



information



formation



recherche



coopération
internationale

VALIDATION DES CRITÈRES B ET C DE LA *POLITIQUE*
DE PROTECTION DES SOLS ET DE RÉHABILITATION
DES TERRAINS CONTAMINÉS

PROTECTION DE LA SANTÉ HUMAINE

RAPPORT SCIENTIFIQUE

INSTITUT NATIONAL DE SANTÉ PUBLIQUE DU QUÉBEC

VALIDATION DES CRITÈRES B ET C DE LA *POLITIQUE*
DE PROTECTION DES SOLS ET DE RÉHABILITATION
DES TERRAINS CONTAMINÉS

PROTECTION DE LA SANTÉ HUMAINE

RAPPORT SCIENTIFIQUE

DIRECTION RISQUES BIOLOGIQUES,
ENVIRONNEMENTAUX ET OCCUPATIONNELS

MARS 2005

AUTEURS

Marie-Odile Fouchécourt, Ph. D., toxicologue
Institut national de santé publique du Québec

Monique Beausoleil, M. Sc., toxicologue
Institut national de santé publique du Québec et Direction de santé publique de Montréal

Luc Lefebvre, M. Sc., toxicologue
Institut national de santé publique du Québec et Direction de santé publique de Montréal

Mathieu Valcke, M. Env., M. Sc., toxicologue
Institut national de santé publique du Québec et Direction de santé publique de la Montérégie

Jean-Claude Belles-Isles, Ph. D., toxicologue
Institut national de santé publique du Québec

Mathieu Trépanier, B. Sc., stagiaire à la maîtrise
Université de Montréal

N.B. Madame Fouchécourt et monsieur Belles-Isles n'étaient plus à l'emploi de l'INSPQ lors de la finalisation du rapport, ils n'ont donc pas participé à la rédaction de la conclusion et des recommandations.

EN COLLABORATION AVEC

Renée Gauthier, M. Sc., chimiste
Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs

Ce document a été réalisé grâce à une contribution financière du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.

Ce document est disponible en version intégrale sur le site Web de l'Institut national de santé publique du Québec : <http://www.inspq.qc.ca>.

Reproduction autorisée à des fins non commerciales à la condition d'en mentionner la source.

CONCEPTION GRAPHIQUE
MARIE PIER ROY

DOCUMENT DÉPOSÉ À SANTÉCOM ([HTTP://WWW.SANTECOM.QC.CA](http://www.santecom.qc.ca))
COTE : INSPQ-2005-030

DÉPÔT LÉGAL – 2^e TRIMESTRE 2005
BIBLIOTHÈQUE NATIONALE DU QUÉBEC
BIBLIOTHÈQUE NATIONALE DU CANADA
ISBN 2-550-44462-0
©Institut national de santé publique du Québec (2005)

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES ANNEXES.....	III
LISTE DES TABLEAUX.....	V
LISTE DES FIGURES.....	V
LISTE DES ABRÉVIATIONS.....	VII
1 INTRODUCTION	1
2 MISE EN CONTEXTE	5
3 MÉTHODOLOGIE.....	7
3.1 APPROCHE UTILISÉE POUR LA VALIDATION DES CRITÈRES B ET C.....	7
3.2 DESCRIPTION DES SCÉNARIOS D’EXPOSITION.....	8
3.2.1 Scénario résidentiel	8
3.2.2 Scénario commercial/industriel.....	9
3.3 DESCRIPTION DU SOL GÉNÉRIQUE	10
3.4 SÉLECTION ET DÉTERMINATION DE QUELQUES VARIABLES SPÉCIFIQUES DE CONTAMINANTS.....	11
3.4.1 Quelques paramètres physico-chimiques retenus.....	11
3.4.2 Dégradation des contaminants dans les sols.....	13
3.5 ESTIMATION DES CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS DANS L’ENVIRONNEMENT ATTRIBUABLES AUX CRITÈRES B ET C.....	14
3.5.1 Concentration de contaminants dans l’air ambiant et dans l’air intérieur	14
3.5.2 Concentration de contaminants dans l’eau potable (souterraine).....	15
3.5.3 Concentration de contaminants dans les aliments	16
3.5.4 Concentration de contaminants dans les poussières intérieures	18
3.5.5 Concentration de contaminants dans le lait de formule.....	19
3.5.6 Concentration de contaminants dans le lait maternel	19
3.6 ESTIMATION DES DOSES D’EXPOSITION	20
3.6.1 Estimation des doses d’exposition au bruit de fond	20
3.6.2 Estimation des doses d’exposition dues au sol contaminé	21
3.6.3 Exposition cutanée	22
3.7 INCERTITUDES ASSOCIÉES À L’EXPOSITION.....	23
3.8 ESTIMATEURS DE RISQUE	24
3.8.1 Valeurs de référence pour des effets autres que le cancer.....	24
3.8.2 Estimateurs de risque d’excès de cancer	24
3.8.3 Estimateurs de risque retenus	24
3.9 EXPRESSION DES RÉSULTATS DE VALIDATION DES CRITÈRES B ET C	26
3.9.1 Démarche et présentation de la validation des critères B et C	26
4 RÉSULTATS DE LA VALIDATION DES CRITÈRES B ET C	31
4.1 ARSENIC.....	33
4.2 CADMIUM	34
4.3 CHROME.....	36
4.4 CUIVRE	37

4.5	MERCURE.....	38
4.6	NICKEL.....	38
4.7	PLOMB.....	40
4.8	ZINC	41
4.9	COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILES.....	41
4.9.1	Benzène	41
4.9.2	Toluène.....	43
4.9.3	Ethylbenzène	43
4.9.4	Xylène.....	44
4.10	HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES.....	45
4.10.1	Substances évaluées et estimateurs de risque retenus.....	45
4.10.2	Évaluation des risques autres que le cancer.....	46
4.10.3	Évaluation des risques cancérigènes.....	47
4.10.4	Sources d’incertitudes associées à l’estimation de l’exposition	48
4.11	BIPHÉNYLS POLYCHLORÉS (BPC).....	50
4.12	DIOXINES ET FURANNES	51
4.13	PENTACHLOROPHÉNOL	52
5	CONCLUSION	55
6	RECOMMANDATIONS	61
7	RÉFÉRENCES.....	63

LISTE DES ANNEXES*

Annexe 1	Paramètres du sol générique retenu
Annexe 2	Choix des coefficients de partage sol : eau (Kd) et octanol : eau (Kow)
Annexe 3	Hypothèses et équations retenues pour la modélisation des contaminants en provenance des sols contaminés dans l'air extérieur
Annexe 4	Hypothèses et équations retenues pour la modélisation des contaminants en provenance des sols contaminés dans l'air intérieur
Annexe 5	Hypothèses et équations retenues pour estimer la contamination de l'eau souterraine
Annexe 6	Hypothèses et équations retenues pour estimer la contamination des végétaux du potager
Annexe 7	Équation retenue pour la concentration de contaminants en provenance des sols contaminés dans les poussières intérieures
Annexe 8	Concentration de contaminants dans le lait de formule et le lait maternel
Annexe 9	Équations utilisées pour estimer les doses d'exposition associées aux critères
Annexe 10	Approches pour l'estimation du risque cancérigène du U.S. EPA et de Santé Canada
Annexe 11	Validation des critères B et C de l'arsenic
Annexe 12	Validation des critères B et C du cadmium
Annexe 13	Validation des critères B et C du chrome
Annexe 14	Validation des critères B et C du cuivre
Annexe 15	Validation des critères B et C du mercure
Annexe 16	Validation des critères B et C du nickel
Annexe 17	Validation des critères B et C du plomb
Annexe 18	Validation des critères B et C du zinc
Annexe 19	Validation des critères B et C du benzène
Annexe 20	Validation des critères B et C du toluène
Annexe 21	Validation des critères B et C de l'éthylbenzène
Annexe 22	Validation des critères B et C du xylène
Annexe 23	Validation des critères B et C des hydrocarbures aromatiques polycycliques
Annexe 24	Validation des critères B et C des biphényles polychlorés (BPC)
Annexe 25	Validation des critères B et C des dioxines et furannes
Annexe 26	Validation des critères B et C du pentachlorophénol

* Les annexes sont présentées dans un second volume.

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.	Critères B et C des 31 substances évaluées.....	2
Tableau 2.	Caractéristiques du sol pour les scénarios résidentiel et commercial/industriel	11
Tableau 3.	Valeurs de quelques paramètres physico-chimiques utilisés pour les 31 substances retenues	12
Tableau 4.	Valeurs de quelques paramètres physico-chimiques utilisés pour les contaminants volatils et le mercure élémentaire	13
Tableau 5.	Valeurs des paramètres retenus pour estimer la contamination des légumes et fruits du potager par les métaux ¹	16
Tableau 6.	Valeur des paramètres retenus pour estimer la contamination des légumes et fruits du potager par les substances organiques ¹	18
Tableau 7.	Valeurs des paramètres utilisés pour estimer la contamination du lait maternel	20
Tableau 8.	Valeurs des taux d'absorption spécifiques des contaminants et des voies d'exposition	22
Tableau 9.	Estimateurs de risque retenus pour la validation des critères B et C	25
Tableau 10.	Résumé des risques (effets autres que le cancer et risques cancérigènes) estimés pour le bruit de fond, les critères B et les critères C des substances retenues	32
Tableau 11.	Critères B et C et valeurs de référence des HAP évalués	46
Tableau 12.	Résumé des risques associés aux critères B et C des HAP non cancérigènes	47
Tableau 13.	Résumé des risques cancérigènes associés au bruit de fond, au critère B et au critère C des HAP	48

LISTE DES FIGURES

Figure 1.	Profil d'exposition selon le scénario résidentiel	9
Figure 2.	Profil d'exposition selon le scénario commercial/industriel.....	10

LISTE DES ABRÉVIATIONS

2,3,7,8-TCDD :	2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine
ACE :	acénaphène
ACEL :	acénaphylène
ANT :	anthracène
BaA :	benzo(a)anthracène
BaP :	benzo(a)pyrène
BbF :	benzo(b)fluoranthène
Bg,h,iP :	benzo(g,h,i)pérylène
BjF :	benzo(j)fluoranthène
BkF :	benzo(k)fluoranthène
BPC :	biphényles polychlorés
BTEX :	benzène, toluène, éthylbenzène et xylène
Cal EPA :	California Environmental Protection Agency
C _{critère} :	critère B ou C selon la <i>Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés</i>
CCME :	Conseil canadien des ministres de l'Environnement
CHRY :	chrysène
CRCinh :	concentration dans l'air associée à un risque d'excès de cancer de 10 ⁻⁶
CSDM :	<i>Chemical Superfund Data Matrix</i>
C _{surf} :	concentration de contaminants dans le sol due au critère ($C_{surf} = C_{critère} - C_{bruit\ de\ fond}$)
C _x :	concentration de contaminants dans la matrice x
DAcut :	dose absorbée par contact cutané
DBa,hA :	dibenzo(a,h)anthracène
DEC _(voie) :	dose d'exposition combinée par rapport à la voie d'exposition
DEing :	dose d'exposition estimée via l'ingestion
DEinh :	dose d'exposition estimée via l'inhalation
DRCing :	dose d'exposition par ingestion associée à un risque d'excès de cancer de 10 ⁻⁶
DRCinh :	dose d'exposition par inhalation associée à un risque d'excès de cancer de 10 ⁻⁶
DRing :	dose de référence retenue via l'ingestion
DRinh :	dose de référence retenue via l'inhalation
EXPa _x :	dose absorbée par une voie d'exposition (calcul intermédiaire)
EXP _x :	dose d'exposition par une voie d'exposition (calcul intermédiaire)
Fabs _{cut,sol} :	fraction de contaminants absorbée par contact cutané avec le sol
Fabs _{ing} :	fraction de contaminants absorbée par ingestion
Fabs _{inh} :	fraction de contaminants absorbée par inhalation
FL :	fluorène
FLUO :	fluoranthène
HAP :	hydrocarbures aromatiques polycycliques
IND :	indéno(1,2,3-cd)pyrène
IR _(voie) :	indice de risque estimé par rapport à une voie d'exposition
IRC _(voie) :	indice de risque combiné (plusieurs voies d'exposition) par rapport à une voie d'exposition

IRIS :	<i>Integrated Risk Information System</i> (banque de données toxicologiques du U.S. EPA)
JEM :	<i>Johnson and Ettinger model</i>
Kd :	coefficient de partage sol:eau
Koc :	coefficient d'adsorption sur le carbone organique
Kow :	coefficient de partage octanol:eau
LID :	liquide immiscible dense (« dense non-aqueous phase liquid » (DNAPL))
m.f. :	matière fraîche
m.s. :	matière sèche
MADEP :	Massachusetts Department of Environmental Protection
MEF :	ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec
MENV :	ministère de l'Environnement du Québec
MSSS :	ministère de la Santé et des Services sociaux
NA :	naphtalène
OMS :	Organisation mondiale de la santé (WHO, « World Health Organization » en anglais)
p.c. :	poids corporel (kg)
PCDD :	polychlorodibenzo-p-dioxines
PCDF :	polychlorodibenzofurannes
PCP :	pentachlorophénol
PHE :	phénanthrène
ppm :	parties par million (pour concentration dans le sol, mg/kg m.s.)
PTDI :	<i>provisional tolerable daily dose</i> (OMS)
PYR :	pyrène
q _{ing} :	pente de la relation dose-réponse pour l'estimation du risque de cancer par ingestion
q _{inh} :	pente de la relation dose-réponse pour l'estimation du risque de cancer par inhalation
RfC :	concentration de référence ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) selon IRIS
RfD :	dose de référence (mg/kg-j) selon IRIS
TA _i :	fraction de la durée de vie correspondant à la tranche d'âge i
U.S. EPA :	United States Environmental Protection Agency

1 INTRODUCTION

Au Québec, la protection des sols et la réhabilitation des terrains contaminés sont encadrées par la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* du ministère de l'Environnement (Ministère de l'Environnement du Québec, 1998). Selon cette politique, les critères génériques B et C constituent des critères d'évaluation de la contamination et des objectifs de réhabilitation pour des terrains contaminés à vocation résidentielle ou commerciale/industrielle, respectivement. En 2003, le *Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains* fixe des valeurs limites pour une gamme de contaminants : les valeurs limites fixées à l'annexe 1 de ce règlement correspondent aux critères génériques B tandis que les valeurs limites fixées à l'annexe 2 correspondent aux critères génériques C (Ministère de l'Environnement du Québec, 2003).

En mars 2001, le Service des lieux contaminés du ministère de l'Environnement du Québec (MENV) donnait à l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) le mandat de valider, sur la base de la protection de la santé humaine, les critères B et C de 31 substances^{1,2} présentées dans sa politique. Ces substances chimiques incluent des métaux, des composés organiques volatils, des hydrocarbures aromatiques polycycliques et des composés organochlorés (tableau 1).

Les risques à la santé associés aux critères B ou C ont été évalués selon une approche quantitative d'évaluation du risque toxicologique, dans le respect des orientations développées dans les *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés* du ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS, 2002). Plusieurs aspects non précisés dans ces lignes directrices, notamment la modélisation environnementale des contaminants émis par les sols dans les différents milieux, ont été développés en se basant sur diverses sources, particulièrement sur le *Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques* du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEF) (Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996) et sur les lignes directrices émises par le United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) pour l'établissement de critères génériques pour les sols contaminés (U.S. EPA, 1996d, U.S. EPA, 2001d).

L'évaluation et la validation des critères B et C ont été réalisées en comparant le niveau de risque pour la population générale avec les niveaux de risque recommandés par le MSSS, 2002, soit un indice de risque total (exposition au bruit de fond et au critère) inférieur à 1,0 et un risque cancérigène inférieur à 1 excès de cancer par 1 million d'individus (1×10^{-6}). Pour certaines substances, lorsque ces limites sont dépassées, les valeurs maximales que pourraient prendre les critères sont indiquées. Les incertitudes rattachées à l'estimation des risques de chaque substance sont décrites et discutées afin que le MENV puisse mieux apprécier les résultats et déterminer, en considérant également d'autres critères de décision (p. ex. les impacts des critères sur l'écosystème), s'il y a lieu de conserver les critères tels quels ou de les modifier.

¹ À partir des 45 substances proposées dans le *Plan de travail 2000-2001 sur la validation des critères du MENV* (MENV, mai 2000).

² Au départ, le mandat concernait 29 substances. Deux HAP supplémentaires ont été ajoutés à la liste des 14 HAP déjà retenus.

Tableau 1. Critères B et C des 31 substances évaluées

Contaminant	Critère B (mg/kg)	Critère C (mg/kg)
Métaux		
Arsenic	30	50
Cadmium	5	20
Chrome (total)	250	800
Cuivre	100	500
Mercure	2	10
Nickel	100	500
Plomb	500	1 000
Zinc	500	1 500
Composés organiques volatils		
Benzène	0,5	5
Toluène	3	30
Ethylbenzène	3	30
Xylène	5	50
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)		
Acénaphène	10	100
Anthracène	10	100
Benzo(a)anthracène	1	10
Benzo(a)pyrène	1	10
Benzo(b)fluoranthène ¹	1	10
Benzo(j)fluoranthène ¹	1	10
Benzo(k)fluoranthène ¹	1	10
Benzo(g,h,i)pérylène	1	10
Chrysène	1	10
Dibenzo(ah)anthracène	1	10
Fluoranthène	10	100
Fluorène	10	100
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	1	10
Naphtalène	5	50
Phénanthrène	5	50
Pyrène	10	100
Composés organochlorés		
Biphényles polychlorés	1	10
Dioxines/furannes	15 ng/kg	750 ng/kg
Pentachlorophénol	0,5	5

¹ Dans le cas où la séparation des trois congénères (b, j et k) n'est pas toujours possible d'un point de vue analytique, le MENV spécifie que ce critère doit être respecté pour l'ensemble des trois congénères.

Source : Grille des critères génériques pour les sols, site internet du MENV. Mise à jour novembre 2001.

Afin que les limites associées à l'évaluation des risques toxicologiques dans le cadre spécifique des sols contaminés soient bien comprises, le présent rapport commence par une mise en contexte à ce sujet. Le document présente ensuite toutes les étapes de l'évaluation des risques pour la santé humaine, à savoir :

- La méthodologie détaillée, incluant notamment :
 - La définition des scénarios d'exposition;
 - La description du sol générique retenu;
 - Le choix des paramètres physico-chimiques pour chaque contaminant;

- Un résumé des algorithmes et des valeurs des paramètres utilisés pour déterminer la contamination de l'environnement (air, eau, aliments) à partir du sol;
 - Un résumé des algorithmes et des valeurs des paramètres utilisés pour évaluer les doses d'exposition du récepteur, en considérant une exposition multimédia;
 - Le choix des valeurs des estimateurs de risque;
 - L'approche et les algorithmes utilisés pour estimer les risques pour la santé.
- Les résultats de l'estimation des risques pour la santé associés aux critères B et C de chaque substance ou famille de substances sont ensuite présentés avec une discussion des voies majeures d'exposition et des incertitudes qui y sont reliées.
 - La conclusion et les recommandations permettent enfin de mieux prendre position quant à la validation des critères B et C.

Afin de faciliter la lecture du document, les hypothèses et les équations utilisées pour la modélisation environnementale et l'estimation des doses d'exposition ainsi que les évaluations de risque détaillées pour chacune des substances ou familles de substances sont présentées dans les annexes 1 à 26 respectivement.

2 MISE EN CONTEXTE

Différents objectifs peuvent être utilisés pour valider des critères ou des normes, qu'ils concernent l'eau, l'air, le sol, etc. Par exemple, ces valeurs limites peuvent être validées de façon *i)* à protéger la santé des populations exposées, *ii)* à ne pas présenter de menace pour l'écosystème, *iii)* à respecter les niveaux de risque que la population considère acceptables, etc. Il faut également tenir compte des aspects technologiques et économiques lors de l'application de ces valeurs limites.

La démarche présentée dans ce document ne concerne que la protection de la santé humaine. Elle est basée sur des scénarios qui visent à protéger la majorité des individus exposés des effets potentiels que les contaminants du sol pourraient présenter pour leur santé. Même si l'évaluation des risques toxicologiques peut sembler, pour certains, une méthode précise et infaillible pour valider des critères, elle comporte cependant une large part d'incertitude que l'analyste doit considérer dans ses recommandations finales.

Les incertitudes liées à l'évaluation des risques toxicologiques sont associées aux différentes étapes de cette démarche. Ainsi, l'estimation de l'exposition des individus est une étape importante de cette approche, mais les données précises ne sont pas toujours disponibles. Il manque souvent d'information concernant la contamination de tous les milieux avec lesquels les individus sont en contact (p. ex. la présence des différents congénères de BPC dans l'eau, l'air, les aliments, le sol et les poussières intérieures). De plus, les taux d'exposition aux contaminants ne sont pas connus précisément puisqu'ils varient beaucoup selon les individus (enfants vs adultes). On utilise alors des valeurs moyennes d'exposition qui, tout en donnant une idée de l'exposition moyenne d'une population, peuvent ne pas représenter tous les individus.

L'exposition de la population aux contaminants est ensuite comparée aux estimateurs de risque (valeurs de référence et coefficients de cancérogénicité) qui sont des valeurs pour lesquelles les risques potentiels pour la santé sont faibles. Plusieurs organismes proposent de telles valeurs, et celles-ci peuvent présenter une variabilité non négligeable (un facteur de 10 entre la plus faible valeur et la plus élevée n'est pas rare). Le développement de ces estimateurs comporte une large part d'incertitude. Certains proviennent d'études réalisées chez les animaux exposés à de très fortes concentrations de contaminants. Une extrapolation est alors faite pour l'exposition beaucoup plus faible chez l'humain, en supposant que l'homme et les animaux se comportent de la même façon, ce qui n'est pas toujours le cas. D'autres estimateurs proviennent d'études menées chez des travailleurs exposés à de fortes concentrations de contaminants ainsi qu'à d'autres substances chimiques présentes dans le milieu de travail. L'extrapolation est alors faite pour la population en général, y compris les personnes plus vulnérables (enfants, personnes âgées et malades). Enfin d'autres estimateurs de risque proviennent d'études réalisées directement dans des populations plus fortement exposées que la moyenne. Ces études peuvent être plus facilement extrapolées à la population à l'étude, bien que pour certaines substances (p. ex. l'arsenic), il est permis de questionner l'utilisation de telles études menées dans des populations pauvres et présentant des carences alimentaires importantes aux populations nord-américaines.

En présence de contaminants qui ne présentent pas de risque de cancer, il est recommandé que le ratio *exposition totale de la population*³/*estimateur de risque* soit plus petit ou égal à 1,0 (MSSS, 2002). Lorsque le contaminant est reconnu comme une substance cancérogène, il faut alors considérer un niveau de risque supplémentaire apporté par les sols comme étant acceptable. Les lignes directrices du MSSS, 2002 recommandent que ce risque ne dépasse pas 1 excès de cancer par un million d'individus.

³ Exposition totale : exposition due au bruit de fond + exposition associée à la source de contamination.

Toutefois, d'autres organismes de santé peuvent considérer que des niveaux de risque plus importants peuvent être acceptables socialement. Par exemple, Santé Canada (Santé Canada, 1992) considère que l'eau potable qui contient de l'arsenic à des niveaux associés à un excès de cancer de 100 par un million d'individus peut être consommée.

Même si l'évaluation des risques à la santé comporte une large part d'incertitude, différentes approches sont utilisées afin de ne pas sous-estimer les risques réels pour la population, tant au niveau de l'estimation de l'exposition que de l'utilisation des estimateurs de risque. Certains pourraient alors considérer cette démarche excessivement prudente pour valider des critères ou des normes. Ils souligneront que la population est déjà soumise à des niveaux de risque bien plus importants dans la vie de tous les jours (fumer la cigarette, se déplacer en voiture) et pourtant bien acceptés par la société. Toutefois, du point de vue de la santé publique, nous croyons que les critères et les normes ne doivent pas être établis à la valeur limite à partir de laquelle un effet réel sur la santé de la population pourrait être mesuré. Agir ainsi serait inconséquent car dans l'éventualité où l'on constaterait par la suite qu'un milieu trop pollué met la santé de la population en danger, il serait alors long et complexe de le décontaminer.

Pour valider les critères B et C, nous avons utilisé des scénarios conservateurs, mais réalistes, des estimateurs de risque recommandés par des organismes de santé reconnus et des niveaux de risque qui permettent de protéger les individus exposés d'effets potentiels associés aux contaminants. On a donc cherché à présenter une évaluation qui soit suffisamment conservatrice pour protéger la santé dans la majorité des situations. Il nous apparaissait cependant important de détailler les limites et les incertitudes qui entourent nos évaluations de risque toxicologique afin que le MENV soit à même de saisir toute leur signification en vue de prendre la meilleure décision quant à la pertinence de conserver les critères B et C actuels. Ce travail se veut plus un outil pour aider à la gestion des risques associés aux sols contaminés qu'une position de gestion comme telle.

3 MÉTHODOLOGIE

3.1 APPROCHE UTILISÉE POUR LA VALIDATION DES CRITÈRES B ET C

Deux scénarios spécifiques ont été établis pour valider les critères B et C : un scénario résidentiel et un scénario commercial/industriel. **Il est important de souligner que ces scénarios, qui tiennent compte de toutes les voies d'exposition, ont été établis en tenant compte qu'il n'y a pas de mesures de contrôle ou de mitigation des contaminants telles la présence de pelouse, d'asphalte, etc. sur les sols**, conformément aux lignes directrices du MSSS, 2002. Les sols sont considérés « à nu » et les modèles utilisés pour estimer les concentrations dans l'air, l'eau et les poussières intérieures en tiennent compte. Cette façon de faire, bien que très conservatrice, nous apparaît la meilleure puisque le respect des critères génériques B et C de la politique du ministère de l'Environnement du Québec, 1998 n'est soumis à aucun suivi de la pérennité de mesures de contrôle ou de mitigation.

Dans un premier temps, l'exposition humaine à la contamination bruit de fond a été déterminée à partir de concentrations bruit de fond tirées de la littérature pour représenter l'environnement québécois (air intérieur/extérieur, eau potable, aliments, sol et poussières intérieures). Ces doses bruit de fond estimées ont été comparées, et si nécessaire ajustées, avec les doses d'exposition bruit de fond estimées pour les Québécois par le MEF (dans le cadre du *Guide technique* du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996) ainsi que pour les Canadiens par Santé Canada (dans le cadre de l'établissement de recommandations pour les sols par le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) et dans le cadre de la *Loi canadienne de protection de l'environnement* par Environnement Canada).

Dans un deuxième temps, les concentrations additionnelles au bruit de fond ont été estimées dans les différents milieux (air intérieur/extérieur, eau potable, aliments du potager et poussières intérieures). Ces concentrations additionnelles sont estimées à partir de la concentration du critère à laquelle la concentration du bruit de fond a été retranchée. La contamination des différents milieux à partir du sol est essentiellement estimée à partir de la méthodologie décrite dans le *Guide technique* du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996 et des lignes directrices émises par le United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) pour l'établissement de critères génériques pour les sols contaminés (U.S. EPA, 1996d, U.S. EPA, 2001d).

Les doses d'exposition dues au bruit de fond et dues aux critères (doses additionnelles) ont ensuite été estimées en considérant toutes les voies d'exposition (ingestion, inhalation et contact cutané).

- Dans le cas des substances non cancérigènes, les doses d'exposition ont été estimées pour différentes classes d'âge afin d'être assuré que les critères B et C protègent l'ensemble de la population, y compris les groupes d'âge les plus sensibles (p. ex. les enfants). La somme de l'exposition due au bruit de fond et de celle attribuable à l'utilisation du terrain à l'étude ne doit pas dépasser la valeur de référence retenue comme étant la plus représentative parmi celles proposées par les organismes de santé reconnus.
- Dans le cas des substances cancérigènes, la dose d'exposition est exprimée sur toute la durée de vie. La durée d'exposition est de 70 ans pour une occupation résidentielle et de 45 ans (20-65 ans) dans le contexte commercial/industriel. La dose d'exposition attribuable à l'utilisation du terrain ne doit pas conduire un risque de plus d'un cancer additionnel au bruit de fond pour un million d'individus (1×10^{-6}) (MSSS, 2002).

Les risques sont évalués en tenant compte des incertitudes relatives à leur estimation (dose d'exposition, estimateur de risque) et au bruit de fond.

3.2 DESCRIPTION DES SCÉNARIOS D'EXPOSITION

Les critères B et C ont été évalués dans le cadre d'un scénario d'exposition résidentiel et commercial/industriel, respectivement. Les critères B s'appliquent également aux terrains à vocation récréative (usages sensibles comme les terrains de jeux), aux terrains à vocation institutionnelle (hôpitaux, écoles, garderies) et aux terrains à vocation commerciale situés dans un secteur résidentiel (Ministère de l'Environnement du Québec, 1998). Puisque les paramètres et les hypothèses retenus dans le scénario du secteur résidentiel sont les plus protecteurs (toutes les tranches d'âge sont considérées, la durée d'exposition est plus importante), ce scénario offre une protection adéquate pour les autres usages institutionnels et récréatifs. Aucun scénario de type agricole n'a été considéré dans cette étude. Les scénarios sont conformes aux lignes directrices du MSSS, 2002.

3.2.1 Scénario résidentiel

Le scénario résidentiel considère le terrain d'une maison unifamiliale de façon à représenter un des milieux résidentiels les plus sensibles puisque les résidents ont continuellement accès à leur terrain pour leurs activités. Il représente l'exposition d'un individu âgé entre 0 et 70 ans, qui vit continuellement à la maison et qui est exposé, en plus du bruit de fond, à diverses sources de contaminants directes et indirectes en provenance du sol contaminé de la propriété résidentielle (figure 1).

Récepteur¹ :

- individus de 5 classes d'âge (0 à 70 ans)
- durée d'exposition : 24 hres/jour et 365 jours/an
- temps passé à l'intérieur/extérieur :
 - enfants : 21,2 hres/jour vs 2,8 hres/jour
 - adultes : 22,6 hres/jour vs 1,4 hres/jour

Voies d'exposition au bruit de fond :

- ingestion de sol dont le niveau de contamination est celui du bruit de fond
- ingestion de poussières intérieures durant l'été et durant l'hiver
- ingestion de nourriture et d'eau potable
- ingestion de lait maternel
- inhalation d'air extérieur (phase particulaire et phase gazeuse)
- inhalation d'air intérieur (phase particulaire et phase gazeuse)
- contact cutané avec l'eau, le sol et les poussières intérieures

Voies d'exposition associées au sol contaminé :

- ingestion de sol contaminé au niveau du critère B (auquel la concentration du bruit de fond a été retranchée)
- ingestion de poussières intérieures dont une partie provient du sol extérieur durant l'été
- ingestion de légumes du potager
- ingestion d'eau souterraine²
- ingestion de lait maternel
- inhalation des particules de sol remises en suspension dans l'air extérieur
- inhalation des vapeurs émises par le sol dans l'air extérieur
- inhalation des particules dans l'air intérieur en provenance de l'extérieur
- inhalation des vapeurs dans l'air intérieur en provenance de l'extérieur
- inhalation des vapeurs émises par le sol à l'intérieur de l'habitation (intrusion à partir du sol et volatilisation à partir de l'eau souterraine utilisée)
- contact cutané avec l'eau, le sol et les poussières intérieures

¹ Selon MSSS, 2002

² Si l'exposition par l'eau souterraine n'est pas négligeable par rapport à l'exposition totale par ingestion, l'évaluation des critères sera aussi développée pour le cas de secteurs desservis par un réseau d'aqueduc (pas d'exposition aux contaminants du sol via l'eau souterraine).

Figure 1. Profil d'exposition selon le scénario résidentiel

3.2.2 Scénario commercial/industriel

Le scénario commercial/industriel considère un adulte exposé dans le cadre de son travail durant une période active de 45 ans (de 20 à 65 ans). Il est exposé à diverses sources de contaminants directes et indirectes en provenance du sol contaminé de la propriété commerciale ou industrielle (voir figure 1). L'exposition aux contaminants autre que celle attribuable au sol contaminé (dose bruit de fond) est estimée séparément. Nous avons envisagé deux types de scénario commercial/industriel, afin de représenter les travailleurs qui passent leur journée à l'intérieur du bâtiment et ceux qui passent leur journée à l'extérieur.

Récepteur¹ :

- adulte (20 à 65 ans)
- durée d'exposition : 10 hres/jour, 5 jours/semaine et 50 semaines/an
- temps passé à l'intérieur/extérieur :
 - scénario « intérieur » : 10 hres/j à l'intérieur
 - scénario « extérieur » : 10 hres/j à l'extérieur

Voies d'exposition bruit de fond² (scénarios intérieur et extérieur) :

- ingestion de sol et de poussières intérieures durant l'été et durant l'hiver
- ingestion de nourriture et d'eau potable
- ingestion de lait maternel
- inhalation d'air extérieur (phase particulaire et phase gazeuse)
- inhalation d'air intérieur (phase particulaire et phase gazeuse)
- contact cutané avec l'eau, le sol et les poussières intérieures

Voies d'exposition associées au sol contaminé² :

Scénario intérieur :

- ingestion de poussières intérieures dont une partie provient du sol extérieur (contaminé au critère C) durant l'été
- ingestion d'eau souterraine³
- inhalation des particules de poussières intérieures en provenance de l'extérieur
- inhalation des vapeurs en provenance de l'extérieur et infiltrées dans le milieu de travail
- contact cutané avec les poussières intérieures

Scénario extérieur :

- ingestion de sol contaminé au critère C
- ingestion d'eau souterraine³
- inhalation des particules de sol remises en suspension dans l'air extérieur
- inhalation des vapeurs émises par le sol dans l'air extérieur
- contact cutané avec le sol

¹ Selon MSSS, 2002

² L'exposition au bruit de fond a été estimée pour toute la durée de vie (70 ans) afin de tenir compte de l'exposition totale pour les substances cancérigènes alors que l'exposition due au critère C a été estimée pour 45 ans (20 ans à 65 ans).

³ Si l'exposition par l'eau souterraine n'est pas négligeable par rapport à l'exposition totale par ingestion, l'évaluation des critères sera aussi développée pour le cas de secteurs desservis par un réseau d'aqueduc (pas d'exposition au contaminant du sol via l'eau souterraine).

Figure 2. Profil d'exposition selon le scénario commercial/industriel

3.3 DESCRIPTION DU SOL GÉNÉRIQUE

Le choix des caractéristiques du sol contaminé (fraction de carbone organique, densité, porosité et pH) est essentiellement basé sur les documents du U.S. EPA relatif aux sols contaminés (U.S. EPA, 1996d; U.S. EPA, 2001d) et s'applique pour les deux scénarios⁴ (tableau 2). Ces valeurs ont également été utilisées par d'autres organismes gouvernementaux (p. ex. Fischer et coll., 2001). L'annexe 1 décrit plus en détail le choix de ces paramètres.

⁴ L'estimation de la contamination des végétaux cultivés dans le potager du scénario résidentiel sera toutefois basée sur les caractéristiques d'un sol cultivé (densité plus faible et taux de matières organiques plus élevé) présentées à l'annexe 6.

Les valeurs de superficie du terrain retenues proviennent également des mêmes sources, et sont différentes selon le type de scénarios : 2023 m² pour le scénario résidentiel et 121 410 m² pour le scénario commercial/industriel. La superficie du terrain a un effet sur la volatilisation des contaminants et sur la contamination de la nappe d'eau souterraine. Dans les deux scénarios, on suppose que le sol est « à nu » et on considère la contamination sur une épaisseur minimale de 4 mètres (Renée Gauthier, MENV, communication personnelle).

Tableau 2. Caractéristiques du sol pour les scénarios résidentiel et commercial/industriel

Paramètres du sol	Unité	Valeur	
		Scénario résidentiel	Scénario commercial/industriel
Superficie du terrain	m ²	2 023	121 410
Fraction de carbone organique	Sans unité	0,006	
Densité du sol	mg/cm ³	1 500	
Porosité totale du sol	Fraction	0,43	
Porosité aqueuse	Fraction	0,13	
Porosité en air	Fraction	0,3	
pH du sol	Sans unité	6,8	

Source : U.S. EPA, 1996d.

3.4 SÉLECTION ET DÉTERMINATION DE QUELQUES VARIABLES SPÉCIFIQUES DE CONTAMINANTS

3.4.1 Quelques paramètres physico-chimiques retenus

Afin d'estimer la contamination des différents milieux, il est nécessaire de connaître certaines caractéristiques physico-chimiques des substances évaluées. Les valeurs de quelques paramètres physico-chimiques retenues pour les 31 contaminants sont présentées aux tableaux 3 et 4. L'ensemble de tous les paramètres utilisés est présenté dans les annexes 11 à 26 où les critères B et C de chaque substance sont évalués.

La mobilité des contaminants du sol dépend fortement du coefficient d'adsorption du contaminant sur les particules de sol (Kd). Dans le cas de composés inorganiques, le Kd dépend des caractéristiques chimiques du composé et des caractéristiques du sol telles le pH ou le taux de carbone organique. Les valeurs de Kd sont définies expérimentalement. Dans le cas des composés organiques, l'affinité pour les particules de sol (Kd) dépend essentiellement du taux de carbone organique dans le sol (Foc) et du coefficient d'adsorption sur le carbone organique (Koc), lequel peut être estimé à partir du coefficient de partage octanol:eau (Kow, indicateur de la lipophilicité de la substance). Les valeurs de Kd sont utilisées pour estimer la contamination de l'eau souterraine suite à la solubilisation des contaminants, la contamination de l'air par volatilisation et la contamination des plantes.

L'annexe 2 présente les justifications du choix des valeurs Kd et de Kow. La majorité des valeurs de ces paramètres physico-chimiques retenues pour les contaminants organiques (et du mercure élémentaire) sont celles sélectionnées par le *Chemical Superfund Data Matrix* (CSDM, U.S. EPA, 1996e). L'origine des données de cette source et les critères de sélection appliqués sont détaillés dans le document du U.S. EPA, 1996e.

**Tableau 3. Valeurs de quelques paramètres physico-chimiques utilisés pour les
31 substances retenues**

Composé	Solubilité aqueuse (mg/L)	LogKow	LogKoc	Kd	Point de fusion (°C)	Cste de Henry à 25 °C (torr.m ³ /mol)
Arsenic	7,0	n.a.	n.a.	200	817	n.a.
Cadmium	insoluble	n.a.	n.a.	6,7	500	n.a.
Chrome III	1 000	n.a.	n.a.	1 200	2 330	n.a.
Chrome VI	629 000	n.a.	n.a.	31	971	n.a.
Cuivre	insoluble	n.a.	n.a.	35	1 080	n.a.
Mercure élémentaire	0,072	5,95	n.a.	10	-38	5,39
Mercure inorganique	69 000	n.a.	n.a.	10	277	5,39E-07
Nickel	293	n.a.	n.a.	150	1 450	n.a.
Plomb	100	n.a.	n.a.	900	327	n.a.
Zinc	insoluble	n.a.	n.a.	40	420	n.a.
Benzène	1 750	2,13	1,79	0,37	5,5	4,24
Toluène	535	2,69	2,14	0,84	-95,1	4,84
Ethylbenzène	150	3,14	2,31	1,22	-95	6,78
Xylène ¹	200	2,79	3,18	1,50	-25	4,68
Acénaphène	4,24	3,92	3,69	29	n.d.	0,059
Anthracène	1,29 ²	4,55	4,37	141	218	0,011
Benzo(a)anthracène	0,0005 ²	5,7	5,55	2 148	167	0,0025
Benzo(a)pyrène	0,00162	6,11	5,99	5 814	179	0,00085
Benzo(b)fluoranthène	0,0015	6,76	6,09	7 380	165,4	0,084
Benzo(j)fluoranthène	n.d.	6,76	6,09 ³	7 380 ³	215,7 ³	0,00063 ³
Benzo(k)fluoranthène	0,0008	6,2	6,09	7 380	215,7	0,00063
Benzo(g,h,i)pérylène	0,00026	6,5	6,1	7 553	278	n.d.
Chrysène	0,002	5,7	5,6	2 388	255	0,00089
Dibenzo(a,h)anthracène	0,0025	6,69	6,25	10 740	262	0,0000011
Fluoranthène	0,21	5,12	4,69	295	111	0,0076
Fluorène	1,98	4,21	3,89	46	116	0,053
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,062 ²	6,65	6,54	20 820	163	0,0012
Naphthalène	31,0	3,36	3,07	7,14	n.d.	0,35
Phénanthrène	n.d.	4,55	n.d.	178	100	n.d.
Pyrène	0,135	5,11	4,83	406	150	0,0068
BPC	0,06	6,5	5,78	14 700	-160	0,42
Dioxines/furannes (TCDD)	0,0000193	6,80	7,39	15 800	305	0,0123
Pentachlorophénol	14	5,12	4,50	3,55	190	0,000603

¹ Valeur moyenne de valeurs du p-xylène, m-xylène et o-xylène.

² La valeur de Tokes+ apparaissait plus appropriée (Renée Gauthier, MENV, communication personnelle).

³ Valeur du B(k)F par défaut.

n.a. : non applicable

n.d. : non disponible

**Tableau 4. Valeurs de quelques paramètres physico-chimiques utilisés pour les
contaminants volatils et le mercure élémentaire**

Contaminant	Diffusivité dans l'air Dca (m ² /s)	Diffusivité dans l'eau De (m ² /s)	Pression de vapeur PV (atm)	Temp. ébullition TB (°K)	Temp. critique TC (°K)	Enthalpie de vaporisation au point d'ébullition Hv,b (cal/mol)
Mercure (élémentaire)	3,07E-06	6,30E-10	2,58E-06	630	1750	14 127
Benzène	8,80E-06	9,80E-10	1,25E-01	353	562	7 342
Toluène	8,70E-06	6,97E-10	3,74E-02	384	592	7 930
Ethylbenzène	7,50E-06	7,80E-10	1,26E-02	409	617	8 501
Xylène ¹	7,51E-06	8,44E-10	1,67E-02	414	620	8 570
Acénaphène	4,21E-06	7,69E-10	3,29E-06	551	803	12 155
Anthracène	3,24E-06	7,74E-10	3,51E-09	615	803	13 121
Benzo(a)anthracène	5,10E-06	9,00E-10	1,38E-10	708	1005	15 000
Benzo(a)pyrène	4,30E-06	9,00E-10	7,22E-12	716	969	15 000
Benzo(b)fluoranthène	2,26E-06	5,56E-10	6,58E-10	716	969	15 000
Benzo(j)fluoranthène	2,26E-06	5,56E-10	1,97E-13	753	1 020	16 000
Benzo(k)fluoranthène	2,26E-06	5,56E-10	2,63E-12	753	1020	16 000
Benzo(g,h,i)pérylène	n.d.	n.d.	1,38E-13	n.d.	n.d.	n.d.
Chrysène	2,48E-06	6,21E-10	8,20E-12	714	979	16 455
Dibenzo(a,h)anthracène	2,02E-06	5,18E-10	1,32E-13	743	990	16 000
Fluoranthène	3,02E-06	6,35E-10	1,03E-08	656	905	13 815
Fluorène	3,63E-06	7,88E-10	8,33E-07	570	870	12 666
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	1,90E-06	5,66E-10	1,32E-13	809	1078	17 000
Naphthalène	5,90E-06	7,50E-10	1,12E-04	491	748	10 373
Phénanthrène	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Pyrène	2,72E-06	7,24E-10	6,04E-09	668	936	14 370
BPC	1,56E-06	5,00E-10	1,01E-07	378	512	19 000
Dioxines/furannes	4,65E-06	4,23E-10	9,74E-13	720	985	2 460
Pentachlorophénol	5,53E-06	5,00E-10	1,45E-07	582	813	14 000

¹ Valeur moyenne des valeurs du p-xylène, m-xylène et o-xylène.

n.d. : non disponible

3.4.2 Dégradation des contaminants dans les sols

On retrouve dans la littérature des taux de dégradation pour certains contaminants biodégradables. Cependant, les demi-vies environnementales ont généralement été mesurées dans des conditions expérimentales particulières, qui peuvent être plus propices à la dégradation que les conditions réelles. Par exemple, la demi-vie d'un contaminant organique présent à la surface du sol est beaucoup plus courte que celle du même contaminant présent à 50 cm de la surface (pas de lumière, moins de microorganismes, conditions anaérobiques, etc). Or, les sols contaminés le sont généralement sur des profondeurs suffisamment importantes pour que la dégradation en surface n'ait pas d'impact sur la contamination potentielle du sous-sol.

À notre avis, utiliser les demi-vies rapportées dans la littérature ne représenterait pas la réalité présente sur le terrain. Si c'était le cas, la concentration des contaminants tendrait vers zéro lorsque six demi-vies seraient passées (il ne resterait alors que 1,6 % de la concentration initiale). Ainsi, en prenant l'exemple des HAP dont la demi-vie est de l'ordre de 1 à 2 ans lors d'expérimentations en laboratoire, tout site contaminé par ces HAP serait pratiquement décontaminé après une dizaine d'années puisque

le niveau de contamination serait alors 100 fois plus faible que le niveau de départ. Si de tels résultats s'obtenaient dans des conditions naturelles, il y aurait très peu de sols contaminés par les HAP dans le passé qui le seraient encore aujourd'hui!

C'est pourquoi, bien que le CCME, 1996 et le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996 recommandent la prise en compte des données relatives à la disparition des contaminants du sol, la dégradation des contaminants n'a pas été considérée dans le présent document car les données disponibles ne s'appliquent généralement pas aux conditions réelles rencontrées dans un site contaminé en profondeur et en l'absence de traitement. Le niveau de contamination des sols a donc été considéré constant dans le temps. Cette approche a également été retenue par le U.S. EPA pour la détermination des critères sols aux États-Unis (U.S. EPA, 2001d).

3.5 ESTIMATION DES CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS DANS L'ENVIRONNEMENT ATTRIBUABLES AUX CRITÈRES B ET C

Pour estimer l'exposition d'un individu attribuable au sol contaminé au niveau du critère B ou du critère C, différentes sources directes et indirectes d'exposition doivent être considérées. Les concentrations environnementales additionnelles au bruit de fond doivent être estimées par différents calculs mathématiques dans les différents milieux. Voici les différentes données qui ont dû être estimées afin d'évaluer l'exposition attribuable à la contamination du sol au niveau du critère⁵ :

- Concentration dans l'air extérieur
- Concentration dans l'air intérieur
- Concentration dans l'eau potable d'origine souterraine
- Concentration dans les végétaux cultivés dans le potager
- Concentration dans les poussières intérieures
- Concentration dans le lait maternel.

Les données qui suivent sont principalement basées sur des travaux canadiens (Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996; CCME, 1996; Fouchécourt, 2001) et américains (U.S. EPA, 1996d; U.S. EPA, 2001d).

3.5.1 Concentration de contaminants dans l'air ambiant et dans l'air intérieur

Les contaminants présents dans les sols peuvent se retrouver dans l'air ambiant et dans l'air intérieur. Dans l'air ambiant, on peut retrouver des contaminants qui proviennent du sol à partir de la remise en suspension de particules de sol (contaminants non volatiles sous forme de particules et contaminants volatiles adsorbés aux particules) et de la volatilisation (contaminants volatiles).

La contamination des sols peut conduire à la contamination de l'air intérieur par l'infiltration de l'air extérieur, l'intrusion des vapeurs à travers la fondation et la volatilisation à partir de l'eau souterraine contaminée utilisée dans la maison.

3.5.1.1 Concentration dans l'air ambiant

La remise en suspension des particules de sol est une source de contamination de l'air extérieur pour une grande majorité de contaminants. Les particules de sol peuvent être mises en suspension par

⁵ Pour estimer la contamination des différents milieux lorsque les sols sont contaminés au niveau du critère, la concentration de contaminants dans le sol associée au critère a été considérée ainsi : concentration dans le sol due au critère = concentration égale à la valeur du critère - concentration dans le sol due au bruit de fond.

l'érosion éolienne, par les jeux (p. ex. baseball), par le trafic routier sur le sol non pavé et par des travaux de construction (excavation, terrassement, etc.). Toutefois, dans le cadre d'une approche générique, il est difficile d'estimer la remise en suspension du sol due à des activités précises. Par conséquent, l'approche par défaut proposée par le MEF (1996) a été retenue.

Cette approche consiste à fixer une valeur de base pour la concentration de particules dans l'air (soit $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$)⁶ et une valeur additionnelle liée aux activités humaines. Dans le cas de l'occupation résidentielle du terrain, la concentration additionnelle de particules dans l'air due au sol serait, par défaut, de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dans le contexte industriel, la concentration additionnelle serait de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, laquelle proviendrait à 50 % de l'émission de particules par les procédés industriels et à 50 % de la remise en suspension de sol.

Pour estimer la concentration de contaminants sous forme de vapeurs dans l'air ambiant pour les substances volatiles, des facteurs de volatilisation des contaminants estimés à partir de taux d'émission de vapeurs de contaminants volatils à partir du sol et de coefficients de dispersion ($74,23 (\text{g}/\text{m}^2)/(\text{kg}/\text{m}^3)$ et $37,88 (\text{g}/\text{m}^2)/(\text{kg}/\text{m}^3)$ pour le scénario résidentiel et commercial/industriel, respectivement) ont été proposés par le U.S. EPA, 1996d. L'annexe 3 présente les différentes équations qui ont été utilisées pour ces estimations. Ces estimations ne sont valides que si la concentration de contaminants dans le sol est inférieure à la concentration de saturation de la substance. C'est pourquoi l'évaluation du critère C du benzo(a)pyrène, du chrysène et du dibenzo(a,h)anthracène a alors été réalisée en utilisant la concentration de saturation plutôt que le critère lui-même (voir annexe 3 pour détails).

3.5.1.2 Concentration dans l'air intérieur

Les particules présentes dans l'air extérieur dues à la remise en suspension du sol peuvent s'infiltrer dans les édifices. Le taux d'intrusion de ces particules a été fixée à 70 %, tout comme l'avait proposé le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996.

La contamination de l'air intérieur par les vapeurs des contaminants volatils provient de trois sources. Il s'agit de (i) l'apport des contaminants gazeux de l'air extérieur (qui se sont volatilisés du sol et qui s'introduisent dans l'air intérieur à un taux moyen de pénétration fixé à 100 % (tout comme l'avait proposé le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996), (ii) l'intrusion de vapeurs à travers les fondations et (iii) la contribution additionnelle des contaminants attribuable à l'utilisation de l'eau dans la maison (apport par l'utilisation de la douche, du bain et de la toilette, le lavage de la vaisselle et l'utilisation de l'eau dans la cuisine, le nettoyage et la lessive). Les hypothèses et les équations qui ont été retenues pour estimer les concentrations de contaminants dans l'air intérieur sous forme gazeuse sont présentées à l'annexe 4.

3.5.2 Concentration de contaminants dans l'eau potable (souterraine)

L'eau potable peut provenir de l'eau de surface ou de l'eau souterraine. Afin d'être conservateurs, nous avons considéré que la source d'eau potable provenait de l'eau souterraine puisque cette source est, *a priori*, plus sensible à un impact des sols contaminés que l'eau de surface⁷. Les hypothèses et les équations qui ont été utilisées pour estimer cette source d'exposition sont présentées à l'annexe 5.

⁶ Sur le territoire de la Ville de Montréal, les concentrations moyennes annuelles de particules varient de 20 à $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les particules totales et sont inférieures à $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les PM_{10} (CUM, 2000).

⁷ Les modèles utilisés entraînent une dilution des contaminants dans l'eau de surface plus faible que la dilution des contaminants dans l'eau souterraine.

3.5.3 Concentration de contaminants dans les aliments

Dans le scénario résidentiel, les aliments potentiellement contaminés par le sol sont les végétaux cultivés dans le potager. Comme les critères ne sont pas évalués pour un usage agricole, les animaux (incluant les poissons) n'ont pas été considérés comme source d'aliments contaminés par le sol au niveau du critère B (mais ce type d'aliments sera pris en compte pour l'exposition au bruit de fond). L'ingestion d'aliments contaminés par le sol dans le scénario commercial/industriel n'est pas pertinente.

Les plantes peuvent être contaminées par différentes voies, incluant l'absorption racinaire des métaux et des composés volatiles, l'absorption foliaire à partir des dépôts humides ou secs (particules) et l'absorption foliaire de vapeurs.

- (i) Pour estimer l'absorption des métaux du sol par les racines de la plante, l'utilisation de facteurs de bioconcentration a été retenue, tout comme l'ont fait plusieurs organismes (CCME, 1996; Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996; U.S. EPA, 1996d; U.S. EPA, 2001d). Le tableau 5 présente les facteurs de bioconcentration retenus pour estimer la contamination des racines, des feuilles et des fruits par absorption racinaire des métaux.

Tableau 5. Valeurs des paramètres retenus pour estimer la contamination des légumes et des fruits du potager par les métaux¹

Substances	Facteurs de bioconcentration (BCFsp) pour l'absorption racinaire (mg/kg m.s.)/(mg/kg sol sec)	
	Partie de la plante	Valeur de BCFsp
Arsenic	feuilles	0,05
	racines/fruits	0,006
Cadmium	feuilles	1,0
	racines/fruits	0,6
Chrome	feuilles	0,0075
	racines/fruits	0,0045
Cuivre	feuilles	0,65
	racines/fruits	0,65
Mercure ²	feuilles	0,174 ³
	fruits	0,027 ³
	racines	0,047 ³
Nickel	feuilles	0,06
	racines/fruits	0,06
Plomb	feuilles	0,045
	racines/fruits	0,045
Zinc	feuilles	0,71
	racines/fruits	0,19

¹ Voir justifications du choix à l'annexe 6.

² Selon Cappon, 1981.

³ Pour mercure inorganique (HgII).

- (ii) L'absorption racinaire des composés organiques dépend généralement de l'adsorption du contaminant sur la matière organique du sol. À partir des différentes approches empiriques publiées pour déterminer les facteurs de bioconcentration de composés organiques dans les plantes, la méthodologie de Briggs et coll., 1982⁸ pour estimer l'absorption racinaire des composés organiques et celle de Travis et Arms, 1988 pour estimer la contamination des feuilles de la plante à partir de l'absorption racinaire des composés organiques, ont été utilisées (tableau 6).
- (iii) Les plantes peuvent aussi être contaminées par le dépôt de particules de sol sur les feuilles suite à la déposition ou aux éclaboussures d'eau contaminée par le sol lors d'averses. L'estimation de la déposition de particules implique la connaissance de plusieurs facteurs caractérisant les plantes (rendement, surface offerte, niveau de protection, etc.) qui, à notre avis, sont difficiles à établir pour une évaluation générique. Aussi, dans le contexte d'un potager, il a été considéré que les légumes sont lavés avant d'être consommés, ce qui réduit énormément la contribution des dépositions de particules à la contamination des légumes. **Considérant l'importance des incertitudes reliées à ce type d'évaluation et la faible contribution qui s'y rattache dans le contexte d'un jardin potager lorsque les légumes sont lavés avant consommation, cette voie de contamination des plantes n'a pas été retenue.**
- (iv) Pour estimer l'absorption des vapeurs de composés organiques par les feuilles des plantes, les facteurs de transfert air-feuille expérimentaux de Smith et coll., 2001 ont été retenus pour les HAP.

Le tableau 6 présente les facteurs de bioconcentration retenus pour estimer la contamination des racines par l'absorption racinaire (BCF_{rac}), la contamination des feuilles et des tiges par l'absorption racinaire (BCF_{veg}) et à partir de l'air ($Bva(air)veg$). À notre connaissance, aucune relation permettant d'estimer la concentration de composés organiques dans les **fruits** n'a été publiée. Étant donné que *i*) les concentrations de contaminants organiques dans les plantes sont probablement surestimées du fait que l'on n'a pas tenu compte de la disparition des contaminants au cours du temps (métabolisme)⁹ et *ii*) le ratio surface exposée/masse de tissu est plus faible pour les fruits que pour les tissus végétatifs, la contamination des fruits due à l'absorption racinaire et à l'absorption des vapeurs ont été considérées arbitrairement comme 10 fois plus faible que celle dans le tissu végétatif. L'annexe 6 présente en détail les hypothèses et les équations qui ont été retenues pour estimer les concentrations de contaminants dans les légumes et les fruits du potager à partir de la contamination du sol.

⁸ Méthodologie qui est recommandée par le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996 et qui a été validée par Polder et coll., 1995.

⁹ Le métabolisme dans les plantes n'a pas été pris en compte car il est spécifique à la substance et à la plante, ce qui rend très difficile sa prise en compte pour une évaluation sur des plantes « génériques » (Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996).

Tableau 6. Valeur des paramètres retenus pour estimer la contamination des légumes et des fruits du potager par les substances organiques¹

Substances	Facteurs de bioconcentration (BCF) (Note 1)		
	BCF dans les racines à partir d'absorption racinaire (BCFrac) ²	BCF dans les feuilles à partir d'absorption racinaire (BCFveg) ³	BCF dans les feuilles à partir de l'air (Bva(air)veg) ⁴
Benzène	0,0103	3,15	0,0054
Toluène	0,0111	1,49	0,384
Éthylbenzène	0,0157	0,818	0,77
Xylène	0,00135	1,31	0,501
Acénaphène	0,00269	0,289	536
Anthracène	0,00169	0,124	5 000
Benzo(a)anthracène	0,000854	0,0268	36 900
Benzo(a)pyrène	0,000641	0,0155	61 900
Benzo(b)fluoranthène	0,000641	0,0155	35 700
Benzo(j)fluoranthène	0,00161	0,0065	44 000
Benzo(k)fluoranthène	0,000597	0,0137	44 000
Benzo(g,h,i)perylène	0,00099	0,0092	41 700
Chrysène	0,000761	0,0268	27 400
Dibenzo(a,h)anthracène	0,000984	0,00714	8 330
Fluoranthène	0,00221	0,0581	8 090
Fluorène	0,00281	0,196	5 240
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,00047	0,00753	44 000
Naphtalène	0,00427	0,61	24,9
Phénanthrène	0,00059	0,124	2 380
Pyrène	0,00158	0,0589	9 520
BPC	0,00207	0,0092	28 600
Dioxines/furannes	0,0000867	0,00617	1 950 000
Pentachlorophénol	0,00343	0,0581	831 000

¹ Voir justifications du choix à l'annexe 6.

² En mg/kg m.s./mg/kg sol humide.

³ En mg/kg m.s./mg/kg sol humide.

⁴ En mg/kg m.s./mg/kg air vapeur sèche.

Note 1 : La contamination des fruits due à l'absorption racinaire et celle due à l'absorption des vapeurs ont été considérées arbitrairement comme 10 fois plus faible que celle dans le tissu végétatif.

3.5.4 Concentration de contaminants dans les poussières intérieures

L'estimation de la concentration de contaminants dans les poussières intérieures due au critère est adaptée de la méthodologie du MEF (1996). Durant la période estivale (avril à octobre, inclusivement, soit 7 mois), on considère que les poussières intérieures sont composées de 50 % de sol de surface contaminé et de 50 % de sources intérieures supposées non contaminées par l'environnement extérieur étudié (voir équation à l'annexe 7). Durant la période hivernale (novembre-mars), les sols sont considérés gelés ou recouverts de neige, et l'apport de sol à l'intérieur est donc supposé nul (MSSS, 2002).

3.5.5 Concentration de contaminants dans le lait de formule

Lors de l'estimation de l'exposition des 0-6 mois, il a été considéré que ces enfants pouvaient boire deux types de lait : le lait de formule ou le lait maternel. Le lait de formule peut se présenter sous forme de lait « prêt à servir », de concentré à diluer avec de l'eau ou de poudre à reconstituer avec de l'eau. L'annexe 8 présente les hypothèses et l'équation retenues pour estimer la concentration de contaminants dans le lait de formule pour le bruit de fond. Généralement, les données disponibles dans la littérature sur les concentrations mesurées dans le lait de formule concernent le lait « prêt-à-servir ». Pour tenir compte de l'effet du sol contaminé sur l'exposition via l'ingestion de lait de formule, la concentration additionnelle dans l'eau souterraine a alors été considérée.

3.5.6 Concentration de contaminants dans le lait maternel

La méthodologie retenue pour estimer l'exposition aux contaminants organiques par ingestion de lait maternel est basée sur celle préconisée par le MEF (Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996)¹⁰. Aucune méthodologie n'ayant encore été développée pour estimer le transfert des métaux dans le lait maternel, cette voie d'exposition n'a pas été considérée pour cette catégorie de substances.

La concentration de contaminants dans le lait maternel est supposée équivalente à la concentration dans les graisses de la mère. Cette concentration est estimée à partir de la dose de contaminants absorbée par la mère (due à toutes les voies d'exposition), d'un facteur de bioconcentration et de la demi-vie du contaminant dans l'organisme¹¹. Le tableau 7 présente les facteurs de bioconcentration chez l'humain sur la base des lipides (BCF_L) et les constantes d'élimination retenues pour l'estimation de la concentration des substances organiques dans le lait maternel. Les hypothèses et les équations retenues pour estimer la concentration de contaminants dans le lait maternel sont présentées à l'annexe 8.

¹⁰ Cette méthodologie est différente de celle proposée par le U.S.EPA (Abt Associates Inc, 1999), laquelle ne permet pas de déterminer la concentration dans le lait pour tout composé dont on connaît le K_{ow} , contrairement à celle du MEF. Aussi, la façon de déterminer un des paramètres (la proportion de contaminants ingérés qui est stockée dans les graisses) n'est pas claire. Étant donné que la méthodologie du MEF nous paraît valide, elle a été conservée et complétée.

¹¹ Notons que pour les HAP et les BTEX, l'élimination du contaminant dans l'organisme de la mère et dans le lait maternel n'ont pas été prises en compte pour l'estimation de la concentration dans le lait maternel. La surestimation de l'exposition qui en découle a été discutée lors de la validation de chacune de ces substances.

Tableau 7. Valeurs des paramètres utilisés pour estimer la contamination du lait maternel

Substances	Facteur de bioconcentration dans le lait maternel (BCF _L)	Constante d'élimination K _{el} (jour ⁻¹)
Arsenic	n.c.	n.c.
Cadmium	n.c.	n.c.
Chrome III	n.c.	n.c.
Chrome VI	n.c.	n.c.
Cuivre	n.c.	n.c.
Mercure élémentaire	n.c.	n.c.
Mercure inorganique	n.c.	n.c.
Nickel	n.c.	n.c.
Plomb	n.c.	n.c.
Zinc	n.c.	n.c.
Benzène	0,711	n.c.
Toluène	4,79	n.c.
Éthylbenzène	17,6	n.c.
Xylène	6,52	n.c.
Acénaphène	104	n.c.
Anthracène	277	n.c.
Benzo(a)anthracène	589	n.c.
Benzo(a)pyrène	558	n.c.
Benzo(b)fluoranthène	558	n.c.
Benzo(j)fluoranthène	361	n.c.
Benzo(k)fluoranthène	539	n.c.
Benzo(g,h,i)pérylène	452	n.c.
Chrysène	589	n.c.
Dibenzo(ah)anthracène	386	n.c.
Fluoranthène	476	n.c.
Fluorène	171	n.c.
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	400	n.c.
Naphtalène	31	n.c.
Phénanthrène	277	n.c.
Pyrène	473	n.c.
BPC	452	0,000633
Dioxines/furannes	346	0,000267
Pentachlorophénol	476	0,046

n.c. : non considéré.

3.6 ESTIMATION DES DOSES D'EXPOSITION

3.6.1 Estimation des doses d'exposition au bruit de fond

Des concentrations bruit de fond dans les différents milieux et dans les aliments ont été sélectionnées afin de permettre l'estimation des doses d'exposition dues au bruit de fond. La source des données pour chaque contaminant est détaillée dans les annexes 11 à 26. La dose d'exposition due au bruit de fond est donc estimée en utilisant les mêmes équations que celles pour estimer la dose d'exposition additionnelle due au critère (présentées à l'annexe 9). À titre de comparaison, les doses d'exposition due au bruit de fond estimées dans cette étude, celles-ci ont été comparées aux doses d'exposition bruit de fond estimées pour les Québécois publiées dans le *Guide technique* du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996 et pour les Canadiens publiées par Santé Canada

(dans le cadre de l'établissement de critères de sol) ou par Environnement Canada (dans le cadre de la *Loi canadienne de protection de l'environnement*). Les différences observées entre les doses d'exposition bruit de fond estimées par ces trois sources sont présentées, et si nécessaire, discutées dans chacune des annexes 11 à 26.

3.6.2 Estimation des doses d'exposition dues au sol contaminé

L'exposition due au sol contaminé peut comprendre, selon le scénario résidentiel ou commercial/industriel, les sources suivantes : ingestion de sol, de poussières intérieures, de plantes contaminées du potager (scénario résidentiel seulement), d'eau souterraine contaminée et de lait par les bébés (lait maternisé et lait maternel)¹², inhalation de vapeurs et de particules, et contact cutané avec l'eau, le sol et les poussières. Le tableau 8 présente les taux d'absorption spécifiques des contaminants et des voies d'exposition. Les équations utilisées pour estimer les doses d'exposition dues au sol contaminé sont présentées à l'annexe 9.

¹² Pour estimer l'exposition des nourrissons aux contaminants du sol dans le lait, deux approches ont été envisagées. La première consiste à considérer que les nourrissons sont nourris avec du lait maternisé en poudre reconstitué avec de l'eau potable souterraine potentiellement contaminée par le sol, et la seconde considère que les nourrissons sont nourris au sein. Les estimations seront donc menées en parallèle, et le mode d'alimentation qui conduit à l'exposition la plus forte sera retenu pour l'estimation de la dose d'exposition totale et l'évaluation du risque (ce choix se fera au cas par cas).

**Tableau 8. Valeurs des taux d'absorption spécifiques des contaminants et des voies
d'exposition**

Substances	Fabs ingestion	Fabs inhalation	Fabs cutané (sol/poussières)	Fabs cutané (eau)
Arsenic	1,0	1,0	0,001	1,0
Cadmium	0,08	0,5	0,001 ¹	1,0
Chrome III	0,03	0,12	0,001	1,0
Chrome VI	0,1	0,3	0,001	1,0
Cuivre	0,71	1,0	0,001	1,0
Mercure élémentaire	0,01	0,8	0,001	1,0
Mercure inorganique	0,15	0,4	0,1	1,0
Nickel	0,27	1,0	0,004	1,0
Plomb	0,5	0,5	0,001	1,0
Zinc	0,33	1,0	0,001	1,0
Benzène	1,0	0,5	0,03	1,0
Toluène	1,0	0,8	0,1	1,0
Éthylbenzène	0,9	0,65	0,1	1,0
Xylène	1,0	0,6	0,1	1,0
Acénaphène	1,0	1,0	0,13	1,0
Anthracène	1,0	1,0	0,13	1,0
Benzo(a)anthracène	1,0	1,0	0,13	1,0
Benzo(a)pyrène	1,0	1,0	0,13	1,0
Benzo(b)fluoranthène ¹	1,0	1,0	0,13	1,0
Benzo(j)fluoranthène ¹	1,0	1,0	0,13	1,0
Benzo(k)fluoranthène ¹	1,0	1,0	0,13	1,0
Benzo(g,h,i)pérylène	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chrysène	1,0	1,0	0,13	1,0
Dibenzo(ah)anthracène	1,0	1,0	0,13	1,0
Fluoranthène	1,0	1,0	0,13	1,0
Fluorène	1,0	1,0	0,13	1,0
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	1,0	1,0	0,13	1,0
Naphtalène	1,0	1,0	0,13	1,0
Phénanthrène	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Pyrène	1,0	1,0	0,13	1,0
BPC	0,7	0,7	0,14	0,14
Dioxines/furannes	0,87	0,7	0,03	0,5
Pentachlorophénol	0,8	0,88	0,25	0,9

¹ Valeur expérimentale du U.S. EPA, 2001c qui a été retenue pour tous les métaux.

n.d. : non disponible

3.6.3 Exposition cutanée

L'exposition via le contact cutané dépend de la concentration et de la biodisponibilité du contaminant dans la matrice, de la surface de peau exposée et de la durée de l'exposition. Dans tous les cas, la dose reçue par contact cutané est donc une *dose interne* contrairement aux doses d'exposition par ingestion et par inhalation qui sont des *doses externes*. La méthodologie retenue pour estimer l'exposition cutanée est basée sur le document du U.S. EPA, 2001c et détaillée à l'annexe 9.

En ce qui concerne le sol et les poussières, les données de surface corporelle exposées (tirées des lignes directrices du MSSS, 2002), les fréquences d'exposition et les taux d'adhérence retenus selon

les tranches d'âge sont présentées au tableau 15 de l'annexe 9. Les fractions d'absorption cutanée retenues à partir du sol et des poussières sont présentées au tableau 8 ci-dessus.

La dose absorbée à partir de l'eau dépend de la perméabilité cutanée du composé présent dans l'eau, laquelle dépend à la fois des caractéristiques du composé et de la peau, de la concentration du composé dans l'eau et du temps nécessaire à l'atteinte de l'équilibre entre la concentration dans le *stratum corneum*¹³ et l'épiderme viable¹⁴. Les données de surface corporelle sont tirées des lignes directrices du MSSS, 2002. La durée journalière d'exposition à l'eau est de 0,25 heure pour l'usage de la douche et du bain. L'annexe 9 présente plus en détail la méthodologie retenue pour estimer l'exposition cutanée à partir de l'eau.

3.7 INCERTITUDES ASSOCIÉES À L'EXPOSITION

Les critères B et C de la *Politique* ont été évalués sur la base de l'évaluation du risque que représentent les contaminants pour un individu ayant des caractéristiques moyennes (poids corporel, taux d'inhalation, taux d'ingestion, taux de contact avec le sol) représentatives d'un « Québécois moyen » (valeurs essentiellement issues de MSSS, 2002). L'aspect plus conservateur des données d'exposition est relié aux activités et à l'occupation du terrain (p. ex. dans le scénario résidentiel, l'individu passe 100 % de son temps sur son terrain, à l'intérieur ou à l'extérieur de la maison). Par conséquent, les caractéristiques de cet individu récepteur ne sont pas irréalistes, ce qui évite une surestimation importante du niveau de risque et en réduit l'incertitude. La sélection de données d'exposition moyennes mais conservatrices est aujourd'hui commune à plusieurs organismes de santé, dont le U.S. EPA (U.S. EPA, 2001c; U.S. EPA, 2001d).

Un aspect plus conservateur de l'évaluation du risque qui a été réalisée concerne l'utilisation de données conservatrices pour des paramètres qui sont très variables ou plus difficiles à définir (p. ex. facteurs de bioconcentration pour les différentes parties des nombreuses plantes potagères). Ainsi, lors de l'estimation de l'intrusion des vapeurs à partir du sol dans l'air intérieur, certaines données utilisées par défaut dans le modèle d'intrusion de vapeurs sont conservatrices (taux de changement d'air, volume de la maison, choix du loam parmi 12 types de sol) (voir annexe 4).

De même, tous les scénarios utilisés pour valider les critères B et C ont considéré que le sol contaminé était « à nu », c'est-à-dire sans pelouse ni couche d'asphalte qui empêchent ou réduisent fortement le contact entre les contaminants du sol et l'individu exposé. Il nous apparaissait important de procéder ainsi dans cette évaluation générique puisque d'une part, le but de ce travail est de valider les valeurs des critères B et C, et d'autre part, nous n'avons aucune assurance que le sol contaminé est effectivement protégé par de tels recouvrements dans tous les cas et que la mesure de mitigation sera maintenue au fil des années.

Il faut également souligner que plusieurs formes chimiques d'une même substance ont dû être considérées pour l'évaluation des risques toxicologiques, et ce spécialement pour les métaux. Par exemple, dans les sols, le zinc se retrouve généralement sous forme d'ions Zn^{+2} inorganiques, de composés organiques solubles et insolubles, sous forme adsorbée à l'argile ou aux oxydes métalliques, et il peut être présent dans différents minéraux. Pour valider les critères du zinc, les propriétés physico-chimiques qui ont été retenues sont celles du zinc métallique. Les concentrations bruit de fond retenues ont généralement été mesurées en considérant toutes les différentes formes de zinc. Enfin, les valeurs de référence retenues sont celles recommandées par le Panel of micronutrients et coll., 2002. Ces valeurs sont basées sur des études menées chez les adultes prenant des suppléments alimentaires

¹³ Couche la plus superficielle de l'épiderme.

¹⁴ Couche superficielle de la peau.

de zinc, sous forme de gluconate de zinc, et chez les bébés nourris au lait de formule enrichi par du zinc. Le nombre limité de données disponibles en fonction des différentes formes chimiques d'une même substance introduit également des limitations lors de l'évaluation des risques toxicologiques.

3.8 ESTIMATEURS DE RISQUE

Le choix des estimateurs de risque a été réalisé selon les recommandations des lignes directrices du MSSS, 2002. Les valeurs de référence pour des effets autres que le cancer et les estimateurs de risque de cancer ont été choisis à partir de la banque de données IRIS (*Integrated Risk Information System*) du U.S. EPA, de l'ATSDR (Agency for Toxic Substances Disease Register), de Santé Canada et de l'Organisation mondiale de la santé. Pour certaines substances, d'autres organismes ont été retenus, tels le National Academy of Sciences (NAS) pour les éléments essentiels ou le California Environmental Protection Agency (CalEPA) pour les facteurs d'équivalence-BaP des HAP.

3.8.1 Valeurs de référence pour des effets autres que le cancer

Pour les effets autres que le cancer, des organismes de santé reconnus (U.S. EPA, ATSDR, Santé Canada, OMS) ont déterminé des doses et/ou des concentrations de référence, lesquelles portent des noms différents selon l'organisme : RfD et RfC de la banque IRIS du U.S. EPA; MRL, « maximum risk level », de l'ATSDR, DJA, « dose journalière admissible » ou TDI, « tolerable daily intake », de Santé Canada, PTDI, « provisional tolerable daily intake », de l'OMS.

Lorsque la dose d'exposition de l'individu à un contaminant donné ne dépasse pas la dose de référence, on considère que celui-ci est protégé de tout effet néfaste à la santé lié à ce contaminant (dans la mesure où celui-ci n'est pas un cancérigène). Les valeurs de référence sont développées à partir de données recueillies lors d'expérimentations animales ou à partir de données humaines.

3.8.2 Estimateurs de risque d'excès de cancer

Pour les composés carcinogènes, la plupart des organismes de santé reconnus qui suggèrent des estimateurs de risque cancérigènes considèrent que toute dose peut conduire au développement d'un cancer : il s'agit d'effet sans seuil. On évalue donc le niveau de risque en comparant la probabilité de développer un cancer suite à une dose d'exposition donnée avec un niveau de risque d'excès de cancer « acceptable ».

Par exemple, pour les substances classées dans les groupes I (carcinogène pour l'humain) et II (probablement carcinogène pour l'humain) selon la classification de la *Loi canadienne pour la protection de l'environnement*, Santé Canada considère qu'il n'y a pas de seuil d'exposition pour un effet carcinogène, et recommande que l'exposition humaine soit aussi faible que possible (suffisamment faible pour être négligeable comparée aux autres risques rencontrés dans la société) (Health Canada, 1996). Les approches du U.S. EPA et de Santé Canada sont présentées à l'annexe 10.

3.8.3 Estimateurs de risque retenus

Le tableau 9 présente les estimateurs de risque qui ont été retenus pour cette étude. Les annexes 11 à 26 présentent une description plus détaillée de la toxicologie des substances et des raisons qui ont motivé le choix du/des estimateur(s) de risque retenu(s) pour chacune d'elles.

Tableau 9. Estimateurs de risque retenus pour la validation des critères B et C

Substance	Valeurs de référence (effets autres que le cancer) (mg/kg-j)		Doses associées à un excès de risque de cancer de 10^{-6} (mg/kg-j)	
	Ingestion	Inhalation ¹	Ingestion	Inhalation
Métaux				
Arsenic	3×10^{-4}	n.d.	$6,7 \times 10^{-7}$	$6,6 \times 10^{-8}$
Cadmium	$8,4 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4\ 2}$	n.d.	$6,5 \times 10^{-8}$
Chrome				
Chrome III	1,5	n.d.	n.d.	n.d.
Chrome VI	$3,0 \times 10^{-3}$	$2,9 \times 10^{-5}$	n.d.	$2,3 \times 10^{-8}$
Cuivre	0,1	n.d.	n.d.	n.d.
Mercure HgII	3×10^{-4}	n.d.	n.d.	n.d.
Hg0	n.d.	$8,6 \times 10^{-5}$	n.d.	n.d.
Nickel	$2,0 \times 10^{-2}$	$5,7 \times 10^{-6}$	n.d.	$1,2 \times 10^{-6}$
Plomb	$3,6 \times 10^{-3}$	n.d.	n.d.	n.d.
Zinc	1,0	n.d.	n.d.	n.d.
Composés organiques volatils				
Benzène	n.d.	n.d.	$2 - 7 \times 10^{-5}$	$0,4 - 1,3 \times 10^{-4}$
Toluène	$2,0 \times 10^{-1}$	$1,1 \times 10^{-1}$	n.d.	n.d.
Ethylbenzène	$1,0 \times 10^{-1}$	$2,8 \times 10^{-1}$	n.d.	n.d.
Xylène	$7,0 \times 10^{-1}$	$2,8 \times 10^{-2}$	n.d.	n.d.
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)				
Acénaphthène	$6,0 \times 10^{-2}$	n.d.	n.d.	n.d.
Anthracène	$3,0 \times 10^{-1}$	n.d.	n.d.	n.d.
Benzo(a)anthracène	n.d.	n.d.	Note 1	Note 1
Benzo(a)pyrène	n.d.	n.d.	$1,4 \times 10^{-7}$	$9,0 \times 10^{-6}$
Benzo(b)fluoranthène	n.d.	n.d.	Note 1	Note 1
Benzo(j)fluoranthène	n.d.	n.d.	Note 1	Note 1
Benzo(k)fluoranthène	n.d.	n.d.	Note 1	Note 1
Benzo(ghi)peryène	n.d.	n.d.	Note 1	Note 1
Chrysène	n.d.	n.d.	Note 1	Note 1
Dibenzo(ah)anthracène	n.d.	n.d.	Note 1	Note 1
Fluoranthène	$4,0 \times 10^{-2}$	n.d.	n.d.	n.d.
Fluorène	$4,0 \times 10^{-2}$	n.d.	n.d.	n.d.
Indéno(1,2,3cd)pyrène	n.d.	n.d.	Note 1	Note 1
Naphtalène	$2,0 \times 10^{-2}$	$9,0 \times 10^{-4}$	n.d.	n.d.
Phénanthrène	n.d.	n.d.	Note 1	Note 1
Pyrène	$3,0 \times 10^{-2}$	n.d.	n.d.	n.d.
Composés organochlorés				
BPC	$2,0 \times 10^{-5}$	n.d.	$1,0 \times 10^{-6}$	n.d.
Dioxines/furannes	$1,0 \times 10^{-9}$	n.d.	$1,0 \times 10^{-12}$	n.d.
Pentachlorophénol	$3,0 \times 10^{-2}$	n.d.	$8,3 \times 10^{-6}$	n.d.

¹ Calculée à partir de la concentration de référence en assumant un taux d'inhalation de 20 m³/j et un poids corporel de 70 kg.

² Comme la dose de référence par inhalation est dérivée de la dose de référence par ingestion, l'exposition à partir de toutes les voies d'exposition (ingestion, inhalation et contact cutané) a été comparée à la dose de référence par ingestion.

n.d. : non disponible.

Note 1 : Substance évaluée par rapport au benzo(a)pyrène (voir annexe 23).

3.9 EXPRESSION DES RÉSULTATS DE VALIDATION DES CRITÈRES B ET C

3.9.1 Démarche et présentation de la validation des critères B et C

D'une manière générale, la validation des critères B et C est basée sur la comparaison de la dose d'exposition due au bruit de fond et/ou à la contamination du sol au niveau du critère avec les doses d'exposition maximale recommandées. Le traitement et l'interprétation des résultats sont cependant différents selon qu'il s'agit d'une substance cancérigène ou non.

Bien que les sols contaminés le soient souvent par un mélange complexe de différentes substances, l'évaluation de risque ne tient pas compte des interactions possibles entre les différents contaminants. Une telle approche serait de toute façon difficile à réaliser dans le cadre d'une évaluation générique.

3.9.1.1 Dose d'exposition vs dose interne

Les études toxicologiques ou épidémiologiques utilisées pour élaborer les estimateurs de risque (dose de référence, estimateurs de risque cancérigène) présentent habituellement leurs données sous forme de dose d'exposition et non pas de dose absorbée. C'est pourquoi les évaluations de risque réalisées pour valider les critères sont basées sur les doses d'exposition et non pas sur les doses internes. Toutefois, comme il sera vu plus loin, si plusieurs voies d'exposition sont combinées pour estimer une dose d'exposition globale, les taux d'absorption de chacune des sont pris en compte afin de comparer la dose d'exposition globale avec l'estimateur de risque (section 3.9.1.2).

3.9.1.2 Risques à la santé autres que le cancer : indices de risque

Pour les substances non cancérigènes, le principe de base est qu'il existe une dose d'exposition seuil au-dessous de laquelle on ne devrait pas observer d'effets néfastes sur la santé. Cette dose d'exposition est, dans ce document, appelée dose de référence (DR). Afin de faciliter l'interprétation des données, on peut comparer la dose d'exposition estimée (DE) avec la dose de référence à l'aide d'un indice de risque (IR) :

$$\text{Indice de risque (IR)} = \frac{\text{dose d'exposition (mg/kg - j)}}{\text{dose de référence (mg/kg - j)}} \quad \text{Équation 1}$$

Si l'indice de risque est inférieur à 1,0, cela indique que la dose d'exposition est inférieure à la dose maximale recommandée, et donc qu'il n'y a pas d'effets néfastes sur la santé attendus. Par contre, si l'indice de risque est supérieur à 1,0, la dose d'exposition dépasse la valeur limite et pourrait entraîner des effets sur la santé.

Pour plusieurs substances, les organismes de santé reconnus suggèrent deux valeurs de référence : une dose de référence pour la voie d'ingestion et une concentration de référence pour la voie d'inhalation. Dans de tels cas, l'estimation des risques est traitée séparément en fonction de chacune des voies d'exposition. Lorsqu'il n'y a qu'une seule valeur de référence, l'estimation des risques doit intégrer toutes les voies d'exposition, lorsqu'il est plausible biologiquement de le faire. Dans ces cas-là, les facteurs d'absorption respectifs pour les deux voies d'exposition doivent être pris en considération pour transformer la dose administrée par une voie en dose équivalente administrée par une autre voie. Afin de clarifier, nous avons illustré ci-dessous l'interprétation des données par trois exemples typiques.

Cas #1

La substance #1 produit des effets toxiques locaux lors d'une exposition par inhalation¹⁵ (p. ex. inflammation des voies respiratoires). Dans ce cas, la dose de référence par inhalation est spécifique de cette voie d'exposition, et l'indice de risque par inhalation est estimé comme suit :

$$IR_{inh} = \frac{DE_{inh}}{DR_{inh}} \quad \text{Équation 2}$$

où

IR_{inh} = indice de risque pour l'inhalation

DE_{inh} = dose d'exposition par inhalation (mg/kg-j)

DR_{inh} = dose de référence par inhalation (mg/kg-j)

Si les effets locaux ont lieu suite à une exposition par ingestion (au lieu de l'inhalation), une approche semblable est utilisée (mais on remplace inhalation par ingestion dans l'équation 2).

Cas #2

La substance #2 produit des effets au niveau systémique (p. ex. toxicité au niveau du rein mise en évidence lors d'une exposition par ingestion). L'organe cible est exposé via la concentration dans le sang, laquelle dépend de l'exposition par ingestion, par inhalation et par contact cutané. L'indice de risque doit donc tenir compte de ces trois voies d'exposition et du facteur d'absorption qui leur est propre. L'indice de risque sera estimé différemment selon que la dose de référence est basée sur l'ingestion ou l'inhalation :

Avec une dose de référence par ingestion

$$IRC = \frac{DE_{ing} + DE_{inh} \times \frac{Fabs_{inh}}{Fabs_{ing}} + \frac{DA_{cut}}{Fabs_{ing}}}{DR_{ing}} \quad \text{Équation 3}$$

où

IRC = indice de risque combiné pour l'effet critique (systémique)

DE_{ing} = dose d'exposition (externe) par ingestion (mg/kg-j)

DE_{inh} = dose d'exposition (externe) par inhalation (mg/kg-j)

DA_{cut} = dose absorbée par contact cutané (mg/kg-j)

$Fabs_{ing}$ = facteur d'absorption de la substance par ingestion (fraction)

$Fabs_{inh}$ = facteur d'absorption de la substance par inhalation (fraction)

DR_{inh} = dose de référence (externe) par ingestion (mg/kg-j)

¹⁵ Une équation du même type pourrait être utilisée dans le cas où l'effet critique (= effet néfaste considéré) ne serait associé qu'au contact cutané.

Avec une dose de référence par inhalation¹⁶

$$IRC = \frac{DE_{ing} \times \frac{Fabs_{ing}}{Fabs_{inh}} + DE_{inh} + \frac{DA_{cut}}{Fabs_{inh}}}{DR_{inh}} \quad \text{Équation 4}$$

où

IRC = indice de risque combiné pour l'effet critique (systémique)

DE_{ing} = dose d'exposition (externe) par ingestion (mg/kg-j)

DE_{inh} = dose d'exposition (externe) par inhalation (mg/kg-j)

DA_{cut} = dose absorbée par contact cutané (mg/kg-j)

Fabs_{ing} = facteur d'absorption de la substance par ingestion (fraction)

Fabs_{inh} = facteur d'absorption de la substance par inhalation (fraction)

DR_{inh} = dose de référence (externe) par inhalation (mg/kg-j)

Cas #3

La substance #3 provoque des effets différents selon la voie d'exposition. Par exemple, si une substance produit un effet critique A (effet non systémique) sur le système respiratoire, la dose de référence spécifique de cet effet ne concernera que l'exposition par inhalation¹⁷. Si les études par ingestion démontraient que cette substance provoquait un effet critique B (effet systémique) sur le rein, cet effet serait relié à la concentration de la substance dans la circulation systémique. Dans le cadre de la présente évaluation, l'exposition par inhalation serait comparée à la dose de référence par inhalation, et parallèlement, les expositions par ingestion et par contact cutané seraient comparées à la dose de référence par ingestion. On devrait calculer deux indices de risque (IR).

- Pour estimer le risque lié à l'effet critique A, il faudrait calculer l'indice de risque par inhalation, qui est lié à une exposition locale :

$$IR_{inh,A} = \frac{DE_{inh}}{DR_{inh,A}} \quad \text{Équation 5}$$

où

IR_{inh,A} = indice de risque pour l'effet critique A (par inhalation)

DE_{inh} = dose d'exposition par inhalation (mg/kg-j)

DR_{inh,A} = dose de référence par inhalation pour l'effet A (mg/kg-j)

¹⁶ Lorsque la seule valeur de référence disponible est une concentration de référence et qu'il est justifié de tenir compte de l'exposition par ingestion, par inhalation et/ou par contact cutané, il est nécessaire de calculer à quelle dose journalière correspond la concentration dans l'air. Pour cela, les mêmes valeurs d'exposition utilisées par les autres organismes de santé ont été retenues, à savoir un volume d'inhalation de 20 m³/j et un poids corporel de 70 kg.

$$DR_{inh} = \frac{CR_{inh} (\mu g/m^3) \times 20 m^3/j}{70 kg} \times 10^{-3} ug/mg$$

où

DR_{inh} = dose de référence par inhalation (mg/kg-j)

CR_{inh} = concentration de référence (μg/m³)

¹⁷ Une équation du même type pourrait être utilisée dans le cas d'un effet critique uniquement associé au contact cutané.

- Pour estimer le risque lié à l'effet critique B, il faudrait tenir compte de la voie d'ingestion et du contact cutané qui conduiraient à l'absorption de la substance par l'organisme:

$$IRC_B = \frac{DE_{ing} + \frac{DA_{cut}}{Fabs_{ing}}}{DR_{ing,B}} \quad \text{Équation 6}$$

où

IRC_B = indice de risque combiné pour l'effet critique B (systémique)

DE_{ing} = dose d'exposition (externe) par ingestion (mg/kg-j)

DA_{cut} = dose absorbée par contact cutané (mg/kg-j)

$Fabs_{ing}$ = facteur d'absorption de la substance par ingestion (fraction)

$DR_{ing,B}$ = dose de référence (externe) par ingestion pour l'effet B (mg/kg-j)

3.9.1.3 Risques d'excès de cancer

Lors d'une évaluation du risque d'excès de cancer, les lignes directrices du MSSS, 2002 recommandent d'évaluer séparément les risques associés à l'exposition bruit de fond et ceux liés au sol contaminé.

Afin d'estimer le risque d'excès de cancer associé à la contamination du sol au niveau d'un critère, il est nécessaire que la dose d'exposition soit exprimée comme une moyenne sur la durée de vie. Pour cela, on se base sur les doses d'exposition par tranche d'âge qui ont été calculées comme décrit à l'annexe 9.

3.9.1.3.1 Doses d'exposition exprimées sur la durée de vie

Lors de l'évaluation du risque d'excès de cancer, la dose d'exposition annuelle moyenne sur la durée de vie peut facilement être dérivée des doses d'exposition par tranche d'âge qui ont été déterminées précédemment :

$$DE_{vie,voie} = \sum_{i=1}^{i=5} TA_i \times EXP_{voie,i} \quad \text{Équation 7}$$

où

$DE_{vie,voie}$ = dose d'exposition moyenne sur la durée de vie due à une voie d'exposition (mg/kg-j)

TA_i = fraction de la durée de vie qui correspond à la tranche d'âge i

$EXP_{voie,i}$ = dose d'exposition pour une voie d'exposition, par tranche d'âge i (mg/kg-j)

3.9.1.3.2 Estimation de l'excès de risque de cancer

Le risque d'excès de cancer, qui correspond à la probabilité de développer un cancer dû à l'exposition à une substance donnée, est estimé en multipliant la dose d'exposition, exprimée comme une moyenne journalière sur la durée de vie (mg/kg-j), par le coefficient de cancérogénicité (CC exprimé en (mg/kg-j)⁻¹) :

$$RC = DE_{vie} \times CC \quad \text{Équation 8}$$

où

RC = risque d'excès de cancer sur la durée de vie

CC = coefficient de cancérogénicité (mg/kg-j)⁻¹

Cette formule sera utilisée pour estimer les risques de cancer associés via l'ingestion, l'inhalation et/ou le contact cutané. Il est important de déterminer si les cancers associés aux estimateurs de risque cancérogène peuvent être causés par une exposition via une seule voie (p.ex. le cancer du poumon est généralement plausible lorsque les contaminants sont inhalés) ou plusieurs voies (p. ex. le cancer du rein pourrait être causé par l'exposition aux contaminants par ingestion, par inhalation et par contact cutané). Dans de tels cas, une démarche semblable à celles proposées pour les effets autres que le cancer devra être faite (voir les différents cas possible à la section 3.9.1.2).

3.9.1.3.3 Interprétation des résultats

Comme il a été dit précédemment, le risque associé au bruit de fond n'est pas additionné au risque associé au sol contaminé. Cependant, les risques associés au bruit de fond et au critère sont présentés afin de dresser un portrait plus complet du risque relié au contaminant. Les lignes directrices du MSSS, 2002 recommandent que l'excès de risque de cancer dû à un contaminant ne dépasse pas un cas sur un million, soit 1×10^{-6} .

4 RÉSULTATS DE LA VALIDATION DES CRITÈRES B ET C

Cette section présente un résumé des résultats de la validation des critères B et C des 31 substances retenues. Pour plus de détails sur la validation de chacune des substances ou famille de substances, le lecteur est invité à consulter les annexes 11 à 26.

L'exposition bruit de fond et celle associée aux critères B et C ont été estimées pour chacune des substances ou famille de substances selon la méthodologie décrite à la section 1. Les risques associés au bruit de fond et aux critères B et C ont été calculés en comparant ces expositions avec les valeurs de référence et les estimateurs de risque de cancer retenus (tableau 9).

Le tableau 10 présente les indices de risque pour les effets autres que le cancer et les risques d'excès de cancer estimés pour le bruit de fond, les critères B et les critères C des substances évaluées. Lorsque ces risques dépassent les recommandations du MSSS, 2002, ils sont indiqués en gras. Les sections 4.1 à 4.13 présentent plus d'information sur les impacts de ces résultats d'un point de vue toxicologique.

Tableau 10. Résumé des risques (effets autres que le cancer et risques cancérigènes) estimés pour le bruit de fond, les critères B et les critères C des substances retenues

Substances	Indice de risque d'effets chroniques autres que le cancer (selon l'âge)						Risques additionnels de cancer ($\times 10^{-6}$)					
	Bruit de fond		BF + critère B		BF + critère C		Bruit de fond		Critère B		Critère C	
	Ing	Inh	Ing	Inh	Ing	Inh	Ing	Inh	Ing	Inh	Ing	Inh
Arsenic	0,8-2,3		1,0-2,8		0,9		443	4,0	60	1,5	4,8	2,4
Cadmium	0,2-0,7		0,6-1,9		0,4			4,1		0,6		0,2
Chrome III ¹	$\leq 0,006$		$\leq 0,006$		0,001							
Chrome VI ¹	0,04-0,3	0,01-0,02	0,2-0,7	0,04-0,1	0,1	0,2		13		50,4		136
Cuivre	0,4-0,9		0,5-0,9		0,4							
Mercuré élémentaire ²		0,2-0,6		0,3-0,6		0,7						
Mercuré inorganique ²	0,2-0,6		0,3-0,7		0,3							
Nickel	0,2-0,6	0,2-0,4	0,2-0,7	0,2-0,5	0,3	0,6		0,9		0,3		1,6
Plomb	0,2-0,7		0,9-3,7		0,2							
Zinc	0,3-0,9		0,3-0,9		0,3							
Benzène							18-64		25-90		8,3-29,4	
Toluène	0,03-0,1	0,07-0,2	0,03-0,1	0,2-0,4	0,03	0,1						
Éthylbenzène	0,01-0,07	0,01	0,01-0,3	0,05-0,1	0,01	0,03						
Xylène	0,03-0,06	0,2-0,5	0,03-0,06	0,5-1,2	0,03	0,3						
HAP non cancérigènes ³	n.p.	n.p.	< 0,2	< 0,5	< 0,04	0,1						
HAP cancérigènes ³							87	0,1	12	0,04	14	0,2
BPC	1,3-109		1,5-113		3,0		61		1,9		3,4	
Dioxines/furannes	2,4-19		2,4-19		2,6		2 800		6,0		110	
Pentachlorophénol	< 0,009		< 0,03		< 0,002		7,3		1,9		0,4	

¹ Pour évaluer le risque du chrome, deux scénarios ont été utilisés : i) risque associé au chrome III et ii) risque associé au chrome VI.

² Pour évaluer les risques associés au mercure, deux scénarios ont été utilisés : i) risque associé au mercure élémentaire et ii) risque associé au mercure inorganique.

³ Les risques associés aux 16 HAP retenus ont été estimés d'une part, pour les 6 HAP non cancérigènes et d'autre part, pour les 10 HAP cancérigènes.

n.p. : non présentés.

Note : Plus d'information aux sections 4.1 à 4.13.

4.1 ARSENIC

Les risques associés aux critères B et C de l'arsenic ont été estimés uniquement pour l'arsenic *inorganique* puisqu'il s'agit de la principale forme d'arsenic présente dans l'environnement. Dans l'alimentation, une proportion de 37 % de l'arsenic total a été attribuée à l'arsenic *inorganique*. La dose de référence de $0,3 \times 10^{-3}$ mg/kg-j, basée sur l'apparition de problèmes cutanés chez une population de Taïwan exposée à l'arsenic via l'eau potable, a été retenue pour estimer les risques autres que le cancer (U.S. EPA, 1993). Les doses associées à un excès de risque de cancer de 1×10^{-6} retenues sont de $6,7 \times 10^{-7}$ mg/kg-j par ingestion (cancer de la peau chez la même population taïwanaise) et de $6,6 \times 10^{-8}$ mg/kg-j par inhalation (cancer du poumon chez des travailleurs de fonderies américaines) (U.S. EPA, 2001a).

Critère B

Dans le cas des risques autres que le cancer, les *indices de risque combiné* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) totaux (bruit de fond + critère) varient de **1,0 à 2,8** selon l'âge. La contribution du critère B par rapport à l'exposition totale varie de 10 à 17 % selon l'âge. Les risques d'excès de cancer associé à la *dose d'exposition combinée* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) sur toute la durée de vie sont de 443×10^{-6} et de 60×10^{-6} pour le bruit de fond et le critère B, respectivement. La contamination du sol au niveau du critère B conduit donc à un risque additionnel d'excès de cancer de 13 % par rapport au bruit de fond. Les risques d'excès de cancer par *inhalation* sont de $4,0 \times 10^{-6}$ et de $1,5 \times 10^{-6}$ pour le bruit de fond et le critère B, respectivement. La contamination du sol au niveau du critère B conduit à un risque additionnel d'excès de cancer du poumon de 37 % par rapport au bruit de fond. **Tous les risques associés au critère B sont égaux ou supérieurs aux niveaux de risque maximums recommandés par le MSSS, 2002.**

Critère C

Dans le cas des risques autres que le cancer, l'*indice de risque combiné* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) total (bruit de fond + critère) est de **0,9** pour le travailleur le plus exposé. L'exposition associée au critère C contribue à moins de 1 % du risque total. Le *risque d'excès de cancer combiné* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) est de $4,8 \times 10^{-6}$ pour le critère C, ce qui représente moins de 1 % du risque lié au bruit de fond. Le risque de cancer par *inhalation* d'arsenic pour le critère C ($2,4 \times 10^{-6}$) correspond à un risque additionnel de 60 % par rapport au risque associé au bruit de fond. **Le risque autre que le cancer associé au critère C est inférieur à 1,0, mais les risques cancérigènes estimés sont supérieurs au niveau de risque maximum recommandé par le MSSS, 2002.**

Selon ces estimations, les risques d'effets sur la santé associés à l'arsenic seraient relativement élevés. Toutefois, les dépassements des niveaux de risque maximums recommandés par les lignes directrices du MSSS, 2002 sont attribuables, en majeure partie, au bruit de fond, la contribution des critères B et C étant beaucoup plus faible, particulièrement au niveau des risques cancérigènes.

Les organismes qui ont proposé les valeurs de référence et les estimateurs de risque de cancer dans le but de fixer des normes et des critères en rapport avec l'arsenic ont souligné à plusieurs reprises les limites et les incertitudes entourant l'établissement de ces valeurs (U.S. EPA, 1998b).

Ainsi, la dose de référence et l'estimateur de risque d'excès de cancer par ingestion ont été développés à partir des données de Taïwan et sont associés à une incertitude non négligeable, reliée au fait que *i*) il existait une forte variabilité des concentrations dans l'eau des puits et les analyses d'eau étaient peu nombreuses (parfois une seule mesure par puit), *ii*) la quantité d'eau ingérée par les individus est incertaine (3,5 ou 4,5 L/j), *iii*) les individus étaient exposés à d'autres substances pouvant avoir un effet confondant ou synergique, *iv*) la population était sujette à des carences alimentaires et *v*) d'autres sources potentielles d'arsenic (alimentation) n'ont pas toujours été prises en compte (Environnement Canada et Santé Canada, 1993; U.S. EPA, 1998b; Djoudi, 2001). La combinaison de ces différentes sources d'incertitude porte à croire que le risque d'excès de cancer de la peau par ingestion d'arsenic pourrait être surestimé.

Quant à l'estimateur de risque d'excès de cancer par inhalation, il comporte également plusieurs limites pouvant conduire à une surestimation du risque : *i*) l'exposition concomitante des travailleurs de fonderie aux autres substances chimiques présentes dans l'environnement de travail n'a pas été analysée, *ii*) les habitudes tabagiques des travailleurs ne sont pas présentées dans les études et *iii*) il existe des différences méthodologiques entre les deux études américaines ayant servi à définir l'estimateur de risque du U.S. EPA, 2001a et une autre étude menée chez les travailleurs suédois (Hughes et coll., 1994).

Au niveau de l'estimation de l'exposition, il existe également des incertitudes quant à la proportion d'arsenic *inorganique* qui a été fixée de façon arbitraire pour l'alimentation, alors que l'ingestion d'aliments constitue la voie majeure d'exposition.

Finalement, il faut également souligner que malgré le fait que le risque d'excès de cancer associé à l'ingestion d'arsenic au niveau du bruit de fond soit très important (de l'ordre de 1×10^{-3}), cette substance n'est pas considérée comme une substance qui présenterait, à l'heure actuelle, un problème de santé publique pour les Québécois en général. De plus, d'autres organismes gouvernementaux dont le mandat est de proposer des limites acceptables d'arsenic dans l'environnement recommandent actuellement des teneurs maximales d'arsenic qui correspondent à des niveaux de risque supérieurs à 1×10^{-6} . Par exemple, Santé Canada, 1992 a proposé une concentration maximale acceptable d'arsenic de 25 µg/L dans l'eau potable, même si cette concentration correspondrait approximativement à un risque d'excès de cancer de l'ordre de 1×10^{-4} .

4.2 CADMIUM

Parmi les différents estimateurs de risque proposés pour le cadmium par les organismes de santé, les dernières recommandations du U.S. EPA, 1999 ont été retenues¹⁸. Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) au cadmium ont donc été comparées avec la dose de référence par ingestion de $0,84 \times 10^{-3}$ mg/kg-j (U.S. EPA, 1999) et l'exposition par inhalation a été comparée à l'estimateur de risque de cancer broncho-pulmonaire de $0,65 \times 10^{-7}$ mg/kg-j associé à un risque de 1×10^{-6} (U.S. EPA, 1999).

¹⁸ Comme elles ne sont pas encore officiellement adoptées par le U.S.EPA, 1999, lorsque les recommandations du MSSS, 2002 sont dépassées, les résultats sont également discutés en fonction de la valeur de référence et de l'estimateur de risque cancérigène actuels du U.S.EPA.

Critère B

Pour ce qui est des *effets autres que le cancer* attribuables au cadmium, les *indices de risque combiné* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) totaux (bruit de fond + critère) varient de **0,6 à 1,9** et des dépassements de la valeur de 1,0 sont observés chez les enfants de 7 mois à 11 ans. Le risque associé au critère B constitue 55 à 64 % du risque total. L'ingestion de légumes du potager cultivés dans des sols contaminés par 5 ppm de cadmium est responsable du dépassement de la valeur de 1,0. Même si la dose de référence par ingestion actuelle du U.S. EPA depuis 1994 (U.S. EPA, 2001b) ($1,0 \times 10^{-3}$ mg/kg-j) avait été retenue, les risques d'effets autres que le cancer associés au critère B seraient également plus importants que 1,0 pour les mêmes groupes d'âge. Pour qu'un critère B de cadmium n'entraîne pas de risque d'effets autres que le cancer supérieur à 1,0 selon la même approche, il faudrait que sa valeur soit environ 3 ppm au lieu de 5 ppm. Le risque d'excès de cancer broncho-pulmonaire associé au critère B est de $0,6 \times 10^{-6}$, alors que celui lié au bruit de fond serait de $4,1 \times 10^{-6}$.

Ainsi, l'évaluation des risques associés au scénario résidentiel a démontré que les risques d'effets autres que le cancer pour les enfants de 7 mois à 11 ans sont supérieurs au niveau de risque maximum recommandé par le MSSS, 2002.

Critère C

Pour ce qui est des *effets autres que le cancer* attribuables au cadmium, l'*indice de risque combiné* total (bruit de fond + critère) est de **0,4** chez le travailleur le plus exposé et le risque d'excès de cancer broncho-pulmonaire associé au critère C est de $0,2 \times 10^{-6}$. **Selon ces estimations, les risques d'effets sur la santé associés au critère C du cadmium seraient inférieurs aux valeurs maximales recommandées par le MSSS, 2002.**

L'incertitude rattachée à la valeurs de référence par ingestion du U.S. EPA, 1999 n'apparaît pas excessivement protectrice puisque qu'elle a été développée directement à partir de données recueillies dans la population en général, sans qu'aucun facteur de sécurité ne soit pris en compte.

L'estimation de l'exposition au cadmium via l'ingestion de légumes cultivés dans un potager contaminé au niveau du critère B constituerait cependant la source d'incertitude la plus importante associée à notre évaluation. En effet, l'ingestion de tels légumes est la principale source d'exposition au cadmium, et par conséquent du dépassement de la valeur de l'indice de risque de 1,0 recommandé par le MSSS, 2002. Pour estimer l'exposition au cadmium en provenance de l'ingestion des légumes du potager, nous avons retenu les facteurs de bioconcentration sol-plante (BCF_{sp}) qui nous apparaissaient les plus adéquats à partir d'une revue de la littérature, mais qui ne sont pas validés spécifiquement pour notre étude (voir annexe 6). L'évaluation du CCME, 1999 visant à établir des recommandations quant à la qualité des sols a également considéré que l'exposition via l'ingestion de légumes du potager était une source d'exposition très significative. En effet, la recommandation de 14 ppm proposée par cet organisme pour un usage résidentiel est réduite à 1,4 ppm lorsqu'on tient compte du fait que les résidants consomment les produits de leur potager. Selon cet organisme, la concentration maximale de cadmium recommandée dans les jardins est 10 fois plus faible que dans les sols à usage résidentiel non utilisés pour un potager.

4.3 CHROME

L'évaluation des critères B et C pour le *chrome total* a été réalisée à partir de deux scénarios. Le premier a considéré que toute la valeur du critère était sous forme de *chrome III* et le second a tenu compte que toute la valeur du critère était sous forme de *chrome VI*. Cette façon de faire est nécessaire puisque les impacts sur la santé sont différents selon le type de chrome.

Chrome III

Lorsqu'on considère que toute la valeur du critère (250 ppm pour B et 800 ppm pour C) est sous forme de *chrome III*, les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) ont été comparés à l'estimateur de risque de 1,5 mg/kg-j du U.S. EPA, 1998d. **Les indices de risque combiné totaux (bruit de fond + critère) sont tous inférieurs à la valeur maximale de 1,0 recommandée par le MSSS, 2002, tant pour le critère B que pour le critère C.**

Chrome VI

En considérant que toute la valeur du critère (250 ppm pour le critère B et 800 ppm pour le critère C) est sous forme de *chrome VI*, les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) ont été comparées à la dose de référence par ingestion de $3,0 \times 10^{-3}$ mg/kg-j du U.S. EPA, 1998c, et les doses d'exposition par *inhalation* ont été comparées à la dose de référence de $2,9 \times 10^{-5}$ mg/kg-j du U.S. EPA, 1998c et à l'estimateur de risque de cancer du U.S. EPA, 1998c (dose de $2,3 \times 10^{-8}$ mg/kg-j associée à un risque de 1×10^{-6}). **Selon cette hypothèse, les risques totaux (bruit de fond + critères) associés à l'exposition combinée (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) et à l'inhalation pour des effets autres que le cancer demeurent inférieurs à la valeur maximale de 1,0 recommandée par le MSSS, 2002, tant pour le critère B que pour le critère C. Toutefois, l'exposition par *inhalation* due à une contamination par 250 et 800 ppm de *chrome VI* dans le sol entraînerait un risque d'excès de cancer de $50,4 \times 10^{-6}$ et de 136×10^{-6} pour les critères B et C, respectivement, alors que celui associé au bruit de fond est de 13×10^{-6} .** Pour que les risques cancérigènes associés aux critères demeurent inférieurs au niveau d'un excès de cancer par 1 000 000 recommandé par les lignes directrices du MSSS, 2002, il faudrait que la concentration de chrome VI dans les sols résidentiels et commerciaux/industriels soient de 9 et 10 mg/kg, respectivement.

L'étude de base qui a été utilisée pour développer l'estimateur de risque cancérigène par le U.S. EPA a été menée chez les travailleurs d'une usine de chromates. L'utilisation de la relation entre l'exposition importante des travailleurs au *chrome VI* et le cancer du poumon pour estimer le risque de cancer dans la population en général comporte certaines limitations. En effet, si la relation entre le cancer du poumon chez ces travailleurs et l'exposition au *chrome total* est claire, elle l'est moins lorsqu'on tient compte de la spéciation en *chrome VI*. Toutefois, on sait que la mortalité due au cancer du poumon a déjà été observée lors d'autres études chez des travailleurs exposés au *chrome VI*. Contrairement à Santé Canada, le U.S. EPA, 1998c n'a pas fait de correction pour adapter son estimateur de risque spécifiquement aux concentrations de *chrome VI*. Cet organisme estime que même si cela a pu conduire à une sous-estimation du risque, d'autres éléments ont pu conduire à sur-estimer le risque (utilisation des données d'exposition de 1949 qui ont sous-estimé l'exposition des travailleurs et le fait d'avoir assumé que les habitudes tabagiques des travailleurs étaient les mêmes que celles de la population en général, ce qui n'est généralement pas le cas).

Le risque d'excès de cancer pour le scénario résidentiel du *chrome VI* provient entièrement de l'estimation de l'inhalation de particules remises en suspension à partir du sol contaminé au niveau du critère B, dans l'air extérieur et dans l'air intérieur. L'approche retenue, qui consiste à considérer une concentration additionnelle de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de particules dans l'air due au sol a pu entraîner une certaine surestimation de l'exposition (sur le territoire de la Ville de Montréal, les concentrations moyennes annuelles de particules varient de 20 à $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les particules totales et sont moins de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les particules respirables (CUM, 2000)), quoique cette incertitude est difficile à quantifier. Toutefois, même si une concentration de particules dans l'air plus faible était utilisée, compte tenu des niveaux de risque cancérigène importants qui ont été estimés ($50,4 \times 10^{-6}$ et 136×10^{-6} pour les critères B et C, respectivement), ceux-ci demeureraient encore relativement élevés. Il faut également souligner que le risque de cancer par *inhalation* associé aux critères B et C est passablement plus élevé que celui lié au bruit de fond (13×10^{-6})¹⁹.

Actuellement, les critères de chrome sont établis en termes de *chrome total* et à notre connaissance, il est rare que la spéciation du chrome soit faite. Or, la proportion de *chrome VI* par rapport au *chrome total* peut varier grandement selon le type d'activités industrielles qui ont eu lieu dans le passé sur un terrain contaminé. **Comme la toxicité du *chrome III* et celle du *chrome VI* sont très différentes, la spéciation du chrome nous apparaît un facteur important d'un point de vue toxicologique, et possiblement un élément à prendre en considération lors de l'application des critères B et C de chrome.**

4.4 CUIVRE

Le cuivre est un élément essentiel à l'humain, mais il peut être toxique lorsque les doses d'exposition au cuivre sont trop importantes. Des effets néfastes ont été observés lors d'intoxication via l'eau potable ou d'ingestion excessive de suppléments alimentaires, ainsi que chez des personnes atteintes de certaines maladies (p. ex. la maladie de Wilson).

Peu d'organismes ont établi d'estimateurs de risque car, s'il est assez aisé d'établir les apports nutritionnels nécessaires, il est beaucoup plus difficile de déterminer à partir de quelles doses, le cuivre peut présenter des risques à la santé humaine. À partir des différentes recommandations du National Academy of Sciences, de Santé et Bien-être social Canada et de l'Organisation mondiale de la santé, **la valeur de $0,1 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$ a été retenue comme valeur de référence pour le cuivre.** Cette valeur est très protectrice puisqu'elle constitue la limite supérieure des apports recommandés pour le maintien d'une bonne santé. Le cuivre n'étant pas reconnu comme une substance cancérigène, aucun risque cancérigène n'a été considéré.

Pour ce qui est des effets autres que le cancer attribuables au cuivre, les *indices de risque combiné* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) totaux (bruit de fond + **critère B**) varient de **0,5 à 0,9**, l'exposition attribuable uniquement au critère B contribuant à 5-32 % de l'exposition totale. L'*indice de risque combiné* total (bruit de fond + **critère C**) pour le travailleur le plus exposé est de **0,4**, le critère C ne contribuant qu'à 0,1 % du risque total.

¹⁹ L'estimation des risques cancérigènes associés au bruit de fond est probablement aussi surestimée. En effet, nous avons assumé que la proportion de *chrome VI* dans l'air extérieur et intérieur était de 20 % à partir de données mesurées dans des zones contaminées, alors que d'autres auteurs ont mesuré des proportions de *chrome VI* dans l'air ambiant et intérieur plus faibles (de 3 % à 8 %, et de 15 %). En utilisant ces proportions, le risque de cancer associé à l'inhalation de *chrome VI* du bruit de fond serait alors de $1,70 \times 10^{-6}$ à $4,52 \times 10^{-6}$, et de $8,5 \times 10^{-6}$, respectivement. Aussi, en comparaison, le risque de cancer relié à l'inhalation de *chrome VI* en provenance de sols contaminés au niveau du critère B et du critère C pourrait être jusqu'à 30 à 80 fois plus important que le risque associé au bruit de fond ($1,70 \times 10^{-6}$).

Malgré l'utilisation d'une valeur de référence très conservatrice de 0,1 mg/kg-j, les risques associés aux critères B et C sont inférieurs aux recommandations du MSSS, 2002.

4.5 MERCURE

Pour valider les critères B et C du mercure, deux scénarios ont été retenus. Le premier considère que la contamination des sols au niveau des critères se fait uniquement en mercure élémentaire, et les doses d'exposition combinée (exposition par ingestion, par inhalation et par contact cutané par rapport à l'inhalation), tant au niveau du bruit de fond qu'au niveau des critères B et C, ont été comparées à la valeur de référence par inhalation de $0,9 \times 10^{-4}$ mg/kg-j du U.S. EPA, 1995b. Le deuxième scénario tient compte d'une contamination des sols sous forme de mercure inorganique et les doses d'exposition combinée (exposition par ingestion, par inhalation et par contact cutané par rapport à l'ingestion) ont été comparées à la dose de référence par ingestion de $3,0 \times 10^{-4}$ mg/kg-j du U.S. EPA, 1995a. Un scénario de contamination environnemental en mercure organique n'a pas été retenu puisqu'il nous apparaît peu probable. De plus, en raison d'un manque de données quantitatives, les transformations d'une forme de mercure à une autre (p. ex. $\text{Hg}_0 \rightarrow \text{Hg(II)}$) n'ont pas été prises en considération.

Mercure élémentaire

Lorsqu'on considère une contamination des sols par du mercure élémentaire, **les indices de risque totaux (bruit de fond + critère) sont inférieurs à la valeur maximale de 1,0 recommandée par le MSSS, 2002, tant pour le critère B (0,3 à 0,6) que pour le critère C (0,7)**. Il faut souligner que l'intrusion de vapeurs de mercure élémentaire à travers les fondations des édifices n'a pas été prise en compte puisque le modèle utilisé simulait des concentrations dans l'air intérieur qui nous apparaissaient invraisemblablement trop élevées. Toutefois, à partir de mesures effectuées dans l'air intérieur d'une résidence construite sur des remblais fortement contaminés par le mercure élémentaire (madame Danielle Richoz, CEAEQ, communication personnelle), nous ne croyons pas que cette exposition pourrait être significativement importante.

Mercure inorganique

Lorsqu'on considère une contamination des sols par du mercure inorganique, **les indices de risque totaux (bruit de fond + critère) sont également inférieurs à la valeur maximale de 1,0 recommandée par le MSSS, 2002, tant pour le critère B (0,3 à 0,7) que pour le critère C (0,3)**.

4.6 NICKEL

Le nickel peut se retrouver sous différentes formes chimiques dans l'environnement. Plusieurs estimateurs de risque ont été proposés par les organismes de santé en fonction de la spéciation de ce métal. Parmi tous les estimateurs disponibles, la dose de référence par ingestion pour les *sels solubles de nickel* de $20,0 \times 10^{-3}$ mg/kg-j recommandée par le U.S. EPA, 1996b a été retenue. Dans l'air ambiant, puisque les *sulfures*, les *oxydes* et les *sels solubles* de nickel sont tous trois présents à des proportions variables (Ontario Ministry of the Environment, 2002), la dose de référence par inhalation établie par Santé Canada, 1996b pour les *oxydes de nickel* ($5,7 \times 10^{-6}$ mg/kg-j) a été retenue. Enfin, le risque cancérogène que le nickel peut présenter par *inhalation* a également été considéré, et la dose de $1,20 \times 10^{-6}$ mg/kg-j (pour un risque de 1×10^{-6}) du U.S. EPA, 1991b établie pour les *poussières d'affinerie* a été retenue.

Les critères génériques de la *Politique* concernent le nickel total. Il est rare que le type de nickel soit déterminé lors de la caractérisation des sols ou des différents milieux environnementaux. De façon conservatrice, il a été assumé que 100 % du nickel en provenance du bruit de fond et de l'exposition associée aux critères était sous la forme pour laquelle l'estimateur de risque retenu a été élaboré. Ainsi, pour les risques à la santé autres que le cancer, toute l'exposition au nickel par ingestion et par contact cutané (évaluée ensemble en raison des effets systémiques de l'exposition par ingestion) serait sous forme de *sels solubles* et toute l'exposition par inhalation (évaluée seule puisque les effets critiques sont locaux) serait sous forme d'*oxydes de nickel*. Pour estimer les risques d'excès de cancer, toute l'exposition par inhalation (le cancer associé au nickel est celui du poumon) serait sous forme de *poussières d'affinerie*.

Critère B

Les *indices de risque combiné* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) et les indices de risque par *inhalation* totaux (bruit de fond + critère) sont **inférieurs à 1,0** pour toutes les classes d'âge (*indice de risque combiné* total variant de 0,2 à 0,7 pour l'ingestion et le contact cutané, et de 0,2 à 0,5 pour l'inhalation). L'exposition associée au critère B contribue à environ 15 % de l'*exposition combinée* totale et à 26 % de l'exposition totale par *inhalation*.

Les risques d'excès de cancer associés au bruit de fond ($0,9 \times 10^{-6}$) et au critère B ($0,3 \times 10^{-6}$) sont **inférieurs à 1 cas sur 1 million**. Le risque cancérigène associé à des sols contaminés au niveau du critère B représente 35 % du niveau de risque lié au bruit de fond.

Critère C

L'*indice de risque combiné* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) et l'indice de risque par *inhalation* totaux (bruit de fond + critère) sont de **0,3 et de 0,6**, respectivement, chez le travailleur le plus exposé. Les risques associés au critère C représentent 1 % et 75 % du risque lié au bruit de fond pour l'ingestion et le contact cutané et pour l'inhalation, respectivement. Quant aux effets cancérigènes, le risque associé au critère C est de $1,6 \times 10^{-6}$ (**1,6 cas sur 1 million**), ce qui représente un risque 1,8 fois plus important que celui associé au bruit de fond.

Tous les risques associés au critère B sont inférieurs aux niveaux maximums recommandés par les lignes directrices du MSSS, 2002. Ceux associés au critère C également, sauf le risque de cancer qui est légèrement supérieur à la valeur de 1 excès sur 1 million.

Plusieurs étapes de l'évaluation du risque associé au nickel ont introduit une certaine surestimation du risque cancérigène. Ainsi, au niveau des études épidémiologiques qui ont été utilisées pour l'établissement de l'estimateur de risque cancérigène, l'exposition due au tabagisme n'a pas été prise en compte chez les travailleurs, de même que leur exposition à d'autres composés chimiques reconnus cancérigènes. Lors de l'estimation de l'exposition du travailleur, l'approche retenue pour estimer l'exposition par inhalation associée au critère C consiste à considérer une concentration additionnelle de particules dans l'air due au sol de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, dont 50 % provient de la remise en suspension de particules du sol. Or, les concentrations moyennes annuelles de particules mesurées dans l'air ambiant sur le territoire de la Ville de Montréal (qui comprend des zones industrielles) sont moins de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de particules respirables (CUM, 2000). Enfin, le fait d'avoir considéré que tout le nickel associé au critère C était sous forme de poussières d'affinerie constitue probablement la plus importante source de surestimation du risque cancérigène chez le travailleur compte tenu de la toxicité relative des formes de nickel des poussières d'affinerie comparativement aux formes de nickel généralement rencontrées dans l'environnement.

4.7 PLOMB

L'exposition au plomb estimée à partir des scénarios résidentiel et commercial/industriel a été comparée à la valeur de référence par ingestion de $3,6 \times 10^{-3}$ mg/kg-j proposée par l'Organisation mondiale de la santé (Organisation mondiale de la santé, 1993; World Health Organization, 2000). Aucune valeur n'est proposée par le U.S. EPA, 1993b car cet organisme considère que les conséquences de l'exposition au plomb, particulièrement les changements de la concentration sanguine de certaines enzymes et les atteintes au développement neurologique des enfants, peuvent survenir à des niveaux tellement bas qu'il est impossible de déterminer un seuil d'effet. Bien que certaines études animales aient mis en évidence une augmentation significative de l'incidence de tumeurs rénales, aucun des organismes consultés n'a proposé d'estimateurs de risque de cancer pour le plomb.

Critère B

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) associées au bruit de fond seulement ne dépassent pas la valeur de référence retenue (indices de risque variant de 0,2 à 0,7). Les *indices de risque combiné* totaux (bruit de fond + critère) du scénario résidentiel varient **de 0,9 à 3,7**, toutes les classes d'âge dépassant la valeur de 1,0, sauf celle des 0-6 mois. À titre d'information, en considérant un critère B de 200 mg/kg de plomb, les *indices de risque combiné* totaux (bruit de fond + critère B) seraient compris entre 0,4 et 1,0 pour toutes les classes d'âge sauf pour les enfants de 6 mois-4 ans (IRC = 1,8). En considérant le critère de 140 mg/kg du CCME, les indices de risque seraient compris entre 0,4 et 0,8 pour toutes les classes d'âge sauf pour les enfants de 6 mois-4 ans (IRC = 1,4).

L'ingestion de fruits et de légumes issus du potager constitue la principale source d'exposition au plomb. L'exposition due au critère B seulement est environ 4 à 6 fois plus élevée que celle due au bruit de fond. Si cette source d'exposition n'est pas prise en compte, les *indices de risque combiné* totaux seraient compris entre 0,02 et 0,6 pour toutes les classes d'âge.

Critère C

Les *indices de risque combiné* totaux (bruit de fond + critère) du scénario commercial/industriel sont **inférieurs à la valeur de 1,0** (indice de risque de 0,2).

Depuis 2 ou 3 décennies, des efforts considérables ont été consacrés afin de réduire les sources d'exposition au plomb de la population québécoise. En effet, compte tenu de la toxicité du plomb, en particulier chez les jeunes enfants, les différents gouvernements ont réglementé la présence de plomb dans tous les milieux (eau, air, aliments, produits de consommation tels l'essence, la peinture, etc.). Ces efforts ont permis de réduire graduellement l'exposition moyenne au plomb des Québécois et par conséquent, leur niveau de plombémie. La valeur de la dose de référence retenue reflète cette préoccupation car la recommandation de $3,6 \times 10^{-3}$ mg/kg-j proposée par l'Organisation mondiale de la santé correspond sensiblement au niveau moyen de plombémie de la population québécoise en général.

Dans le scénario résidentiel réalisé ici, la dose d'exposition associée au critère B seulement est 4 à 6 fois plus importante que celle associée au bruit de fond, et essentiellement en raison de l'ingestion de légumes cultivés dans un potager contaminé au niveau du critère B. La concentration de plomb dans ces végétaux a été estimée à l'aide de facteurs de bioconcentration sol-plante (BCFsp) « moyens » retenus parmi les différents BCFsp recensés dans la littérature. Or le choix de BCFsp comporte une

grande part d'incertitude en raison de la variabilité expérimentale (type de contamination ajoutée au sol, niveau de contamination du sol, type de végétaux considérés, etc.). Les BCFsp retenus sont des valeurs moyennes qui, au vu des données disponibles dans la littérature, nous apparaissent les plus adéquates. Mais même en retenant les BCFsp les plus faibles parmi la compilation réalisée, les doses d'exposition totales (bruit de fond + critère B) dépasseraient encore la dose de référence du plomb par ingestion pour quelques groupes d'âge.

4.8 ZINC

Le zinc est un élément essentiel, et les apports nutritionnels recommandés sont de 0,3 mg/kg-j pour les bébés et environ de 0,2 mg/kg-j pour les autres tranches d'âge selon le Panel of micronutrients et coll., 2002, et de 0,3 mg/kg-j pour les adultes selon World Health Organization, 1982. Parmi les différentes valeurs de référence disponibles, nous avons retenu la PMTDI de 1,0 mg/kg-j du World Health Organization, 1982.

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) bruit de fond que nous avons estimées sont semblables à celles de Mitchell, 1994 pour les Canadiens et sont inférieures à la PMTDI (1,0 mg/kg-j) pour toutes les classes d'âge. Les *indices de risque combiné* totaux (bruit de fond + **critère B**) chez la population varient de 0,3 et 0,9 selon l'âge. L'*indice de risque combiné* total (bruit de fond + **critère C**) chez les travailleurs est de 0,3. **Les risques associés aux critères génériques du zinc respectent donc les recommandations du MSSS, 2002.**

4.9 COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILES

Les critères B et C de quatre composés organiques volatiles ont été évalués : benzène, toluène, éthylbenzène et xylène. Ces substances s'évaporent facilement à la température ambiante, et elles constituent une source d'exposition par inhalation non négligeable. Le modèle de Johnson-Ettinger a été utilisé pour estimer les concentrations de ces composés dans l'air intérieur (voir l'annexe 4 pour les détails). Or les concentrations estimées à l'aide de ce modèle nous apparaissent relativement élevées compte tenu du faible niveau de contamination des sols et en comparaison avec les concentrations mesurées en bruit de fond dans l'air intérieur. Pour le scénario industriel, contrairement aux métaux, ce sont donc les travailleurs du scénario « intérieur » qui sont les plus exposés.

En raison de leur faible coefficient de partage octanol:eau, les composés organiques volatiles ont une faible solubilité dans les graisses et un faible potentiel de bioaccumulation dans l'organisme, contrairement aux composés organochlorés. Toutefois, lors de l'évaluation de l'exposition associée aux critères B, la voie d'exposition par le lait maternel chez les tout-petits apparaît très importante, car nous n'avons pas considéré la demi-vie de ces substances dans l'organisme de la mère et dans le lait maternel. Les indices de risque ne sont cependant pas influencés par cette voie d'exposition spécifique, sauf pour le benzène où les résultats sont discutés en tenant compte de cette surestimation.

4.9.1 Benzène

Le benzène est une substance très volatile qui se retrouve en très faible concentration dans les sols (bruit de fond : 0,00005 ppm). Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'inhalation) ont été comparées avec l'intervalle d'estimateurs de risque cancérigène par inhalation proposés par le U.S. EPA, 2000b ($0,04 \times 10^{-3}$ à $0,13 \times 10^{-3}$ mg/kg-j associés à un risque d'excès de cancer de 10^{-6}).

Critère B

La *dose d'exposition combinée* au benzène sur toute une vie attribuable au critère B est de $3,3 \times 10^{-3}$ mg/kg-j comparativement à celle associée au bruit de fond qui est de $2,4 \times 10^{-3}$ mg/kg-j. L'inhalation constitue la voie d'exposition majeure au benzène. Le risque d'excès de cancer associé au critère B varie de 25×10^{-6} à 90×10^{-6} et celui lié au bruit de fond varierait de 18×10^{-5} à 64×10^{-5} sur toute la vie. Le critère B représente 140 % du risque attribuable à la présence de benzène dans le bruit de fond. L'inhalation de vapeurs intérieures associée au critère B représente plus de 90 % de la dose d'exposition totale (inhalation + ingestion + contact cutané) liée au critère B. Ces excès de risque sont supérieurs à la recommandation du MSSS, 2002 (1 excès de cancer par 1 000 000 d'individus).

Critère C

La *dose d'exposition combinée* au benzène sur toute une vie associée au critère C est de $1,1 \times 10^{-3}$ mg/kg-j pour le travailleur le plus exposé. L'inhalation de benzène dans l'air constitue la principale source d'exposition des travailleurs (plus de 95 %), l'ingestion et le contact cutané étant des sources marginales. Le risque d'excès de cancer varie de $8,3 \times 10^{-6}$ à $29,4 \times 10^{-6}$ pour le travailleur le plus exposé. Cette plage de risque représente 46 % du risque lié au bruit de fond.

Tous les niveaux de risque estimés sont supérieurs à la valeur maximale de 1×10^{-6} recommandée par le MSSS, 2002, que ce soit celui lié au niveau du bruit de fond ou ceux associés aux critères B et C.

Plusieurs incertitudes demeurent quant à la relation exposition - risque cancérigène du benzène à des niveaux d'exposition très faibles comme ceux du bruit de fond ou ceux estimés dans les scénarios B et C : utilisation pour la population en général des résultats d'études menées chez des travailleurs très exposés au benzène ainsi qu'à d'autres substances chimiques, utilisation de modèles d'extrapolation linéaires des risques à fortes doses pour des niveaux d'exposition très faibles²⁰, etc.

Il existe également des incertitudes au niveau de l'estimation de l'exposition, et deux sources d'exposition contribuent certainement à une surestimation de l'exposition. D'abord, les concentrations de benzène dans l'air intérieur estimées à l'aide du modèle de Johnson-Ettinger (voir l'annexe 4 pour les détails) apparaissent relativement élevées compte tenu du niveau de contamination des sols et en comparaison avec les concentrations de benzène mesurées en bruit de fond (concentrations dans l'air intérieur : bruit de fond = $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$; critère B = $12,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ par l'intrusion des vapeurs dans la maison; critère C = $5,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ par l'intrusion de vapeurs dans l'usine). Même si les estimations des concentrations dans l'air intérieur apparaissent trop élevées et qu'elles conduisent principalement aux niveaux de risque cancérigène estimés, il nous est impossible de fournir, avec les outils actuels, une autre estimation plus réaliste. Cette source d'incertitude est de loin la plus importante puisque plus de 90 % de la dose d'exposition associée au critère B provient de l'inhalation de vapeurs intérieures. De plus, nous n'avons pas tenu compte de la dégradation du benzène dans l'organisme de la mère et dans le lait maternel, et dans ce sens, l'ingestion de benzène via le lait maternel a été certainement surestimée.

²⁰ Des études menées subséquentement auprès de travailleurs moins exposés (d'usines de substances chimiques et de pétrolières) n'ont pas démontré des niveaux de risque de l'ordre de ceux observés dans les cohortes de travailleurs de l'industrie du caoutchouc.

4.9.2 Toluène

Le toluène est une substance qui se retrouve en très faibles concentrations dans les sols (bruit de fond : 0,00092 ppm). Les doses par *inhalation* et les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) ont été comparées aux valeurs de référence pour les effets autres que le cancer de $11,4 \times 10^{-2}$ et $20,0 \times 10^{-2}$ mg/kg-j proposées pour l'inhalation par le U.S. EPA, 1992 cité par le U.S. EPA, 1994c et pour l'ingestion par le U.S. EPA, 1994c, respectivement.

Critère B

Les doses d'exposition totales (bruit de fond + critère) par *inhalation* varient de $1,8 \times 10^{-2}$ à $4,4 \times 10^{-2}$ mg/kg-j selon l'âge, ce qui correspond à des indices de risque de **0,2 à 0,4**. Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion et par contact cutané par rapport à l'ingestion) sont de $0,6 \times 10^{-2}$ à $2,3 \times 10^{-2}$ mg/kg-j selon l'âge, ce qui correspond à des indices de risque de **0,03 à 0,1**. Le critère B contribue à 53 % de l'exposition totale par *inhalation* et à 2 % et moins de l'exposition totale par *ingestion et contact cutané*. Tous ces indices sont inférieurs à 1,0.

Critère C

La dose d'exposition totale (bruit de fond + critère) par *inhalation* est de $1,3 \times 10^{-2}$ mg/kg-j chez le travailleur le plus exposé, ce qui correspond à un indice de risque total de **0,1**. L'exposition due au critère C représente 36 % de l'exposition totale. La *dose d'exposition combinée* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) est de $0,6 \times 10^{-2}$ mg/kg-j pour le travailleur le plus exposé, et l'*indice de risque combiné* correspondant est de **0,03**. L'exposition combinée due au critère C représente environ 0,1 % de l'exposition totale. Tous ces indices de risque des scénarios commerciaux/industriels sont plus faibles que la valeur de 1,0.

À notre avis, la principale incertitude rattachée à l'estimation de l'exposition est reliée à une surestimation possible de l'exposition par inhalation de toluène dans l'air intérieur à cause du modèle Johnson-Ettinger. Le fait de ne pas avoir considéré la demi-vie du toluène dans l'organisme de la mère et dans le lait maternel a également contribué à une surestimation de l'exposition au toluène. Malgré ces surestimations, **tous les scénarios réalisés permettent de conclure que les risques associés au critère B et au critère C du toluène ne dépassent pas la valeur maximale de 1,0 recommandée du MSSS, 2002.**

4.9.3 Ethylbenzène

L'éthylbenzène est une substance qui se retrouve en très faible concentration dans les sols (bruit de fond : 0,0004 ppm). Les doses d'exposition par *inhalation* et les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) ont été comparées aux valeurs de référence pour des effets autres que le cancer de 285×10^{-3} mg/kg-j et de 100×10^{-3} mg/kg-j proposées par le U.S. EPA, 1991a pour l'inhalation et l'ingestion, respectivement.

Critère B

Les doses d'exposition par *inhalation* totales (bruit de fond + critère) varient de $14,7 \times 10^{-3}$ à $35,0 \times 10^{-3}$ mg/kg-j selon l'âge, ce qui correspond à des indices de risque de **0,05 à 0,1**. Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion et par contact cutané par rapport à l'ingestion) sont de $1,3 \times 10^{-3}$ à $30,2 \times 10^{-3}$ mg/kg-j selon l'âge, ce qui correspond à des indices de risque de **0,01 à 0,3**. Le critère B contribue à 88 % de l'exposition totale par *inhalation* et à 1-87 % de l'exposition totale par *ingestion et contact cutané*. Tous ces indices sont inférieurs à 1,0.

Critère C

La dose d'exposition par *inhalation* totale (bruit de fond + critère) est de $8,1 \times 10^{-3}$ mg/kg-j pour le travailleur le plus exposé, ce qui correspond à un indice de risque total de **0,03**. L'exposition due au critère C représente 79 % de l'exposition totale. La *dose d'exposition combinée* (exposition par ingestion et par contact cutané par rapport à l'ingestion) est de $1,2 \times 10^{-3}$ mg/kg-j chez le travailleur le plus exposé, et l'*indice de risque combiné* est de **0,01**. L'exposition combinée due au critère C représente 1 % de l'exposition totale. Tous ces indices de risque des scénarios commerciaux/industriels sont plus faibles que la valeur de 1,0.

La principale incertitude rattachée à l'estimation de l'exposition est reliée à une surestimation possible de l'exposition par inhalation d'éthylbenzène dans l'air intérieur à cause du modèle Johnson-Ettinger. Le fait de ne pas avoir considéré la demi-vie du toluène dans l'organisme de la mère et dans le lait maternel contribue également à une surestimation de l'exposition à l'éthylbenzène. Malgré ces surestimations, **tous les scénarios réalisés permettent de conclure que les risques associés au critère B et au critère C de l'éthylbenzène ne dépassent pas les recommandations du MSSS, 2002.**

4.9.4 Xylène

Le xylène est une substance qui se retrouve en très faible concentration dans les sols (bruit de fond : 0,0008 ppm). Les doses d'exposition par *inhalation* et les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) ont été comparées aux valeurs de référence pour les effets autres que le cancer de **$70,0 \times 10^{-2}$** et de **$2,85 \times 10^{-2}$ mg/kg-j** proposées par le U.S. EPA, 2000 cité par U.S. EPA, 2002 pour l'inhalation et l'ingestion, respectivement.

Critère B

Les doses d'exposition par *inhalation* totales (bruit de fond + critère) varient de $1,4 \times 10^{-2}$ à $3,4 \times 10^{-2}$ mg/kg-j selon l'âge. Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) sont de $1,9 \times 10^{-2}$ à $4,2 \times 10^{-2}$ mg/kg-j ($3,5 \times 10^{-2}$ mg/kg-j pour les 0-6 mois allaités) selon l'âge. Le critère B contribue à 62 % de l'exposition totale pour l'*inhalation*, et à 1 % et moins (16 % chez les 0-6 mois allaités) de l'exposition totale pour l'ingestion et le contact cutané. **Les indices de risque sont tous inférieurs à 1,0, sauf un léger dépassement pour l'inhalation des 0-4 ans (1,2).**

Critère C

La dose d'exposition totale (bruit de fond + critère) est de $1,0 \times 10^{-2}$ mg/kg-j pour l'inhalation de xylène chez le travailleur le plus exposé, ce qui correspond à un indice de risque total de **0,3**. L'exposition par *inhalation* due au critère C représente 45 % de l'exposition totale. La *dose d'exposition combinée* (exposition par ingestion et contact par rapport à l'ingestion) est de $1,8 \times 10^{-2}$ mg/kg-j pour le travailleur le plus exposé, et l'*indice de risque combiné* correspond à **0,03**. L'exposition par ingestion et contact cutané due au critère C représente 0,1 % ou moins de l'exposition totale (bruit de fond + critère C). **Tous ces indices de risque des scénarios commerciaux/industriels sont plus faibles que la valeur de 1,0.**

Les scénarios réalisés permettent de conclure que les risques associés au critère B et au critère C du toluène ne dépassent pas les recommandations du MSSS, 2002. Seul le risque associé à l'inhalation de xylène chez les 0-4 ans du scénario résidentiel est légèrement supérieur à 1,0 (indice de risque de 1,2). La principale source d'exposition qui explique ce léger dépassement est

l'inhalation d'air intérieur qui s'infiltre à partir du sol. Toutefois, comme pour les autres composés organiques volatiles, nous croyons que l'utilisation du modèle Johnson-Ettinger surestime les concentrations dans l'air intérieur à la suite de l'infiltration des vapeurs dans la maison. En effet, les concentrations infiltrées ($41,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) apparaissent particulièrement élevées compte tenu du niveau de contamination des sols (5 ppm) et de la concentration mesurée dans l'air intérieur en bruit de fond ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

4.10 HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES

4.10.1 Substances évaluées et estimateurs de risque retenus

Les critères B et C de 16 HAP ont été évalués d'un point de vue toxicologique. Pour six HAP reconnus comme des substances produisant des effets autres que le cancer, les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion pour l'*acénaphène*, l'*anthracène*, le *fluoranthène*, le *fluorène* et le *pyrène*; exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion pour le *naphtalène*) totales (bruit de fond + critères B et C) ont été comparées avec les doses de référence par ingestion et la dose d'exposition par inhalation du *naphtalène* a été comparée avec la dose de référence par inhalation (tableau 11). Pour les autres HAP qui sont reconnus comme des substances cancérigènes (*benzo(a)anthracène*, *benzo(a)pyrène*, *benzo(b)fluoranthène*, *benzo(j)fluoranthène*, *benzo(k)fluoranthène*, *benzo(g,h,i)pérylène*, *chrysène*, *dibenzo(a,h)anthracène*, *indéno(1,2,3-cd)pyrène* et *phénanthrène*), les doses d'exposition (par ingestion et par inhalation²¹) bruit de fond ainsi que celles associées aux critères B et C de ces dix HAP ont été transformées en équivalents-BaP, et le risque de cancer a été estimé en utilisant les estimateurs de risque cancérigène par ingestion et par inhalation du *benzo(a)pyrène* proposés par le U.S. EPA, 1994b et le Gouvernement du Canada et coll., 1994, respectivement (tableau 11).

²¹ L'exposition par contact cutané n'a pas été retenue pour estimer les excès de risque de cancer, car les types de cancers qui sont à la base des études ayant servi à définir les pentes des relations dose-réponse de l'ingestion ou de l'inhalation ne semblaient pas compatibles avec une exposition aux HAP via le contact cutané.

Tableau 11. Critères B et C et valeurs de référence des HAP évalués

Nom du HAP	Critère		Dose de référence (mg/kg-j)		Estimateurs de risque cancérigène associé à un risque de 10 ⁻⁶ (mg/kg-j) ⁴		Équivalents -BaP ⁵
	B	C					
			Ingestion ²	Inhalation ³	Ingestion	Inhalation	
HAP non cancérigènes							
Acénaphthène	10	100	60 x 10 ⁻³				
Anthracène	10	100	300 x 10 ⁻³				
Fluoranthène	10	100	40 x 10 ⁻³				
Fluorène	10	100	40 x 10 ⁻³				
Naphtalène	5	50	20 x 10 ⁻³	0,9 x 10 ⁻³			
Pyrène	10	100	30 x 10 ⁻³				
HAP cancérigènes							
Benzo (a) anthracène	1	10					0,1
Benzo (a) pyrène	1	10			0,14 x 10 ⁻⁶	9,0 x 10 ⁻⁶	1,0
Benzo (b) fluoranthène ¹	1 ¹	10 ¹					0,1
Benzo (j) fluoranthène ¹	1 ¹	10 ¹					0,1
Benzo (k) fluoranthène ¹	1 ¹	10 ¹					0,1
Benzo (g,h,i) pérylène	1	10					0,01 ⁶
Chrysène	1	10					0,01
Dibenzo (a,h) anthracène	1	10					1,0 ⁷
Indéno (1,2,3-cd) pyrène	1	10					0,1
Phénanthrène	5	50					0,001 ⁶

¹ Valeur pour chacun des congénères. Dans le cas où les 3 congénères n'ont pas pu être séparés (benzo(b)-, benzo(j)- ou benzo(k)-fluoranthène), le critère s'applique à l'ensemble des congénères (benzo(b+j+k)fluoranthène) (Ministère de l'Environnement du Québec, 1998).

² Références : acénaphthène (U.S. EPA, 1989 cité par le U.S. EPA, 1993a), anthracène (U.S.EPA, 1989 cité par le U.S. EPA, 1993a), fluoranthène (U.S.EPA, 1988), fluorène (U.S.EPA, 1989 cité par le U.S. EPA, 1993a), naphtalène (BCL, 1980a cité par le U.S. EPA, 1998a) et pyrène (U.S. EPA, 1989 cité par le U.S. EPA, 1993a).

³ Référence : naphtalène (NTP, 1992a cité par le U.S. EPA, 1998a).

⁴ Références : par ingestion (U.S. EPA, 1994b) et par inhalation (Gouvernement du Canada et coll., 1994).

⁵ Référence : CalEPA, 1999.

⁶ Référence : Nisbet et LaGoy, 1992.

⁷ Référence : Nisbet et LaGoy, 1992, U.S. EPA, 1993d.

4.10.2 Évaluation des risques autres que le cancer

Les indices de risque dérivés à partir de la dose totale d'exposition (bruit de fond + critère) par toutes les voies combinées (sauf pour le *naphtalène*, où ingestion+cutané et inhalation ont été estimés séparément) sont tous inférieurs à 1,0 pour l'*acénaphthène*, l'*anthracène*, le *fluoranthène*, le *fluorène*, le *naphtalène* et le *pyrène*, lorsque la concentration de ces HAP dans le sol est égale au critère B ou C (tableau 12).

Par conséquent, les risques associés aux critères B (10 ppm) et C (100 ppm) de l'*acénaphthène*, l'*anthracène*, le *fluoranthène*, le *fluorène*, et le *pyrène*, et aux critères B (5 ppm) et C (50 ppm) pour le *naphtalène* sont inférieurs à la valeur maximale de 1,0 recommandée par le MSSS, 2002.

Tableau 12. Résumé des risques associés aux critères B et C des HAP non cancérigènes

HAP	Indices de risques autre que le cancer			
	Bruit de fond + B	Contribution de B au risque total	Bruit de fond + C	Contribution de C au risque total
Acénaphthène ¹	0,01 - 0,08 (0,2) ²	60 % à 97 % (99 %) ²	0,04	90 %
Anthracène ¹	0,0002 - 0,0005 (0,006) ²	53 % à 77 % (99 %) ²	0,0002	57 %
Fluoranthène ¹	0,003 - 0,008 (0,04) ²	14 % à 32 % (97 %) ²	0,005	19 %
Fluorène ¹	0,002 - 0,006 (0,04) ²	59 à 70 % (97 %) ²	0,002	62 %
Naphtalène				
• Ingestion ³	0,008 - 0,02 (0,06) ²	31 % à 54 % (90 %) ²	0,004	22 %
• Inhalation	0,2 - 0,5	73 % à 76 %	0,1	69 %
Pyrène ¹	0,006 - 0,013 (0,06) ²	11 % à 24 % (95 %) ²	0,007	23 %

¹ Exposition combinée (ingestion + inhalation + cutané) par rapport à l'ingestion.

² Enfant 0-6 mois allaité.

³ Exposition combinée (ingestion + cutané) par rapport à l'ingestion.

4.10.3 Évaluation des risques cancérigènes

Les risques d'excès de cancer estimés pour la dose d'exposition **bruit de fond** des dix HAP cancérigènes retenus (12×10^{-6} mg équivalents-BaP/kg-j) sont de **87×10^{-6} pour l'ingestion**, soit près de 1 excès de cancer pour 10 000 individus (tableau 13). Notre estimation de l'exposition bruit de fond est très semblable à d'autres estimations réalisées au Canada (Santé Canada, 1996a) et au Québec (Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996) sauf pour quatre HAP (*benzo(b)fluoranthène*, *benzo(k)fluoranthène*, *dibenzo(a,h)anthracène* et *indéno(1,2,3-cd)pyrène*) où les estimations reliées à l'ingestion du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996 apparaissent particulièrement élevées. L'exposition que nous avons estimée via l'ingestion d'aliments seulement, soit la principale source d'exposition, est très comparable avec celle d'une étude du niveau de contamination des aliments par les HAP menée aux Pays-Bas chez de jeunes adultes (de Vos et coll., 1990). Pour ce qui est de l'**inhalation** des dix HAP retenus, le risque d'excès de cancer associé à la dose d'exposition bruit de fond de $1,1 \times 10^{-6}$ mg équivalents-BaP /kg-j était de l'ordre de **$0,1 \times 10^{-6}$** .

Pour le **critère B**, la dose des dix HAP cancérigènes reçue par **ingestion** est de $1,7 \times 10^{-6}$ mg équivalents-BaP/kg-j, ce qui correspond à un **risque d'excès de cancer de 12×10^{-6}** , soit environ 1 excès de cancer pour 100 000 personnes. La dose des dix HAP cancérigènes reçue par **inhalation** est de $0,3 \times 10^{-6}$ mg équivalents-BaP/kg-j, ce qui correspond à un **risque d'excès de cancer de $0,04 \times 10^{-6}$** .

L'exposition associée à l'ingestion de sol contaminé au niveau du **critère C** par les dix HAP cancérigènes évalués ($1,9 \times 10^{-6}$ mg équivalents-BaP/kg-j) conduit à un risque d'excès de cancer de **14×10^{-6} par ingestion**. L'exposition associée à l'**inhalation** des dix HAP provenant du sol contaminé au niveau du critère C par les dix HAP cancérigènes évalués ($1,5 \times 10^{-6}$ mg équivalents-BaP/kg-j) conduit à un risque d'excès de cancer de **$0,2 \times 10^{-6}$** .

Le *benzo(a)pyrène* et le *dibenzo(a,h)anthracène* sont les deux HAP cancérigènes qui contribuent le plus au risque associé au mélange de HAP, et ce en raison du facteur d'équivalence-BaP retenu (1,0).

Tableau 13. Résumé des risques cancérigènes associés au bruit de fond, au critère B et au critère C des HAP

HAP	Risque d'excès de cancer pour 1 000 000 personnes ¹					
	Bruit de fond		Critère B		Critère C	
	Ingestion	Inhalation	Ingestion	Inhalation	Ingestion	Inhalation
Benzo(a)anthracène	6,4	0,009	0,78	0,002	0,6	0,007
Benzo(a)pyrène	43	0,058	5,1	0,023	5,5	0,090
Benzo(b)fluoranthène	1,4	0,020	0,5	0,002	0,6	0,009
Benzo(j)fluoranthène	n.d.	0,009	0,5	0,0009	0,6	0,008
Benzo(k)fluoranthène	1,1	0,006	0,5	0,0009	0,6	0,006
Benzo(g,h,i)pérylène	0,4	0,0006	0,04	0,003	0,06	n.e.
Chrysène	1,1	0,003	0,2	0,0006	0,06	0,008
Dibenzo(a,h)anthracène	32	0,012	4,2	0,006	5,5	0,033
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	1,6	0,006	0,4	n.e.	0,6	0,004
Phénanthrène	0,3	0,001	0,1	n.e.	0,03	n.e.
Total	87	0,125	12 (6,6²)	0,038	14	0,165

¹ Par rapport au risque cancérigène du benzo(a)pyrène par ingestion du U.S. EPA, 1994b et par inhalation du Gouvernement du Canada et coll., 1994.

² Si l'ingestion de produits du potager n'est pas comprise.
n.e. : non évalué.

On constate donc que :

1. Les indices de risque associé aux critères B et C des 6 HAP non cancérigènes évalués sont inférieurs à la recommandation du MSSS, 2002 (1,0),
2. Les risques cancérigènes associés aux critères B et C des 10 HAP cancérigènes évalués via l'inhalation sont inférieurs à la recommandation du MSSS, 2002 (1×10^{-6}),
3. Les risques cancérigènes associés aux critères B et C des 10 HAP cancérigènes évalués via l'ingestion, bien que supérieurs à la recommandation du MSSS, 2002 (1×10^{-6}), sont moins importants que ceux déjà attribuables au bruit de fond (principalement l'alimentation).

4.10.4 Sources d'incertitudes associées à l'estimation de l'exposition

4.10.4.1 Sources d'incertitudes associées aux estimateurs de risque

Les données relatives à la cancérogénicité des HAP obtenues chez l'homme ne sont disponibles que pour l'exposition à des mélanges de HAP (goudron de houille, brai de goudron de houille, suie, huiles minérales, huiles de schiste, fumée de tabac), ce qui explique pourquoi seuls ces mélanges sont classés comme cancérogènes pour l'humain par l'IARC (groupe 1). Les émanations de moteurs diesel ainsi que les créosotes sont des mélanges de HAP reconnus probablement cancérogènes pour l'humain (groupe 2A) par l'IARC²².

Pour estimer la cancérogénicité des dix HAP retenus dans les scénarios de cette étude, les estimateurs de risque cancérigène relatifs au *benzo(a)pyrène* ont été utilisés et un facteur d'équivalence a été appliqué aux autres HAP. Or, aucune donnée humaine n'a permis de conclure à la carcinogénicité du *benzo(a)pyrène*, notamment du fait que l'exposition humaine a toujours lieu avec des mélanges de HAP et non avec ce HAP de façon isolée. Des preuves de cancérogénicité du *benzo(a)pyrène* ont pu être mises en évidence chez l'animal seulement. Des résultats probants ont été obtenus chez au moins quatre espèces de rongeurs et plusieurs primates, suite à l'exposition par diverses voies

²² Évaluations de l'IARC disponibles sur <http://www.inchem.org>

d'administration incluant l'ingestion, l'inhalation, l'application cutanée, les instillations et injections diverses. Les tumeurs peuvent être observées localement (voies respiratoires supérieures, peau) et/ou à distance de l'endroit de l'administration.

Plusieurs auteurs ont mis en évidence que **l'exposition cutanée** aux HAP n'était pas négligeable, qu'il s'agisse de HAP présents dans l'air (en milieu de travail) ou dans des huiles. Vanrooij et coll., 1992 a estimé que l'exposition au *pyrène* par voie cutanée chez des travailleurs de fonderie était environ 3 fois plus importante que l'exposition par inhalation. Bien que les doses d'exposition aux HAP via le contact cutané aient été estimées, le risque cancérigène associé à cette voie n'a pas été considéré compte tenu que les types de cancers liés aux estimateurs de risque retenus sont très localisés en fonction de la voie d'exposition (cancers gastro-intestinaux via l'ingestion de HAP et tumeurs du tractus respiratoire via l'inhalation de HAP).

4.10.4.2 Incertitudes associées à l'estimation de la dose d'exposition

Une des sources d'incertitude non négligeable reliée aux estimations effectuées est associée au manque de données concernant le niveau de contamination **bruit de fond** des aliments. De façon générale, les concentrations moyennes de HAP mesurés dans des portions servies aux enfants de garderies de l'étude de Wilson et coll., 2001 ont été retenues. Toutefois, pour les viandes/œufs et/ou poissons/fruits de mer, soit les groupes d'aliments les plus contaminés en HAP, des concentrations parmi les plus importantes mesurées dans différentes études ont été appliquées à tous ces aliments.

Les sources d'exposition les plus importantes quant aux risques cancérigènes associés au **scénario résidentiel** (critère B) sont l'ingestion des aliments du potager. Or, la **contamination des fruits et des légumes cultivés dans des sols contaminés** au niveau du critère B comportent une grande part d'incertitude. En effet, selon le modèle que nous avons utilisé et qui considère essentiellement la contamination liée à l'absorption racinaire²³, la contamination des plantes apparaîtrait surestimée du fait que i) les concentrations obtenues dans les végétaux sont du même ordre de grandeur que celles mesurées dans les viandes cuites au barbecue (données disponibles pour le *benzo(a)pyrène*), ii) la littérature relate surtout que la contamination des végétaux par les HAP est liée davantage aux retombées atmosphériques qu'à la concentration dans le sol, et iii) nous n'avons pas tenu compte du métabolisme des HAP par les végétaux. La validation du modèle utilisé (relation de Briggs et coll., 1982) avait d'ailleurs montré que les facteurs de bioconcentration racinaire estimés pour les HAP conduisaient à des concentrations jusqu'à 5 fois plus élevées que celles mesurées sur le terrain (Polder et coll., 1995). En résumé, l'incertitude reliée à la dose d'exposition par ingestion de légumes du potager peut être importante. **Si l'on ne considère pas l'exposition par ingestion de fruits/légumes du potager, le risque d'excès de cancer par ingestion (de sol et poussières) serait environ 2 fois plus faible ($6,6 \times 10^{-6}$).**

Dans le même ordre d'idée, les doses estimées par rapport à **l'ingestion de lait maternel** apparaissent aussi très conservatrices. En effet, l'exposition d'un individu par cette voie ne dure que 6 mois sur une vie de 70 ans, mais cela contribue à une exposition aussi importante que l'ingestion d'aliments durant toute la vie. Cette exposition est très probablement surestimée du fait que i) les HAP sont métabolisés

²³ À l'annexe 6 du rapport principal, nous avons déjà discuté de la contamination des plantes via le transfert air-plante. La relation utilisée pour les autres composés organiques avait été rejetée pour les HAP car celle-ci conduisait à un niveau de contamination qui semblait beaucoup trop élevé (la concentration de *benzo(a)pyrène* due au transfert air-feuille conduisait à des concentrations semblables à celles mesurées dans un steak, ce qui paraît étonnant vue la faible volatilité des HAP et le niveau de contamination du sol (1 mg/kg pour le critère B du *benzo(a)pyrène*)). Une valeur expérimentale par défaut a alors été utilisée pour estimer la contamination par l'air.

relativement rapidement²⁴ et ne sont donc pas stockés à long terme dans les tissus gras de la mère (contrairement aux organochlorés par exemple) et *ii*) la demi-vie des HAP dans l'organisme de la mère et dans le lait n'a pas été considérée dans notre évaluation.

Par contre, les risques cancérogènes ont été évalués pour dix HAP et de **nombreux autres HAP** n'ont pas été pris en compte. Il faut souligner en particulier les dibenzopyrènes (*dibenzo(a,e)pyrène*, *dibenzo(a,h)pyrène*, *dibenzo(a,i)pyrène* et *dibenzo(a,l)pyrène*) qui sont classés 2B par l'IARC (mais qui n'ont pas été évalués par le U.S. EPA) et pour lesquels des facteurs d'équivalence-BaP de 1,0, 10, 10 et 10, respectivement, ont été attribués par CalEPA, 1999 (mais par aucun autre organisme). En raison d'un manque de données, en particulier au niveau du bruit de fond, les doses d'exposition associées aux critères B et C n'ont pas été estimées pour ces HAP. Or en utilisant des facteurs d'équivalence-BaP de CalEPA, 1999, il est clair que le risque cancérogène associés aux critères B et C, de même que ceux associés au bruit de fond, auraient été significativement plus importants.

4.11 BIPHÉNYLS POLYCHLORÉS (BPC)

Pour évaluer les risques associés aux BPC, il a été présumé que les congénères présents dans les sols étaient, dans une forte proportion, ceux contenant entre 4 et 6 atomes de chlore, soit ceux reconnus pour avoir un potentiel de toxicité élevé. C'est pourquoi les caractéristiques physico-chimiques de l'Aroclor 1254, dont 94 % des congénères contiennent 4 à 6 atomes de chlore, ont été utilisées pour estimer les concentrations de BPC dans l'environnement associées aux critères B et C. Les doses d'exposition ont été comparées à la valeur de référence de $2,0 \times 10^{-5}$ mg/kg-j proposée par le U.S. EPA, 1996a pour l'ingestion d'Aroclor 1254 et à l'estimateur de risque cancérogène du U.S. EPA, 1996c développé à partir de mélanges commerciaux de BPC.

Critère B

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) totales (bruit de fond + critère) associées aux BPC conduisent à un dépassement de la dose de référence par ingestion pour toutes les classes d'âge (indices de risque totaux variant de **1,5 à 6,3** (**113** chez les bébés allaités). L'exposition associée au critère B ne contribue toutefois que pour 2 à 7 % de l'exposition totale selon les classes d'âge, **les indices de risque dus au bruit de fond variant de 1,3 à 5,9** (**109** chez les bébés allaités). Les risques d'excès de cancer associés au bruit de fond (61×10^{-6}) et au critère B ($1,9 \times 10^{-6}$) sont supérieurs à 1 cas sur 1 million. Le risque cancérogène associé au critère B ne représente cependant que 3 % du niveau de risque lié au bruit de fond.

Critère C

L'*indice de risque combiné* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) total (bruit de fond + critère) est de **3,0** chez le travailleur le plus exposé. Le risque associé au critère C représente moins de 8 % de la dose totale. Le risque cancérogène lié au critère C est de $3,4 \times 10^{-6}$, soit un peu plus que le seuil de 1×10^{-6} recommandé dans les lignes directrices du MSSS, 2002. Le risque calculé pour le critère C est, par ailleurs, 18 fois plus faible que le risque associé au bruit de fond (61×10^{-6}).

²⁴ Aucune donnée n'a été trouvée dans la littérature de valeur concernant la demi-vie des HAP chez l'humain, mais selon Bouchard et Viau, 1996, la demi-vie du benzo(a)pyrène serait de l'ordre de 8 heures chez le rat, ce qui indique que 90 % du benzo(a)pyrène absorbé serait éliminé en 24 h.

Les risques d'excès de cancer et les risques à la santé autres que le cancer associés aux BPC dépassent les seuils fixés dans les lignes directrices du MSSS, 2002, tant pour le bruit de fond que pour les critères B et C. Toutefois les risques associés au bruit de fond sont particulièrement importants en comparaison avec les risques liés aux critères.

Différentes sources d'incertitude sont rattachées à l'évaluation des critères génériques des BPC. Ainsi, devant le manque de données concernant la contamination des milieux par les BPC, les caractéristiques physico-chimiques et les niveaux de contamination par l'Aroclor 1254 (mélange commercial qui contient les congénères de BPC les plus toxiques) ont été utilisés pour estimer les doses d'exposition bruit de fond et celles associées aux critères B et C pour les Québécois. Or, les congénères susceptibles de se retrouver dans un sol contaminé peuvent différer de façon importante par rapport à l'Aroclor 1254. Il est clair que plusieurs hypothèses et choix retenus dans cette évaluation tendent à surestimer les expositions aux BPC, et que, par conséquent, le risque réel est possiblement moins élevé qu'indiqué ici.

4.12 DIOXINES ET FURANNES

Les risques associés aux critères des dioxines/furannes dans les sols ont été évalués en considérant les principaux congénères de cette famille sous forme d'équivalence toxique par rapport à la 2,3,7,8-TCDD selon NATO/CCMS (1988) et de l'EPA (1989). Les doses d'exposition estimées selon les scénarios résidentiel et commercial/industriel ont été comparées à divers estimateurs de risque, tant pour les effets autres que le cancer que pour les effets cancérogènes.

Critère B

Pour ce qui est des *effets autres que le cancer* attribuables aux dioxines/furannes, **les doses d'exposition combinée** (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) **totales (bruit de fond + critère) conduisent à un dépassement** de la dose de référence par ingestion pour toutes les classes d'âge (indice de risque total de **2,4 à 19**) en considérant l'estimateur de risque le plus sévère de 1 pg EQT/kg-j de l'ATSDR, 1998²⁵. Les *risques d'excès de cancer* associés au bruit de fond ($2\,800 \times 10^{-6}$) et au critère B ($6,0 \times 10^{-6}$) sont **supérieurs à 1 cas sur 1 million** en considérant l'estimateur de risque le plus sévère du U.S. EPA, 2001a²⁶. Les risques non cancérogènes et cancérogènes associés au critère B représente moins de 1 % des risques liés à l'exposition totale et à l'exposition bruit de fond, respectivement.

Critère C

L'exposition combinée totale (bruit de fond + critère) engendre un indice de risque de 2,6 chez le travailleur le plus exposé et un **risque cancérogène combiné lié au critère C de 110×10^{-6}** ²⁷. L'exposition au critère C seul correspond à environ 5 % de l'exposition totale et bruit de fond.

²⁵ Si l'estimateur de risque de Santé Canada (10 pg/kg-jr) avait été utilisé, seuls les nouveau-nés auraient présenté un indice de risque supérieur à 1 (1,9).

²⁶ Avec l'ancien critère du U.S. EPA, 1994a, le risque dû au bruit de fond aurait encore **dépassé le risque de 1 sur 1 million**, mais pas celui dû au critère B. En utilisant l'estimateur de risque de Carrier, 1991, il aurait également conduit à **un dépassement du risque de 1 sur 1 million** pour le bruit de fond, mais le risque de cancer dû au critère B serait inférieur à 10^{-6} .

²⁷ Si l'estimateur de risque de Santé Canada (10 pg/kg-jr) avait été utilisé, le risque associé à l'exposition totale du travailleur le plus exposé serait inférieur à 1 (0,3). Les *risques cancérogènes combinés* reliés au critère C auraient également **dépassé le seuil de 1 sur 1 million** avec l'ancien critère du U.S. EPA, 1994a, mais pas avec l'estimateur de risque de Carrier, 1991.

Les risques associés aux dioxines/furannes sont beaucoup plus élevés que les seuils recommandés par le MSSS, 2002. Toutefois, les risques associés au bruit de fond sont beaucoup plus élevés que ceux associés aux critères.

Les estimations de l'exposition que nous avons réalisées à l'aide des outils numériques dans la présente étude nous apparaissent raisonnables. En effet, l'exposition bruit de fond estimée dans la présente étude (3 pg EQT/kg-j sur toute la durée de vie) est du même ordre de grandeur que celles estimées par Gilman et Newhook, 1991 (1 à 7,2 pg EQT/kg-j sur toute la durée de vie) et le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996 (2,4 pg EQT/kg-j sur toute la durée de vie), et un peu plus élevée que celles estimées par Gaétan Carrier (Université de Montréal, communication personnelle) et Jake Ryan (Santé Canada, communication personnelle) (1 pg EQT/kg-j sur toute la durée de vie).

L'estimateur de risque d'excès de cancer que nous avons retenu a été développé à partir d'une méta-analyse de trois cohortes majeures de travailleurs. Il est associé à une incertitude significative reliée à l'imprécision de l'exposition des travailleurs. Il est probable que l'exposition ait été sous-estimée, et par conséquent le risque surestimé, puisque les cancers observés n'ont été mis en relation qu'avec la 2,3,7,8-TCDD seule, alors que d'autres congénères des dioxines/furannes étaient aussi présents (U.S. EPA, 2000a). Cette incertitude porte à croire que le risque d'excès de cancer par ingestion de dioxines/furannes pourrait être surestimé. Ceci est d'autant plus vrai que les données sanitaires actuelles ne corroborent pas ce qu'un tel indicateur devrait donner en termes d'incidence de cancer, en tenant compte de l'exposition bruit de fond moyenne de la population en général.

Les dioxines/furannes constituent une famille de substances pour lesquelles des efforts considérables ont été consentis au cours des dernières années afin de réduire les sources d'émission dans les différents milieux. Ces efforts ont permis de réduire les niveaux d'exposition bruit de fond de la population qui, de l'avis des experts québécois, n'était pas négligeable il y a quelques années.

4.13 PENTACHLOROPHÉNOL

Critère B

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) totales (bruit de fond + critère) au pentachlorophénol (PCP) **ne conduisent pas à un dépassement de la dose de référence par ingestion** du U.S. EPA, 1993c ($3\,000 \times 10^{-5}$ mg/kg-j), et ce, peu importe la classe d'âge (indices de risque variant de 0,002 à 0,03)²⁸. L'exposition associée au critère B seulement contribue à plus de 70 % de l'exposition totale pour les nouveaux-nés nourris au sein, alors que pour les nourrissons alimentés au lait de formule et les autres classes d'âge, cette contribution est d'environ 15 %. **Les risques d'excès de cancer associé au bruit de fond ($7,3 \times 10^{-6}$) et au critère B ($1,9 \times 10^{-6}$) sont supérieurs à la recommandation du MSSS, 2002 (1×10^{-6})**, en considérant l'estimation de risque cancérigène du U.S. EPA, 1993c. Le risque cancérigène lié au critère B représente environ 25 % du risque associé au bruit de fond.

²⁸ La conclusion aurait été la même si nous avions utilisé l'estimateur de risque du U.S.EPA, 2000c, de 500×10^{-5} mg/kg-j actuellement en consultation.

Critère C

L'exposition combinée totale (bruit de fond + critère) correspond à un **indice de risque de 0,002 chez un travailleur « extérieur »**²⁸. L'exposition au critère C représente environ 9 % de l'exposition totale. Quant aux effets cancérogènes, **le risque lié au critère C est de $0,4 \times 10^{-6}$** pour le travailleur « extérieur », ce qui est inférieur à la recommandation du MSSS, 2002.

Seuls le risque cancérogène associé au critère B pour le PCP dépasse les recommandations du MSSS, 2002, et ce risque représente le quart du risque déjà présent au niveau du bruit de fond.

Comme tous les estimateurs établis à partir d'études animales, ceux du PCP comportent plusieurs limites et incertitudes. Dans ce cas-ci, il faut souligner que les risques estimés pour le PCP ne tiennent pas compte de la présence d'impuretés dans les mélanges commerciaux, dont les dioxines et furannes. Toutefois, dans le cas précis de sols contaminés, la présence de ces familles de substances chlorées serait documentée et les risques associés spécifiquement aux dioxines et furannes seraient évalués parallèlement à ceux du PCP.

5 CONCLUSION

Les critères B et C de 31 substances chimiques présentées dans la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (Ministère de l'Environnement du Québec, 1998) ont été validés d'un point de vue de santé humaine en utilisant la démarche et les orientations développées dans les lignes directrices du ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS, 2002). À partir de deux scénarios génériques, un scénario résidentiel et un scénario commercial/industriel, les doses d'exposition de la population en général ou celles des travailleurs à ces contaminants ont été comparées aux estimateurs de risque recommandés par des organismes de santé reconnus, tant pour les effets autres que le cancer que pour les effets cancérigènes.

Même si l'évaluation des risques toxicologiques peut sembler être une méthode précise et infaillible pour estimer les risques à la santé humaine, elle comporte cependant une large part d'incertitude que le décideur doit considérer lors de l'établissement de critères ou de normes.

Ces incertitudes sont associées aux différentes étapes de la démarche d'évaluation des risques. Pour valider les critères B et C dans la présente étude, nous avons utilisé des scénarios conservateurs, mais toutefois réalistes, des estimateurs de risque recommandés par des organismes de santé reconnus, et les niveaux de risque proposés par les lignes directrices du MSSS, 2002. Les scénarios retenus permettent d'estimer l'exposition « moyenne » de la population québécoise en général ou des travailleurs, mais en considérant des hypothèses conservatrices lorsque les données d'exposition précises faisaient défaut. Ainsi, comme les données nécessaires à l'estimation de l'exposition des individus ne sont pas toujours disponibles (contamination des différents milieux et taux d'exposition aux contaminants pour l'ensemble de la population), on doit utiliser des valeurs moyennes d'exposition qui ne représentent pas l'exposition de l'ensemble de la population. Il est important de souligner que ces scénarios ont été établis en tenant compte qu'il n'y a pas de mesures de mitigation des contaminants sur les sols (pelouse, asphalte, etc), conformément aux lignes directrices du MSSS, 2002. Les sols sont considérés « à nu », et les modèles utilisés pour estimer les concentrations dans l'air, l'eau et les poussières intérieures en tiennent compte. Cette façon de faire, très conservatrice, apparaît nécessaire puisque l'application des critères génériques B et C n'est soumise à aucun suivi de la pérennité de ces mesures de mitigation.

Les incertitudes reliées aux estimateurs de risque peuvent également être relativement importantes. Par exemple, il n'est pas rare d'observer un facteur de 10 entre la valeur la plus faible et la valeur la plus élevée parmi les estimateurs proposés par différents organismes de santé.

Enfin, les niveaux de risque jugés « acceptables » peuvent également être très différents d'un organisme à l'autre. Ainsi, les lignes directrices du MSSS, 2002 indiquent qu'il est souhaitable que les indices de risque autre que le cancer associés au bruit de fond + ceux liés au critère soient être inférieurs à la valeur de 1,0, et que les risques cancérigènes associés au critère soient être inférieurs à 1 excès de cancer par 1 million d'individus. Lorsque ces niveaux sont dépassés lors de l'évaluation de projets particuliers, les lignes directrices suggèrent un examen du projet de la part des organismes gouvernementaux, une gestion environnementale des contaminants émis par le projet et/ou une consultation populaire concernant ce projet. Cependant, d'autres organismes de santé peuvent considérer que des niveaux de risque plus importants, en particulier pour les risques cancérigènes, peuvent être acceptables socialement (p. ex. Santé Canada, 1992 considère que l'eau potable qui contient de l'arsenic à des niveaux associés à un excès de cancer de 100 pour un million d'individus peut être consommée).

Les résultats de la validation des critères B et C sont présentés ci-dessous en trois catégories en fonction du degré d'incertitude associée à l'évaluation :

- (i) La première catégorie présente les substances pour lesquelles les résultats de l'estimation du risque associé aux critères B et C respectent les recommandations du MSSS, 2002;
- (ii) La seconde catégorie présente les substances pour lesquelles les résultats de l'estimation du risque associé aux critères B et C excèdent les recommandations du MSSS, 2002, mais où la contribution de l'exposition associée au critère est moindre que celle provenant de l'exposition bruit de fond ; les différentes sources d'incertitude associées à ces évaluations sont alors présentées;
- (iii) La dernière catégorie présente les autres substances pour lesquelles les résultats de l'estimation du risque associé aux critères B et C excèdent les recommandations du MSSS, 2002, mais où la contribution de l'exposition associée au critère est plus importante que celle provenant de l'exposition bruit de fond ; les différentes sources d'incertitude associées à ces évaluations sont également présentées.

(i) **Les résultats de l'estimation des risques associés aux critères B et C respectent les recommandations du MSSS, 2002 :**

Cuivre :	Tous les risques associés aux critères B et C du cuivre sont inférieurs aux niveaux recommandés par le MSSS, 2002.
Mercuré :	Tous les risques associés aux critères B et C du mercure sont inférieurs aux niveaux recommandés par le MSSS, 2002, et ce pour des scénarios de contamination par le mercure élémentaire et par le mercure inorganique.
Zinc :	Tous les risques associés aux critères B et C du zinc sont inférieurs aux niveaux recommandés par le MSSS, 2002.
Toluène :	Tous les risques associés aux critères B et C du toluène sont inférieurs aux niveaux recommandés par le MSSS, 2002.
Ethylbenzène :	Tous les risques associés aux critères B et C de l'éthylbenzène sont inférieurs aux niveaux recommandés par le MSSS, 2002.

(ii) **Les résultats de l'estimation des risques associés aux critères B et C excèdent les recommandations du MSSS, 2002, mais la contribution de l'exposition liée aux critères est moindre que celle provenant de l'exposition bruit de fond :**

Arsenic :	Presque tous les niveaux de risque estimés dépassent les recommandations du MSSS, 2002. Toutefois, les niveaux de risque associés au bruit de fond sont particulièrement élevés. En considérant que les risques associés aux critères B et C actuels sont significativement plus faibles que ceux associés au bruit de fond et qu'un organisme tel que Santé Canada, 1992 a fixé une recommandation dans l'eau potable qui serait associée à un risque cancérigène théoriquement de l'ordre de 1×10^{-4} , nous ne suggérons pas de nouvelles valeurs numériques pour ces critères avant d'avoir établi un consensus au niveau des intervenants de la santé publique quant à la meilleure façon d'utiliser les estimateurs de risque de l'arsenic.
-----------	---

- Nickel : Tous les risques associés au critère B du nickel respectent les recommandations des lignes directrices du MSSS, 2002. Ceux associés au critère C également, sauf le risque de cancer ($1,6 \times 10^{-6}$) qui est légèrement supérieur à la valeur de 1 excès sur 1 million. L'inhalation de particules constitue la seule source d'exposition qui contribue au risque cancérigène du travailleur. Les principales incertitudes rattachées à l'évaluation des risques pour le nickel sont l'approche retenue pour estimer les concentrations dans l'air attribuables au critère C qui a entraîné une certaine surestimation de l'exposition, et le fait d'avoir considéré que tout le nickel associé au critère C était sous forme de poussières d'affinerie compte tenu de la toxicité relative des formes de nickel des poussières d'affinerie comparativement aux formes de nickel généralement rencontrées dans l'environnement.
- HAP : Les risques associés aux six HAP non cancérigènes retenus sont tous inférieurs à 1,0, et les risques cancérigènes par inhalation pour les dix HAP cancérigènes retenus sont tous inférieurs à 1×10^{-6} , tant pour le critère B que pour le critère C. Seuls les risques cancérigènes par ingestion sont supérieurs à la limite de 1×10^{-6} recommandée par le MSSS, 2002, et ceux associés au bruit de fond sont particulièrement importants (bruit de fond : 87×10^{-6} , critère B : 12×10^{-6} et critère C : 14×10^{-6}). Les principales incertitudes rattachées à l'estimation des risques par ingestion de HAP sont associées aux estimateurs de risque du benzo(a)pyrène élaborés à partir d'études animales et à l'estimation de l'exposition des scénarios, particulièrement au niveau d'une surestimation potentielle de la contamination des légumes du potager et du lait maternel.
- BPC : Les risques d'excès de cancer et les risques à la santé autres que le cancer associés aux BPC dépassent les seuils fixés dans les lignes directrices du MSSS, 2002, tant pour le bruit de fond que pour les critères B et C. Les risques associés au bruit de fond sont cependant nettement plus importants que ceux associés aux critères (environ 20 à 30 fois). Il est clair que plusieurs hypothèses et choix retenus afin de pallier au manque de données tendent à surestimer les expositions aux BPC, et que, par conséquent, le risque réel serait possiblement moins élevé que celui évalué.
- Dioxines/furannes : Tous les niveaux de risque estimés pour les dioxines/furannes dépassent les recommandations du MSSS, 2002. Toutefois, les risques cancérigènes et autres que le cancer associés au critère B ($< 1 \%$ du bruit de fond) et au critère C ($\leq 5 \%$ du bruit de fond) apparaissent relativement faibles par rapport à ceux liés au bruit de fond. Si l'estimation de l'exposition nous apparaît assez représentative de la réalité, certains estimateurs de risque retenus comportent une grande part d'incertitude et ne semblent pas être appuyés par les données sanitaires actuelles. Les dioxines/furannes constituent une famille de substances pour lesquelles des efforts considérables ont été consentis au cours des dernières années afin de réduire les sources d'émission dans les différents milieux. Ces efforts ont permis de réduire les niveaux d'exposition bruit de fond de la population qui, de l'avis des experts québécois, n'était pas négligeable il y a quelques années.

PCP : Tous les risques associés au pentachlorophénol sont inférieurs aux recommandations du MSSS, 2002, sauf les risques cancérogènes associés au bruit de fond ($7,3 \times 10^{-6}$) et au critère B ($1,9 \times 10^{-6}$). Le dépassement associé au critère B représente environ 25 % du niveau de risque cancérogène lié au bruit de fond.

(iii) Les résultats de l'estimation des risques associés aux critères B et C excèdent les recommandations du MSSS, 2002 et la contribution de l'exposition liée aux critères est plus importante que celle provenant de l'exposition bruit de fond :

Cadmium : Les risques autres que le cancer associés au critère B du cadmium dépassent les recommandations du MSSS, 2002, et la majeure partie de ce dépassement est attribuable à l'ingestion de légumes du potager cultivés dans un sol contaminé par 5 ppm de cadmium. L'incertitude rattachée à la valeur de référence pour des effets autres que le cancer est probablement mineure compte tenu qu'elle a été établie directement à partir de données populationnelles. La principale incertitude reliée à l'estimation de l'exposition est liée à l'utilisation des facteurs de bioconcentration sol-plantes. Toutefois, les choix que nous avons faits quant à ces facteurs ne nous apparaissent pas excessivement conservateurs et nos conclusions quant au potager comme source d'exposition non négligeable au cadmium vont dans le même sens que celles du CCME, 1999. Pour que le critère B de cadmium n'entraîne pas de risque d'effets autres que le cancer supérieur à 1,0, il faudrait que sa valeur soit environ 3 ppm au lieu de 5 ppm²⁹.

Chrome : Comme la toxicité du *chrome III* et celle du *chrome VI* sont très différentes, la spéciation du chrome nous apparaît un facteur important d'un point de vue toxicologique, et possiblement un élément à prendre en considération lors de l'application des critères génériques. Si tout le chrome des critères B et C est sous forme de *chrome III*, les risques qui y sont associés demeurent inférieurs aux recommandations du MSSS, 2002. Cependant, en assumant que le chrome est entièrement sous forme de *chrome VI*, les risques cancérogènes par inhalation associés au bruit de fond, mais surtout ceux liés aux critères B et C, sont plus importants que le niveau maximum recommandé par le MSSS, 2002. Même en tenant compte des incertitudes associées à l'estimateur de risque cancérogène établi à partir des études chez les travailleurs et de celles associées à l'estimation de l'exposition par inhalation de particules, les valeurs des critères B et C apparaissent trop élevées si tout le chrome est sous forme de *chrome VI*. Notons que les concentrations de 9 et 10 ppm de *chrome VI* permettraient de respecter l'excès de risque cancérogène de 1×10^{-6} tel que recommandé par le MSSS.

Plomb : Les risques autres que le cancer associés au critère B du plomb dépassent la valeur maximale de 1,0 recommandée par le MSSS, 2002, alors que les risques associés au critère C sont inférieurs à 1,0. L'exposition due au critère B seulement est environ 4 à 6 fois plus élevée que celle due au bruit de fond. L'ingestion de fruits et de légumes issus du potager constitue la principale source d'exposition au plomb associée au critère B et la plus grande partie de l'incertitude rattachée à l'estimation des risques dus au critère B est liée à l'utilisation des facteurs de bioconcentration sol-plantes. Si cette source d'exposition n'était pas prise en

²⁹ En considérant la dose de référence actuellement recommandée par le U.S.EPA depuis 1994 (U.S.EPA, 2001b) plutôt que la dose de référence plus restrictive en consultation (U.S.EPA, 1999).

compte, les *indices de risque combiné* totaux seraient compris entre 0,02 et 0,6 pour toutes les classes d'âge. À titre d'information, en considérant un critère B de 200 mg/kg de plomb, les *indices de risque combiné* totaux (bruit de fond + critère B) seraient compris entre 0,4 et 1,0 pour toutes les classes d'âge sauf pour les enfants de 6 mois-4 ans (IRC = 1,8) et en considérant le critère de 140 mg/kg du CCME, les indices de risque seraient compris entre 0,4 et 0,8 pour toutes les classes d'âge sauf pour les enfants de 6 mois-4 ans (IRC = 1,4).

- Benzène : Tous les risques cancérogènes associés à l'inhalation de benzène due au bruit de fond ($18-64 \times 10^{-6}$) et aux critères B ($25-90 \times 10^{-6}$) et C ($8,3-29,4 \times 10^{-6}$) dépassent la valeur de 1×10^{-6} recommandée par le MSSS, 2002. L'inhalation de vapeurs intérieures associée au critère B représente plus de 90 % de la dose d'exposition totale (inhalation + ingestion + contact cutané) liée au critère B. Il existe cependant une large part d'incertitude concernant l'estimation de ces concentrations dans l'air intérieur à partir de l'utilisation du modèle Johnson-Ettinger. Mais, bien que ces concentrations estimées nous apparaissent plus élevées que la réalité et qu'elles conduisent principalement aux niveaux de risque cancérogène observés, il nous est difficile, avec les outils actuels, de fournir une autre estimation plus réaliste.
- Xylène : Les risques associés à l'inhalation de xylène pour le critère B et le critère C sont inférieurs à la valeur maximale de 1,0 recommandée par le MSSS, 2002, sauf chez les 0-4 ans du scénario résidentiel où ce risque est marginal (1,2). Nous croyons que l'utilisation du modèle Johnson-Ettinger surestime les concentrations de xylène dans l'air intérieur, mais il nous est difficile, avec les outils actuels, de fournir une autre estimation plus réaliste.

6 RECOMMANDATIONS

Lors de l'établissement des valeurs limites de contaminants dans les sols, ainsi que lors de leur révision, le MENV doit tenir compte de différents facteurs tels les niveaux de risque à la santé humaine et à l'écosystème qui sont associés aux critères, leurs impacts potentiels à l'eau souterraine, les impératifs sociaux, technologiques et économiques. Nous avons présenté dans ce document les niveaux de risque toxicologique associés à l'utilisation des critères B et C actuels de 31 substances chimiques. Nous avons également tenté de faire ressortir que de telles évaluations comportent beaucoup d'incertitude et nous les avons présentées afin que notre évaluation constitue un outil d'aide à la décision pour le Ministère. Nous présentons toutefois trois recommandations qui devraient aider à réduire l'incertitude entourant l'évaluation des risques à la santé de certains contaminants :

- Les critères B et C du chrome de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (Ministère de l'Environnement du Québec, 1998) sont présentés sous forme de chrome total. Comme la toxicité du chrome III et celle du chrome VI sont très différentes, **la spéciation du chrome nous apparaît un facteur important d'un point de vue toxicologique**, et possiblement un élément à prendre en considération lors de l'application des critères B et C de chrome, particulièrement lorsque des activités industrielles antérieures utilisant du chrome VI se sont déroulées sur les terrains à l'étude.
- Les niveaux de risque estimés pour les critères B du cadmium et du plomb sont supérieurs aux recommandations du MSSS, 2002, et la contribution de l'exposition due au critère est plus importante que celle associée au bruit de fond. L'incertitude associée aux estimateurs de risque de ces substances n'est probablement pas très élevée car les valeurs de référence pour des effets chroniques autres que le cancer ont été développées directement à partir de données tirées de la population en général. L'incertitude reliée à l'estimation de l'exposition au cadmium et au plomb du scénario résidentiel retenu est beaucoup plus importante, et particulièrement l'ingestion de fruits et de légumes cultivés dans un potager dont les sols sont contaminés au niveau du critère B. Pour estimer cette source d'exposition, nous avons retenu des facteurs de bioconcentration sol-plantes qui sont tirés de la littérature et qui nous apparaissaient raisonnables. Toutefois, nous recommandons au MENV **d'effectuer une évaluation plus poussée des estimations de cette source d'exposition au cadmium et au plomb** avant de prendre une décision quant au bien-fondé des valeurs actuelles des critères B du cadmium et du plomb. Il s'agirait d'évaluer si les facteurs de bioconcentration sol-plantes que nous avons retenus sont les plus pertinents, de vérifier s'il existe des données quant à la contamination des légumes cultivés dans des sols contaminés au niveau des critères B et éventuellement de déterminer s'il serait pertinent d'effectuer une évaluation terrain de cette contamination.
- Les risques associés au critère B du xylène et aux critères B et C du benzène sont supérieurs aux recommandations du MSSS, 2002, et l'exposition associée aux critères est plus importante que celle du bruit de fond. Même s'il existe une bonne part d'incertitude reliée à l'utilisation des estimateurs de risque pour des effets chroniques autres que le cancer (xylène) et pour des effets cancérigènes (benzène), la majeure part de l'exposition provient de l'infiltration des vapeurs de ces substances volatiles dans l'air intérieur. Or l'incertitude associée à l'utilisation du modèle Johnson-Ettinger nous apparaît importante, et les concentrations de xylène et de benzène provenant de l'infiltration à partir du sol dans l'air intérieur nous apparaissent surestimées. **Nous souhaiterions cependant que la modélisation utilisée afin d'évaluer l'infiltration des vapeurs de contaminants dans l'air intérieur à partir du sol soit éventuellement validée.**

7 RÉFÉRENCES

- Abt Associates Inc, 1999. Risk analysis for the round two biosolids pollutants. 133 pages.
- ATSDR, 1998. Toxicological profile for Chlorinated Dibenzo-p-dioxins (CDDs). U.S.Department of Health and Human Services - Public Health Service - Agency for toxic Substances and Disease Registry.
- Bouchard, M. et Viau, C., 1996. Urinary excretion kinetics of pyrene and benzo(a)pyrene metabolites following intravenous administration of the parent compounds or the metabolites. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 139: 301-309.
- Briggs, G. G., Bromilov, R. H., et Evans, A. A., 1982. Relationships between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionized chemicals by barley. *Pesticide Sci.*, 13: 495-504.
- CalEPA, 1999. Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors. California Environmental Protection Agency - Office of Environmental Health Hazard Assessment. 578 pages.
- Cappon, C. J., 1981. Mercury and selenium content and chemical form in vegetable crops grown on sludge-amended soil. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 10: 673-689.
- Carrier, G. 1991. Réponse de l'organisme humain aux BPC, dioxines et furannes, et analyse des risques toxicologiques, *Le Passeur* 484 pages. ISBN 2-9801068-6-0.
- CCME, 1996. Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine. 186 pages.
- CCME, 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. 7 pages.
- CUM, 2000. Rapport annuel 2000 de la qualité de l'air. 73 pages.
- de Vos, R. H., van Dokkum, W., Schouten, A., et Jong-Berkhout, P., 1990. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Dutch total diet samples (1984- 1986). *Food Chem. Toxicol.*, 28: 263-268.
- Djoudi, F., 2001. L'arsenic dans l'eau potable: la situation au Québec. Rapport de stage présenté à l'Université de Montréal. 60 pages.
- Environnement Canada et Santé Canada, 1993. Liste des substances d'intérêt prioritaire - rapport d'évaluation: L'arsenic et ses composés. 56 pages.
- Fischer, L. J., Abriola, L. M., Kummier, R. H., Long, D. T., et Harrison, K. G., 2001. Evaluation of the Michigan department of environmental quality's generic groundwater and soil volatilization to indoor air inhalation criteria - May 2001. Michigan Environmental Science Board, Lansing. 54 pages.
- Fouchécourt, M. O., 2001. Guide technique pour l'utilisation de l'outil de validation des évaluations du risque toxicologique à l'usage des professionnels des DSP et/ou de ceux impliqués dans le GTE.

- Gilman, A. et Newhook, R., 1991. An updated assessment of the exposure of Canadians to dioxins and furans. *Chemosphere*, 23: 1661-1667.
- Gouvernement du Canada, Environnement Canada, et Santé Canada, 1994. Priority substances list assessment report. Polycyclic aromatic hydrocarbons. 61 pages.
- Health Canada, 1996. Health-Based Tolerable Daily Intakes / Concentrations and Tumorigenic Doses / Concentrations for Priority Substances. 15 pages.
- Hughes, K., Meek, M. E., et Burnett, R., 1994. Inorganic arsenic: evaluation of risks to health from environmental exposure in Canada. *Environ. Carcino. & Ecotox. Revs.*, C12: 145-159.
- Ministère de l'Environnement du Québec, 1998. Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. 124 pages.
- Ministère de l'Environnement du Québec, 2003. Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains. Loi Q-2 et r.18.1.01.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996. Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques. 761 pages.
- Mitchell, M. F., 1994. Multimedia exposure assessment for zinc. Health and Welfare Canada et Health protection branch. 161 pages.
- MSSS, 2002. Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés. La direction des communications du ministère de la santé et des Services sociaux. 90 pages.
- Nisbet, I. C. T. et LaGoy, P. K., 1992. Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Regul. Toxicol. Pharmacol.*, 16: 290-300.
- Ontario Ministry of the Environment, 2002. Soil investigation and human health risk assessment for the Rodney Street Community, Port Colborne.
- Organisation mondiale de la santé, 1993. Evaluation de certains additifs alimentaires et contaminants/ 41th rapport du comité mixte FAO/WHO d'experts des additifs alimentaires. 39 pages.
- Panel of micronutrients, Subcommittee on upper reference levels of nutrients and of interpretation and uses of dietary reference intakes, and Standing committee on the scientific evaluation of Dietary Reference Intakes 2002. Dietary Reference Intakes for vitamin A, vitamin K, arsenic, boron, chromium, copper, iodine, iron, manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium, and zinc, Food and Nutrition Board, Institute of Medicine (Ed.), National Academy press, Washington, D.C. 0-309-07279-4.
- Polder, M. D., Hulzebos, E. M., et Jager, D. T., 1995. Validation of models on uptake of organic chemicals by plant roots. *Environ.*, 14: 1615-1623.
- Santé Canada, 1992. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Sixième édition.

- Santé Canada, 1996a. Canadian soil quality guidelines for contaminated sites - Human health effects: benzo(a)pyrene. The National Contaminated Sites Remediation Program.
- Santé Canada, 1996b. Concentrations/doses journalières admissibles et concentrations/doses tumorigènes des substances d'intérêt prioritaire calculées en fonction de critères sanitaires. 16 pages.
- Smith, K. E., Thomas, G. O., et Jones, K. C., 6-1-2001. Seasonal and species differences in the air-pasture transfer of PAHs. *Environ. Sci. Technol.*, 35: 2156-2165.
- U.S. EPA, 1991a. IRIS summary for ethylbenzene. 15 pages.
- U.S. EPA, 1991b. IRIS Summary for nickel refinery dust.
- U.S. EPA, 1993a. IRIS summary for anthracene.
- U.S. EPA, 1993b. IRIS summary for lead. 15 pages.
- U.S. EPA, 1993c. IRIS Summary for pentachlorophenol.
- U.S. EPA, 1993d. Provisional guidance for quantitative risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons. 20 pages.
- U.S. EPA, 1994a. Health Assessment Document for 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compound - Review Draft. 3 volumes. 66 pages.
- U.S. EPA, 1994b. IRIS summary for benzo(a)pyrene, <http://cfpub.epa.gov/iris/>,
- U.S. EPA, 1994c. IRIS Summary for toluene.
- U.S. EPA, 1995a. IRIS summary for mercuric chloride (HgCl₂). 16 pages.
- U.S. EPA, 1995b. IRIS summary for mercury (elemental). 20 pages.
- U.S. EPA, 1996a. IRIS summary for Aroclor 1254.
- U.S. EPA, 1996b. IRIS Summary for nickel, soluble salts.
- U.S. EPA, 1996c. PCBs: cancer dose-response assessment and application to environmental mixtures. 74 pages.
- U.S. EPA, 1996d. Soil screening guidance: technical background document. 168 pages.
- U.S. EPA, 1996e. Superfund chemical data matrix (SCDM). Office of Emergency and remedial response, Washington DC 20460. 49 pages.
- U.S. EPA, 9-17-1998a. IRIS summary for naphtalene, www.epa.gov/iris/subst/0436.htm,
- U.S. EPA, 1998b. Toxicological review for arsenic, inorganic - In support of summary information on the Integrated Risk Information System. 23 pages.

- U.S. EPA, 1998c. Toxicological review of hexavalent chromium - in support of summary information on the Integrated Risk Information System (IRIS).
- U.S. EPA, 1998d. Toxicological review of trivalent chromium - In support of summary information on the Integrated Risk Information System. 44 pages.
- U.S. EPA, 1999. Toxicological review - cadmium and compounds: in support of summary information on IRIS.
- U.S. EPA, 2000a. Exposure and human health reassessment of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds - Part II - Chapter 9: Toxicity equivalence factors (TEF) for dioxin and related compounds - Draft report. Rapport NECA-I-0836.
- U.S. EPA, 2000b. IRIS summary for benzene. 16 pages.
- U.S. EPA, 2000c. Toxicological review of pentachlorophenol. In support of Summary information on the Integrated Risk Information System (IRIS). 91 pages.
- U.S. EPA, 2001a. IRIS Summary for arsenic, inorganic, IRIS database, <http://www.epa.gov/iris/>.
- U.S. EPA, 2001b. IRIS summary for cadmium, <http://cfpub.epa.gov/iris/>,
- U.S. EPA, 2001c. Risk assessment guidance for superfund. Volume I: Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment) - Interim (review draft for public comment). Office of Emergency and remedial response, U. S. EPA Washington DC.
- U.S. EPA, 2001d. Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites - Peer review draft. U.S. EPA, Office of Solid Waste and Emergency Response.
- U.S. EPA, 2002. Toxicological review of xylenes - in support of summary information on the Integrated risk information system (IRIS). 67 pages.
- Vanrooij, J. G., Bodelier-Bade, M. M., De Looft, A. J., Dijkmans, A. P., et Jongeneelen, F. J., 1992. Dermal exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons among primary aluminium workers. *Med. Lav.*, 83: 519-529.
- World Health Organization, 1982. Zinc, WHO Food Additive series 17., <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v17je33.htm>.
- World Health Organization, 2000. Evaluation of certain food additives and contaminants/ 43th report of the joint FAO/WHO expert committee on food additives. 87 pages.

