finale pour la qualité des sols lorsqu'on établit des objectifs propres à un lieu.

Tableau 2a. Recommandations et vérifications concernant l'éthylbenzène (mg·kg⁻¹) dans le sol de surface.

SOL DE SURFACE	Utilisation des terres							
	Agricole		Résidentielle/ parc		Commerciale		Industrielle	
	Grossier Fin	0,018 ^a	Grossier Fin	0,018 ^a	Grossier Fin	0,018 ^a	Grossier Fin	0,018 ^a
Recommandation	0,082 ^a	0,018 ^a	0,082 ^a	0,018 ^a	0,082 ^a	0,018 ^a	0,082 ^a	0,018 ^a
Santé humaine – recommandations/valeurs de vérification								
RQS _{SH}	0,082 ^b	0,018 ^b	0,082 ^b	0,018 ^b	0,082 ^b	0,018 ^b	0,082 ^b	0,018 ^b
Ingestion de sol - recommandation	10 000	10 000	10 000	10 000	36 000	36 000	620 000	620 000
Contact cutané avec le sol - recommandation	58 000	58 000	58 000	58 000	210 000	210 000	560 000	560 000
Inhalation de sol - recommandation	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
Inhalation de l'air intérieur (sous-sol) - vérification	88	1 300	88	1 300	—	—	—	—
Inhalation de l'air intérieur (dalle) - vérification	55	1 300	55	1 300	630	6 500	630	6 500
Migration hors site - vérification	—	—	—	—	—	—	NC ^c	NC ^c
Eau souterraine (potable) - vérification	0,082	0,018	0,082	0,018	0,082	0,018	0,082	0,018
Produits, viande et lait - vérification	NC ^d	NC ^d	NC ^d	NC ^d	—	—	—	—
Environnement – recommandations/valeurs de vérification								
RQS _E	55 ^e	120 ^e	55 ^f	120 ^f	300 ^f	430 ^f	300 ^f	430 ^f
Contact avec le sol - recommandation	55	120	55	120	300	430	300	430
Ingestion de sol et de nourriture – recommandation	910	910	—	—	—	—	—	—
Cycles des nutriments et de l'énergie - vérification	NC ^g	NC ^g	NC ^g	NC ^g	NC ^g	NC ^g	NC ^g	NC ^g
Migration hors site - vérification	—	—	—	—	—	—	NC ^c	NC ^c
Eau souterraine (bétail) - vérification	13 000 ^h	NC ⁱ	—	—	—	—	—	—
Eau souterraine (vie aquatique) - vérification	50 ^j	NC ⁱ	50 ^j	NC ⁱ	50 ^j	NC ⁱ	50 ^j	NC ⁱ
Critère provisoire de qualité du sol (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/valeur de vérification qui ne fait pas partie du scénario d'exposition pour cette utilisation des terres et n'est donc pas calculée.

^aLes données sont suffisantes pour calculer une RQS_{SH} et une RQS_E. La recommandation pour la qualité des sols est donc la plus faible de ces deux valeurs et représente une nouvelle recommandation entièrement intégrée élaborée conformément au protocole pour les sols (CCME, 1996a). Le critère provisoire correspondant de qualité des sols (CCME, 1991) est remplacé par la recommandation pour la qualité des sols.

^bLa RQS_{SH} est la plus faible des valeurs recommandées et de vérification concernant la santé humaine.

^cEn raison de la volatilité et de la biodégradabilité de l'éthylbenzène, il est improbable que d'importantes quantités subsistent après le transport du sol

par le vent ou l'eau; cette voie d'exposition n'a donc pas été évaluée.

^dCette vérification vise à protéger contre les produits chimiques pouvant donner lieu à une bioconcentration dans les aliments des humains. Comme on ne prévoit pas que l'éthylbenzène ait ce comportement, cette voie d'exposition n'a pas été évaluée.

^eLa RQS_E concernant les utilisations agricoles des terres est fondée sur la plus faible des valeurs recommandées pour le contact avec le sol et l'ingestion de sol et de nourriture.

^fLa RQS_E est fondée sur la valeur recommandée pour le contact avec le sol.

^gLes données sont insuffisantes pour vérifier les cycles des nutriments et de l'énergie pour cette utilisation des terres.

^hCette valeur de vérification de la nappe phréatique pour l'environnement est provisoire parce qu'elle n'est pas fondée sur la recommandation canadienne actuelle pour la qualité de l'eau concernant l'éthylbenzène en vue de l'abreuvement du bétail. Pour obtenir des précisions sur l'élaboration, voir le document scientifique à l'appui (Environnement Canada, 2004). Cette valeur n'est pas utilisée dans l'élaboration de la recommandation nationale pour la qualité des sols, mais elle est fournie comme référence pour une application propre à un lieu.

ⁱCette valeur de vérification de la nappe phréatique pour l'environnement n'a pas été déterminée parce que les calculs montrent que la migration de la nappe phréatique à travers des sols fins sera inférieure à 10 mètres après 100 ans. Pour des calculs propres à un lieu où la protection de l'eau potable est active, on devrait présumer que la conductivité hydraulique est de 32 m·an⁻¹ s'il n'existe pas de mesures convenables.

^jCette valeur de vérification de la nappe phréatique pour l'environnement n'est pas utilisée dans l'élaboration de la recommandation nationale pour la qualité des sols, mais elle est fournie comme référence pour une application propre à un lieu.

Tableau 2b. Recommandations et vérifications concernant l'éthylbenzène (mg·kg⁻¹) dans le sous-sol.

SOUS-SOL	Utilisation des terres							
	Agricole		Résidentielle/ parc		Commerciale		Industrielle	
	Grossier	Fin	Grossier	Fin	Grossier	Fin	Grossier	Fin
Recommandation	0,082^a	0,018^a	0,082^a	0,018^a	0,082^a	0,018^a	0,082^a	0,018^a
Santé humaine – recommandations/valeurs de vérification								
RQS _{SH}	0,082 ^b	0,018 ^b	0,082 ^b	0,018 ^b	0,082 ^b	0,018 ^b	0,082 ^b	0,018 ^b
Ingestion de sol - recommandation	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
Contact cutané avec le sol - recommandation	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
Inhalation de sol - recommandation	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
Inhalation de l'air intérieur (sous-sol) - vérification	88	1 300	88	1 300	—	—	—	—
Inhalation de l'air intérieur (dalle) - vérification	63	1 400	63	1 400	670	6 700	670	6 700
Migration hors site - vérification	—	—	—	—	—	—	NC ^c	NC ^c
Eau souterraine (eau potable) - vérification	0,082	0,018	0,082	0,018	0,082	0,018	0,082	0,018
Produits, viande et lait - vérification	NC ^d	NC ^d	NC ^d	NC ^d	—	—	—	—
Environnement – recommandations/valeurs de vérification								
RQS _E	110 ^e	240 ^e	110 ^f	240 ^f	600 ^f	860 ^f	600 ^f	860 ^f
Contact avec le sol - recommandation	110	240	110	240	600	860	600	860
Ingestion de sol et de nourriture - recommandation	NC	NC	—	—	—	—	—	—
Cycles des nutriments et de l'énergie - vérification	NC ^g	NC ^g	NC ^g	NC ^g	NC ^g	NC ^g	NC ^g	NC ^g
Migration hors site - vérification	—	—	—	—	—	—	NC ^c	NC ^c
Eau souterraine (bétail) - vérification	13 000 ^h	NC ⁱ	—	—	—	—	—	—
Eau souterraine (vie aquatique) - vérification	50 ^j	NC ⁱ	50 ^j	NC ⁱ	50 ^j	NC ⁱ	50 ^j	NC ⁱ
Critère provisoire de qualité du sol (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/valeur de vérification qui ne fait pas partie du scénario d'exposition pour cette

utilisation des terres et n'est donc pas calculée.

^aLes données sont suffisantes pour calculer une RQS_{SH} et une RQS_E . La recommandation pour la qualité des sols est donc la plus faible de ces deux valeurs et représente une nouvelle recommandation entièrement intégrée élaborée conformément au protocole pour les sols (CCME, 1996a). Le critère provisoire correspondant de qualité des sols (CCME, 1991) est remplacé par la recommandation pour la qualité des sols.

^bLa RQS_{SH} est la plus faible des valeurs recommandées et de vérification concernant la santé humaine.

^cEn raison de la volatilité et de la biodégradabilité de l'éthylbenzène, il est improbable que d'importantes quantités subsistent après le transport du sol par le vent ou l'eau; cette voie d'exposition n'a donc pas été évaluée.

^dCette vérification vise à protéger contre les produits chimiques pouvant donner lieu à une bioconcentration dans les aliments des humains. Comme on ne prévoit pas que l'éthylbenzène ait ce comportement, cette voie d'exposition n'a pas été évaluée.

^eLa RQS_E concernant les utilisations agricoles des terres est fondée sur la plus faible des valeurs recommandées pour le contact avec le sol et l'ingestion de sol et de nourriture.

^fLa RQS_E est fondée sur la valeur recommandée pour le contact avec le sol.

^gLes données sont insuffisantes pour vérifier les cycles des nutriments et de l'énergie pour cette utilisation des terres.

^hCette valeur de vérification de la nappe phréatique pour l'environnement est provisoire parce qu'elle n'est pas fondée sur la recommandation canadienne actuelle pour la qualité de l'eau concernant l'éthylbenzène en vue de l'abreuvement du bétail. Pour obtenir des précisions sur l'élaboration, voir le document scientifique à l'appui (Environnement Canada, 2004). Cette valeur n'est pas utilisée dans l'élaboration de la recommandation nationale pour la qualité des sols, mais elle est fournie comme référence pour une application propre à un lieu.

ⁱCette valeur de vérification de la nappe phréatique pour l'environnement n'a pas été déterminée parce que les calculs montrent que la migration de la nappe phréatique à travers des sols fins sera inférieure à 10 mètres après 100 ans. Pour des calculs propres à un lieu où la protection de l'eau potable est active, on devrait présumer que la conductivité hydraulique est de $32 \text{ m}\cdot\text{an}^{-1}$ s'il n'existe pas de mesures convenables.

^jCette valeur de vérification de la nappe phréatique pour l'environnement n'est pas utilisée dans l'élaboration de la recommandation nationale pour la qualité des sols, mais elle est fournie comme référence pour une application propre à un lieu.

Références

- Allen, R.M. 1991. *Fate and transport of dissolved monoaromatic hydrocarbons during study infiltration through unsaturated soil*. Thèse de doctorat, Université de Waterloo, Waterloo, ON.
- Anderson, T.A., J.J. Beauchamp et B.T. Walton. 1991. Organic chemicals in the environment: Fate of volatile and semivolatile organic chemicals in soil — Abiotic versus biotic losses. *J. Environ. Qual.* 20:420–424.
- Andrew, F.D., R.L. Buschbom, W.C. Cannon, R.A. Miller, L.F. Montgomery, D.W. Phelps et coll. 1981. *Teratologic assessment of ethylbenzene and 2-ethoxyethanol*. Battelle Pacific Northwest Laboratory, Richland, WA. PB83-208074. 108 p.
- Ashworth, R.A. 1988. Air–water partition coefficients of organics in dilute aqueous solutions. *J. Hazard. Mater.* 18:25–36.
- Aurelius, M.W. et K.W. Brown. 1987. Fate of spilled xylene as influenced by soil moisture content. *Water Air Soil Pollut.* 36:23–31.
- Barbaro, J.R., J.F. Barker, L.A. Lemon et C.I. Mayfield. 1992. Biotransformation of BTEX under anaerobic, denitrifying conditions: Field and laboratory observations. *J. Contam. Hydrol.* 11:245–272.
- Barker, J.F., E.A. Sudicky, C.I. Mayfield et R.W. Gillham. 1989. *Petroleum hydrocarbon contamination of groundwater: Natural fate and in situ remediation, a summary report*. Rapport n° 89-5 de l'APCE. Association pétrolière pour la conservation de l'environnement canadien, Ottawa.
- Beller, H.R., D. Grbić-Galić et M. Reinhard. 1992. Microbial degradation of toluene under sulfate-reducing conditions and the influence of iron on the process. *Appl. Environ. Microbiol.* 58:786–793.
- 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.]
- . 2000. *Canada-wide Standards for petroleum hydrocarbons (PHC) in soil: Scientific rationale, supporting technical document*. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.
- Chiang, C.Y., J.P. Salanitro, E.Y. Chai, J.D. Colthart et C.L. Klein. 1989. Aerobic biodegradation of benzene, toluene, and xylene in a sandy aquifer: Data analysis and computer modelling. *Ground Water* 27:823–834.
- Chiou, C.T., L.J. Peters et V.H. Freed. 1981. Soil–water equilibria for nonionic organic compounds. *Science* 213(7):683–684.
- Cragg, S.T., E.A. Clarke, I.W. Daly, R.R. Miller, J.B. Terrill et R.E. Ouellette. 1989. Subchronic inhalation toxicity of ethylbenzene in mice, rats and rabbits. *Fundam. Appl. Toxicol.* 13:399–408.
- Edwards, E.A., L.E. Wills, M. Reinhard et D. Grbić-Galić. 1992. Anaerobic degradation of toluene and xylene by aquifer microorganisms under sulfate-reducing conditions. *Appl. Environ. Microbiol.* 58:794–800.
- El-Dib, M.A., A.S. Moursy et M.I. Badawy. 1978. Role of adsorbents in the removal of soluble aromatic hydrocarbons from drinking water. *Water Res.* 12:1131–1137.
- Elovaara, E., K. Engström, J. Nickels, A. Aito et H. Vainio. 1985. Biochemical and morphological effects of long-term inhalation exposure of rats to ethylbenzene. *Xenobiotica.* 15(4):299–308.
- English, C.W. et R.C. Loehr. 1991. Degradation of organic vapours in unsaturated soils. *J. Hazard. Mater.* 28:55–63.
- Environnement Canada. 1995. *Toxicity testing of National Contaminated Sites Remediation Program priority substances for the development of soil quality criteria for contaminated sites*. Direction de l'évaluation et de l'interprétation, Division des recommandations, Ottawa. Inédit.
- . 2004. *Canadian soil quality guidelines for toluene, ethylbenzene and xylene (TEX): Scientific. Supporting document*. Direction de la qualité de l'environnement et de la politique scientifique, Bureau national des recommandations et des normes, Ottawa.
- ESG International Inc. 2002. *Quantification of the exposure concentrations and toxicity of BTEX compounds in soil*. Rapport préparé pour le Groupe de travail des recommandations pour la qualité

- des sols du Conseil canadien des ministres de l'environnement. Rapport G1603, juin 2002.
- Evans, P.J., D.T. Mang et L.Y. Young. 1991a. Degradation of toluene and *m*-xylene and transformation of *o*-xylene by denitrifying enrichment cultures. *Appl. Environ. Microbiol.* 57:450–454.
- Evans, P.J., D.T. Mang, K.S. Kim et L.Y. Young. 1991b. Anaerobic degradation of toluene by a denitrifying bacterium. *Appl. Environ. Microbiol.* 57:1139–1145.
- Garbarini, D.R. et L.W. Lion. 1986. Influence of the nature of soil organics on the sorption of toluene and trichloroethylene. *Environ. Sci. Technol.* 20:1263–1269.
- Grbić-Galić, D. et T.M. Vogel. 1987. Transformation of toluene and benzene by mixed methanogenic cultures. *Appl. Environ. Microbiol.* 53:254–260.
- Haag, F., M. Reinhard et P.L. McCarty. 1991. Degradation of toluene and *p*-xylene in anaerobic microcosms: Evidence for sulfate as a terminal electron acceptor. *Environ. Toxicol. Chem.* 10:1379–1389.
- Hardin, B.D., G.P. Bond, M.R. Sikov, F.D. Andrew, R.P. Beliles et R.W. Niemeier. 1981. Testing of selected workplace chemicals for teratogenic potential. *Scand. J. Work Environ. Health* 7(suppl 4): 66–75.
- Herman, D.C., C.I. Mayfield et W.E. Inniss. 1991. The relationship between toxicity and bioconcentration of volatile aromatic hydrocarbons by the alga *Selenastrum capricornutum*. *Chemosphere* 22(7):665–676.
- Howard, P.H. (éd.). 1990. *Handbook of environmental fate and exposure data for organic chemicals*. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, MI.
- Hutchins, S.R. 1991. Optimizing BTEX biodegradation under denitrifying conditions. *Environ. Toxicol. Chem.* 10:1437–1448.
- Isidorov, V.A., I.G. Zenkevich et B.V. Ioffe. 1990. Volatile organic compounds in sulfataric gases. *J. Atmos. Chem.* 10:292–313.
- Jin, Y. et G.A. O'Connor. 1990. Behaviour of toluene added to sludge-amended soil. *J. Environ. Qual.* 19:573–579.
- Johnson, R.L., J.A. Cherry et J.F. Pankow. 1989. Diffusive contaminant transport in natural clay: A field example and implications for clay-lined waste disposal site. *Environ. Sci. Technol.* 23:340–349.
- Jury, W., A.M. Winer, W.F. Spencer et D.D. Foch. 1987. « Transport and transformation of organic chemicals in the soil-air-water ecosystem », dans *Reviews of environmental contamination and toxicology*, vol. 99, G.W. Ware, éd. Springer-Verlag, Londres.
- Kampbell, D.H., J.T. Wilson, H.W. Read et T.T. Stocksdale. 1987. Removal of volatile aliphatic hydrocarbons in a soil bioreactor. *J. Air Pollut. Control. Assoc.* 37:1236–1240.
- Komex. 2002. *Derivation of revised benzene, toluene, ethylbenzene, and xylenes soil guidelines*. Préparé par Komex International Inc. pour le Groupe de travail des recommandations pour la qualité des sols du Conseil canadien des ministres de l'environnement.
- Lesage, S., R.E. Jackson, M.W. Priddle, P. Beck et K.G. Raven. 1991. Investigation of possible contamination of shallow ground water by deeply injected liquid industrial wastes. *Ground Water Monit. Rev.* (Été 1991).
- Lesage, S., J.K. Ritch et E.J. Treciokas. 1990. Characterization of ground water contaminants at Elmira, Ontario, by thermal desorption, solvent extraction Gc-MS and HPLC. *Water Pollut. Res. J. Can.* 25:275–292.
- Mackay, D., W.Y. Shiu et K.C. Ma. 1992. *Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals*. vol. I. « Monoaromatic hydrocarbons ». Lewis Publishers, Londres.
- MEEO (Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario). 1993a. *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.
- . 1993b. *Interim guidelines for the assessment and management of petroleum-contaminated sites in Ontario*. Direction des normes sur les polluants dangereux, Toronto.
- Miller, R.N., R.E. Hinchey, C.M. Vogel, R.R. Dupont et D.C. Downey. 1990. « A field scale investigation of enhanced petroleum hydrocarbon degradation in the vadose-zone at Tyndall AFB, Florida », dans *Proceedings: Petroleum hydrocarbons and organic chemicals in ground water — Prevention, detection and restoration*, NWWA/API, Houston, Texas, 31 octobre–2 novembre.
- Neuhauser, E.F., R.C. Loehr, M.R. Malecki, D.L. Milligan et P.R. Durkin. 1985. The toxicity of selected organic chemicals to the earthworm *Eisenia fetida*. *J. Environ. Qual.* 14:383–388.
- Nielsen, I.R. et P.D. Howe. 1991. *Environmental hazard assessment: Toluene*. Department of the Environment, Directorate for Air, Climate and Toxic Substances, Toxic Substances Division, Garston, Watford, Royaume-Uni.
- OMS (Organisation mondiale de la santé). 1985. *Toluène. Critère d'hygiène de l'environnement* 52. Genève.
- Parker, L.V. et T.F. Jenkins. 1986. Removal of trace-level organics by slow-rate land treatment. *Water Res.* 20:1417–1426.
- Patty, F.A. 1991. *Patty's industrial hygiene and toxicology*. 4^e éd. Wiley, New York.
- Pyykkö, K., S. Paavilainen, T. Metsä-Ketelä et K. Laustiola. 1987. The increasing and decreasing effects of aromatic hydrocarbon solvents on pulmonary and hepatic cytochrome P-450 in the rat. *Pharmacol. Toxicol.* 60:288–293.
- Romanelli, A., M. Falzoi, A. Mutti, E. Bergamaschi et I. Franchini. 1986. Effects of some monocyclic aromatic solvents and their metabolites on brain dopamine in rabbits. *J. Appl. Toxicol.* 6(6):431–435.
- Rutherford, D.W. et C.T. Chiou. 1992. Effect of water saturation in soil organic matter on the partition of organic compounds. *Environ. Sci. Technol.* 26:965–970.
- Schwarzenbach, R.P. et J. Westall. 1981. Transport of nonpolar organic compounds from surface water to groundwater: Laboratory sorption studies. *Environ. Sci. Technol.* 15:1360–1366.
- SIAMD (Système d'information sur les accidents concernant les marchandises dangereuses). 1992. *Toluene accidents 1988–1991*. Ottawa, Transports Canada, Direction générale du transport des marchandises dangereuses.
- USEPA (Environmental Protection Agency des États-Unis). 1991. Ethylbenzene (CASRN 100-41-4). Base de données IRIS en direct. <http://www.epa.gov/iris>
- Utkin, I.B., L.N. Matveeva et I.S. Rogozhin. 1992. Degredation of benzene, toluene and *o*-xylene by a *Pseudomonas* sp. Y13 culture. Trad. de *Prikladnaya Biokhimiya i Mikrobiologiya* 28(3):368–370. Russian Academy of Sciences. Plenum Publishing, Moscou.
- Wolf, M.A., V.K. Rowe, D.D. McCollister, R.L. Hollingsworth et F. Oyen. 1956. Toxicological studies of certain alkylated benzenes and benzene. *Am. Med. Assoc. Arch. Ind. Health* 14:387–398. (Cité dans Patty 1991.)

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). Une version revue et éditée a été présentée dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement* (CCME, 1999). En 2002-2003, de nouvelles recommandations ayant été élaborées pour l'éthylbenzène, le feuillet d'information a de nouveau été révisé.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2004. « Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine – éthylbenzène (2004) ». Dans : *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez contacter :

Environnement Canada
Bureau national des recommandations et des normes
351, boul. St-Joseph
Gatineau (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/ceqg-rcqe>

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

Documents du CCME
Sans frais : (800) 805-3025
Adresse Internet : <http://www.ccme.ca>

Also available in English.

© Conseil canadien des ministres de l'environnement 2004
Extrait de la publication n° 1300; ISBN 1-896997-36-8