



Le programme des lieux contaminés

L'ÉVALUATION DU RISQUE POUR LES LIEUX CONTAMINÉS FÉDÉRAUX AU CANADA

PARTIE I : L'ÉVALUATION QUANTITATIVE PRÉLIMINAIRE DES RISQUES (ÉQPR) POUR LA SANTÉ HUMAINE

L'ÉVALUATION DU RISQUE POUR LES LIEUX CONTAMINÉS
FÉDÉRAUX AU CANADA

PARTIE I :
L'ÉVALUATION QUANTITATIVE PRÉLIMINAIRE DES RISQUES
(ÉQPR) POUR LA SANTÉ HUMAINE

Septembre 2004

Préparé par :

Les services d'évaluation de la santé environnementale
Programme de la sécurité des milieux

Notre mission est d'aider les Canadiens et les Canadiennes
à maintenir et à améliorer leur état de santé.

Santé Canada

Publication autorisée par le
ministre de la Santé

Also available in English under the title:
Part I: Preliminary Quantitative Risk Assessment (PQRA)

On peut obtenir, sur demande, la présente publication sur disquette, en gros caractères, sur bande sonore ou en braille.

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2004
Cat. H46-2/04-367F
ISBN 0-662-77957-6

PRÉFACE

Le présent document a été rédigé à l'appui du *Plan d'action accéléré pour les lieux contaminés fédéraux* (PAALCF). Ce programme a été conçu pour assurer l'amélioration et la continuité de la gestion fédérale des sites contaminés sous compétence fédérale. Le présent document ne répond pas nécessairement à toutes les questions spécifiques soulevées par l'évaluation du risque pour tous les sites contaminés ou par tous les évaluateurs.

Le présent document a été créé par la Division des services d'évaluation de la santé environnementale, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada. Une révision par des pairs du gouvernement fédéral a d'ailleurs été entreprise de manière à s'assurer que les besoins des ministères gardiens des sites contaminés en matière de l'évaluation du risque de ces sites ont été abordés. Suivant l'achèvement de la révision interne (Santé Canada) et interministérielle, le document a été soumis à des praticiens externes de l'évaluation du risque :

- Kathryn E. Clark, P.Eng., Ph.D., BEC Technologies, Inc., Aurora, Ontario;
- Brett Ibbotson, Angus Environmental Ltd., Don Mills, Ontario;
- Ross Wilson, M.Sc., DABT, Wilson Scientific Consulting Inc., Vancouver, Colombie-Britannique.

L'identification des pairs réviseurs ne doit pas être interprétée comme une approbation, une autorisation ou encore un accord avec les méthodes d'évaluation du risque présentées ici. Les commentaires ont été recherchés dans le but de rendre le document aussi complet et défendable que possible, dans les conditions présentées par le PAALCF et suivant les engagements, les politiques ainsi que les obligations de Santé Canada concernant l'évaluation du risque pour la santé et la protection de la santé.

Au fur et à mesure que l'expertise de l'évaluation du risque évolue, et que le PAALCF se poursuit, des mises à jour concernant les lignes directrices de la qualité du sol, les recommandations sur la qualité de l'eau potable, les valeurs toxicologiques de référence, la biodisponibilité des contaminants, les caractéristiques et facteurs d'exposition humaine et autres aspects de l'évaluation du risque seront publiés. En conséquence, il est à prévoir que la révision de ces documents sera nécessaire de temps à autre afin d'incorporer ces nouveaux renseignements. Santé Canada peut être joint à l'adresse ci-après pour confirmer que la version du document utilisé est la plus récente et que les hypothèses, paramètres, etc., les plus récents sont utilisés.

Toutes questions, commentaires, critiques, suggestions additionnelles ou révisions à apporter au présent document peuvent être envoyés à l'adresse suivante :

Programme des lieux contaminés
Services d'évaluation de la santé environnementale
Sécurité des milieux
Santé Canada
Indice de l'adresse : 6604M
4^e étage, immeuble Tupper
2720, prom. Riverside
Ottawa (Ontario)
K1A 0K9
Télécopieur : (613) 941-8921
Courrier électronique : cs-sc@hc-sc.gc.ca
Voir aussi:
http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/sehm/lieux_contamines.htm

TABLE DES MATIÈRES

Préface.....	ii
Liste des acronymes et des sigles.....	iv
1. Introduction	1
1.1 Historique	2
1.2 But	3
1.3 Évaluation quantitative préliminaire des risques comparée à une évaluation plus complexe et spécifique au site	4
1.4 Hydrocarbures de pétrole et contaminants radiologiques	6
2. Portée du travail	6
2.1 Résumé	6
2.2 Introduction	6
2.3 Description de la propriété/site.....	6
2.3.1 Les concentrations de contaminants dans les milieux environnementaux	7
2.4 Énoncé du problème	8
2.4.1 Dépistage et identification des CP.....	8
2.4.2 Identification des récepteurs potentiels	10
2.4.3 Identification des voies d'exposition applicables.....	10
2.4.4 Liste de vérification de l'énoncé du problème	10
2.5 Évaluation de l'exposition.....	11
2.5.1 Caractéristiques des récepteurs potentiels	12
2.5.2 Fréquence et durée de l'exposition	12
2.5.3 Équations d'exposition	14
2.5.4 Niveaux de poussières respirables dans l'air	15
2.5.5 Modèles.....	15
2.5.6 Facteurs d'absorption relative et exposition par plusieurs voies.....	19
2.5.7 Substances cancérigènes	21
2.6 Évaluation du risque	22
2.7 Caractérisation du risque	23
2.7.1 Substances non cancérigènes – exposition à une seule substance	23
2.7.2 Substances cancérigènes – exposition à une seule substance	23
2.7.3 Expositions aux mélanges.....	24
2.8 Hypothèses non standards et valeurs toxicologiques de référence.....	24
2.9 Incertitudes	25
2.10 Conclusions et discussion.....	25
2.11 Recommandations	25
2.12 Références bibliographiques	25
3. Références bibliographiques	25

Annexe A	Détermination des contaminants préoccupants : concentrations de fond (naturelles) locales ou régionales dans le sol, l'eau souterraine et l'eau de surface	28
Annexe B	Risques de cancer essentiellement négligeables pour l'évaluation des risques d'un site contaminé	31

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Comparaison des caractéristiques spécifiques d'une évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) et d'une évaluation du risque spécifique à un site (ÉRSS).....	5
Tableau 2	Liste de vérification de l'énoncé du problème.....	11
Tableau 3	Récepteurs humains recommandés et leurs caractéristiques pour une évaluation quantitative préliminaire des risques.....	13
Tableau 4	Hypothèses de durée et de fréquence d'exposition pour une évaluation quantitative préliminaire des risques.....	14
Tableau 5	Équations générales recommandées pour l'évaluation des doses.....	16
Tableau 6	Facteurs d'absorption cutanée relative ($FAR_{\text{Cutanée}}$) recommandés pour une évaluation quantitative préliminaire des risques.....	20

LISTE DES ACRONYMES ET DES SIGLES

ACLAE	Association canadienne des laboratoires d'analyse environnementale
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CP	Contaminant préoccupant
CRfA	Concentration de référence dans l'air
CT	Concentration tolérable
CT _{0,05}	Concentration (air, eau) produisant une augmentation de 5 % de l'incidence de tumeurs, ou une augmentation de 5 % de la mortalité à cause de tumeurs associées à cette exposition
DJA	Dose journalière admissible/acceptable
DRf	Dose de référence
DT _{0,05}	Dose identifiée comme produisant une augmentation de 5 % de l'incidence, ou une augmentation de 5 % de la mortalité à cause de tumeurs associées à cette exposition
ECR	Estimateur de risque cancérigène
ÉES	Évaluation environnementale du site
ÉQPR	Évaluation quantitative préliminaire des risques
ERSS	Évaluation du risque spécifique à un site
FAR	Facteur d'absorption relative
FET	Facteur d'équivalence de toxicité
HP	Hydrocarbures pétroliers
IR	Indice de risque
IRIS	Integrated Risk Information System
LCS	Limite de confiance supérieure
LDPNA	Liquide dense en phase non aqueuse
LLPNA	Liquide léger en phase non aqueuse
MEEO	Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario
NPC	Norme pancanadienne (<i>Standard pancanadien</i>)
OMS	Organisation mondiale de la santé
PAALCF	Plan d'action accéléré pour les lieux contaminés fédéraux
RAC	Risque additionnel de cancer
RQEP	Recommandations sur la qualité de l'eau potable
SCHL	Société canadienne d'hypothèques et de logement
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency
VTR	Valeur toxicologique de référence

1. INTRODUCTION

L'évaluation du risque, que ce soit par une évaluation préliminaire ou une évaluation plus complexe, n'est pas une science exacte. Une très grande variété de conseils et de directives concernant la tenue d'une évaluation du risque est offerte par des agences environnementales internationales, nationales et provinciales/territoriales. Les évaluateurs du risque ont ainsi accès à différents avis réglementaires. Cela suscite une grande variation des estimations dans les évaluations d'exposition et du risque aux produits chimiques. En 1997, la Société canadienne d'hypothèques et de logement (SCHL) a commandé une étude pour laquelle neuf entreprises d'experts-conseils devaient estimer les risques liés à une propriété résidentielle contaminée. Malgré le fait que les évaluateurs avaient les mêmes données de base pour un site donné, les évaluations de l'exposition et du risque réalisées par les différents consultants variaient de plus de neuf ordres de grandeur pour les effets néfastes autres que le cancer et de plus de 10 ordres de grandeur pour les estimations du risque de cancer. L'immense variabilité se rapporte principalement aux différents récepteurs et scénarios d'exposition considérés par les différentes firmes de consultants. La variabilité a aussi été introduite par le choix de différentes valeurs toxicologiques de référence pour la caractérisation du risque.

De même, une comparaison de 10 évaluations quantitatives préliminaires des risques menées par Pêches et Océans Canada (Risklogic Scientific Services Inc., 2003) a révélé des approches, hypothèses et conclusions largement différentes, malgré le fait que les 10 sites étaient semblables en matière d'utilisation du sol et d'accès public au site. Pour un seul contaminant, la valeur toxicologique de référence choisie variait d'un facteur de cinq parmi les évaluations sur, les 10 sites, des différentes entreprises d'experts-conseils. De nombreuses autres variables et hypothèses différaient largement entre les entreprises et dans un cas, au sein de la même société. Cela a rendu pratiquement impossible de se fier aux valeurs obtenues et de comparer les conclusions en ce qui concerne la présence ou l'absence des risques pour la santé humaine.

Les agences de réglementation provinciales du Canada proposent différentes directives touchant plusieurs aspects de l'évaluation du risque. Par exemple, la définition du risque de cancer acceptable varie selon les provinces (la Colombie-Britannique, l'Alberta et les provinces de l'Atlantique acceptent un risque additionnel de cancer de 1×10^{-5} tandis que l'Ontario et le Québec vise un risque de 1×10^{-6}). Pour caractériser les risques liés à l'exposition aux substances non cancérigènes, la Colombie-Britannique accepte un indice de risque de 1 tandis que l'Alberta et l'Ontario acceptent un indice de 0,2. Les provinces diffèrent aussi dans leur approche statistique pour les calculs d'exposition; certaines recommandent la concentration maximale d'un contaminant à 95 % de la limite de confiance supérieure de la concentration moyenne ou encore le 90^e centile ou le 95^e centile de la distribution des données de la concentration.

À la suite des observations susmentionnées, il s'est avéré nécessaire d'établir des directives normalisées au niveau fédéral, du moins pour s'assurer d'une évaluation cohérente des risques liés aux sites contaminés sous compétence fédérale au Canada.

1.1 Historique

Au gouvernement fédéral, une nouvelle initiative ciblant les sites contaminés a été créée en 2003. *Le Plan d'action accéléré pour les lieux contaminés fédéraux* (PAALCF) a été établi dans le but d'identifier, d'évaluer et de gérer les risques des sites contaminés sous la responsabilité des ministères fédéraux canadiens.

L'idée maîtresse du PAALCF est de donner la priorité pour l'assainissement ou la gestion du risque aux sites qui présentent les plus grands risques. Le but d'une évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) est d'évaluer le degré du risque potentiel pour la santé humaine résultant de la présence de contamination pour un site donné. Les résultats d'une évaluation préliminaire pour des sites sous compétence fédérale peuvent être employés par Santé Canada pour classer et prioriser un site donné qui serait soumis au fond d'assainissement des sites contaminés, attribué par l'intermédiaire du PAALCF. En conséquence, avec la disparité actuelle dans les méthodes d'évaluation du risque, ces directives normalisées permettront de s'assurer que tous les sites fédéraux voient leurs risques pour la santé humaine évalués sur une base équitable et défendable.

Les évaluations quantitatives préliminaires des risques proposent généralement des méthodes et des hypothèses assurant que les expositions et les risques ne soient pas sous-estimés. De cette façon, si des risques peu importants ou acceptables sont notés en utilisant ces méthodes conservatrices, alors les conditions et le profil du site étudié présenteront aussi sans aucun doute des risques négligeables ou acceptables. Cependant, l'inverse n'est pas nécessairement vrai. Lorsque l'évaluation préliminaire suggère un potentiel du risque inacceptable, cela n'indique pas immédiatement que les conditions du site donné soient inacceptables. Souvent, une évaluation plus spécifique peut être nécessaire avant que la mesure réelle du risque pour la santé puisse être entièrement évaluée et définie.

Lorsque des stratégies de gestion du risque sont mises en œuvre à la suite des résultats d'une évaluation préliminaire de risque, les nouvelles conditions du site réhabilité ou géré réduiront presque certainement le risque pour la santé. Par contre, si les risques sont évalués avec plus de précision, en utilisant des données spécifiques au site, les travaux de réhabilitation ou les mesures de gestion du risque seront probablement moindres. Pour décider si une évaluation complexe spécifique du site est pertinente, il faut considérer les coûts et la faisabilité des mesures de réhabilitation et de gestion élaborés en fonction de l'évaluation préliminaire.

1.2 But

L'objectif du présent document est de recommander des paramètres d'exposition, des caractéristiques pour les récepteurs, des valeurs toxicologiques de référence et d'autres paramètres requis, afin d'évaluer de façon quantitative les risques potentiels pour la santé humaine associés à l'exposition aux substances chimiques retrouvées sur les sites fédéraux contaminés.

L'approche standard de l'évaluation préliminaire présentée ici est particulièrement conçue pour l'évaluation des sites appartenant à une agence fédérale. Dans le cas d'une propriété déchuë à un parti particulier ou au gouvernement provincial ou pour les évaluations abordant les risques associés à la migration hors-site de contaminants (par exemple près d'un plan d'eau provincial contigu ou encore d'une propriété privée voisine), les évaluations du risque peuvent être réalisées conformément aux exigences de la réglementation locale, provinciale ou territoriale. Les exigences de réglementation locales peuvent différer des méthodes standardisées décrites ici. Dans un tel cas, lorsque les méthodes employées diffèrent significativement de celles présentées ici, les évaluateurs du risque doivent identifier les hypothèses, méthodes et interprétations spécifiques aux agences provinciales et discuter des implications pour le ministère gardien du site.

À première vue, cette directive peut sembler extrêmement exigeante. Cependant, la longueur du présent document provient principalement de l'insertion de texte explicatif afin de s'assurer que la directive est bien comprise. En d'autres mots, une tentative a été faite pour décrire *pourquoi* les méthodes sont exigées, et non seulement pour définir ces méthodes.

La plupart des évaluateurs du risque ont des feuilles de calcul électronique standards contenant plusieurs équations, hypothèses et valeurs toxicologiques de référence qu'ils utilisent couramment lors d'évaluations du risque. La première condition pour les sites fédéraux est de s'assurer que les feuilles de calcul respectent les équations, les hypothèses, les valeurs de référence, etc., présentées ici. Santé Canada est flexible quant au format et à la présentation des données et des résultats, à condition que les composantes clés énumérées soient incluses.

Bien que les directives présentées soient de nature normative, elles ne sont pas conçues ou destinées à remplacer le jugement professionnel d'un praticien qualifié et expérimenté de l'évaluation du risque. Il est reconnu que plusieurs sites présenteront des situations uniques qui ne sont pas abordées spécifiquement ici. Les évaluateurs du risque doivent s'assurer que leurs évaluations sont complètes et abordent tous les risques pertinents. Les méthodes énoncées ci-après ne doivent pas être vues comme « une boîte noire » d'équations et d'hypothèses niant le besoin d'un jugement professionnel judicieux. Cependant, lorsque possible et approprié, les directives présentées ici doivent être employées. Lorsque des approches alternatives ou uniques

ont été jugées nécessaires, celles-ci doivent être suffisamment documentées et décrites pour permettre une révision par les pairs. De plus, le praticien doit réaliser une évaluation de l'impact de la démarche alternative sur les estimations de risque par rapport aux valeurs estimées en utilisant les méthodes standardisées prescrites ci-après.

Les directives suivantes ont été élaborées pour correspondre aux exigences de Santé Canada pour la production du rapport final. Toutefois, il est reconnu que différents styles de rédaction ou de présentation peuvent différer quelque peu du sommaire ci-dessus. D'autres formats de présentation seront acceptés, à condition que toute l'information demandée soit incluse.

1.3 Évaluation quantitative préliminaire des risques comparée à une évaluation plus complexe et spécifique au site

L'évaluation quantitative préliminaire des risques et l'évaluation plus complexe et spécifique à un site ne sont pas indépendantes, mais représentent les limites extrêmes d'un continuum de complexité dans l'évaluation du risque. Une comparaison de l'évaluation préliminaire et l'évaluation spécifique est présentée au tableau 1. L'évaluation préliminaire n'est pas censée remplacer une évaluation spécifique. Une évaluation spécifique convient mieux dans les situations où il y a un grand degré de variabilité sur le site selon l'utilisation du terrain, des types et des concentrations de contaminants, des caractéristiques du sol, des récepteurs et de leurs interactions avec le site, etc.

De façon générale la complexité accrue de l'évaluation spécifique diminuera le degré d'incertitude associée à l'évaluation préliminaire, résultant en une quantification des risques plus exacte, précise, réaliste, fiable et défendable. L'évaluation spécifique peut également servir d'outil majeur dans le choix de mesures correctives complexes et de la gestion du risque. Quand l'évaluation préliminaire détermine que, pour des expositions maximales, des risques potentiellement inacceptables pour la santé humaine peuvent exister, il peut être approprié d'entreprendre une évaluation plus détaillée et plus complexe avant de définir des options de réhabilitation ou de gestion du risque.

Des directives pour compléter une évaluation spécifique sont présentement en cours d'élaboration par Santé Canada et seront publiées lorsque terminées.

TABLEAU 1
Comparaison des caractéristiques spécifiques d'une évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) et d'une évaluation du risque spécifique à un site (ÉRSS)

	ÉQPR	ÉRSS, palier 2/3
Milieu environnemental échantillonné	Généralement le sol seulement; occasionnellement l'eau souterraine si préoccupante	Comprend généralement le sol, l'eau souterraine, la végétation, l'air intérieur, l'air extérieur (matières volatiles et/ou particules), la poussière intérieure, et autres milieux environnementaux au besoin
Quantité de données	Limitée, généralement restreinte aux données récoltées dans les zones importantes lors de ÉES palier 2/3 pour confirmer la contamination et une délimitation restreinte des points chauds	Extensive, palier 2/3 d'une ÉRPL comprend généralement un plan d'échantillonnage conçu pour offrir une quantification fidèle et représentative du ou des contaminants de chaque milieu environnemental et voies d'exposition
Statistiques utilisées pour représenter le ou les niveaux des CP	Généralement, la concentration la plus élevée (maximum)	Généralement, la moyenne arithmétique ou 95 % de la limite supérieure de confiance de la moyenne arithmétique
Utilisation de modélisation	Extensive, puisque les concentrations de CP dans tous les milieux, sauf le sol (et possiblement l'eau souterraine) sont habituellement évaluées à partir de modèles.	Limitée, généralement des données actuelles sont recueillies pour tous les milieux environnementaux potentiels de contamination et/ou de contribution considérable à l'exposition.
Caractérisation du site	Limitée aux CP dans le sol (et possiblement l'eau souterraine)	Extensive, physique (dimension du grain du sol, profondeur de la nappe phréatique, etc.) et chimique (pH, contenu de carbone organique, pouvoir de tamponnement, etc.) caractérisation du sol et de l'eau souterraine du site; mesure précise de la distance des structures du site (maison, etc.) aux sources de contamination (points chauds) ; autres caractéristiques au besoin
Caractérisation des récepteurs	Limitée à la norme, hypothèses prudentes disponibles dans les publications	Pourrait être propre au site, particulièrement à l'égard de la nature et de la mesure de l'utilisation du terrain ainsi que le profil des usages temps/activité (quand et comment le terrain est utilisé par les récepteurs) ; la quantification des caractéristiques de récepteur tend vers une précision plus approfondie et moins conservatrices
Caractérisation du risque	<p>Pour les non-cancérogènes, basée sur 20 % de la dose journalière acceptable puisque l'exposition aux sources de fond (sans relation au site) n'est pas quantifiée</p> <p>Pour les cancérogènes, basée sur 100 % de la valeur du risque acceptable de 1×10^{-5} puisque le RAC est indépendant des sources de fond</p>	<p>Basée sur 100 % de la dose journalière acceptable puisque l'exposition aux sources de fond est quantifiée</p> <p>Pour les cancérogènes, basée sur 100 % de la valeur du risque acceptable de 1×10^{-5} puisque le RAC est indépendant des sources de fond</p>

1.4 Hydrocarbures de pétrole et contaminants radiologiques

Les directives présentées ici portent exclusivement sur les contaminants chimiques, autres que les composés d'hydrocarbures de pétrole (HP) ou des contaminants radiologiques. Pour les HP, une norme pancanadienne a été développée et publiée par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) (2000; 2001), incluant des feuilles de calcul électronique pour aider à dériver des lignes directrices génériques sur la qualité du sol (Section 2) incorporant des données limitées propres à un site. Ces méthodes doivent être utilisées pour les sites contaminés par des HP.

Pour les sites présentant des risques radiologiques, Santé Canada doit être consulté afin d'obtenir des conseils sur les méthodes les plus appropriées et l'approche pour l'évaluation du risque en fonction du type de contaminant et du site en question.

2. PORTÉE DU TRAVAIL ET CONTENU DU RAPPORT D'ÉQPR

Le rapport de l'évaluation préliminaire sur la santé humaine doit inclure les chapitres et les sections présentés ci-après. Pour des raisons de communication du risque, il est important que chaque rapport puisse être consulté seul. Donc, tous les modèles, équations, hypothèses, etc., appropriés et requis pour l'évaluation préliminaire doivent être présentés.

2.1 Résumé

Un bref résumé soulignant les particularités du site, y compris la définition du problème, les résultats et les conclusions de l'évaluation préliminaire et toutes les recommandations provenant de l'analyse doit être présenté.

2.2 Introduction

La présente section doit contenir une brève identification du ministère gardien, du gestionnaire de projet/personne contact du ministère et de l'identité de l'évaluateur s'occupant de l'évaluation du risque.

2.3 Description de la propriété/site

Une description brève et complète du site doit être fournie, incluant les caractéristiques du site pouvant être pertinentes à la compréhension et/ou à la quantification de l'exposition et des risques potentiels propre au site. Les sous-sections peuvent contenir, mais ne sont pas nécessairement limitées à :

- l'emplacement du site;
- l'usage courant du site;
- la topographie;

- la géologie;
- l'hydrogéologie, incluant l'utilisation de l'eau souterraine comme une source d'eau potable;
- l'identification de l'utilisation du sol et des récepteurs potentiels des propriétés voisines;
- la distance de la communauté la plus proche (le village, la municipalité, la ville, etc.), avec mention si le site est situé à l'intérieur des limites municipales;
- l'estimation de la taille de la population de la communauté la plus proche;
- la proximité du site de l'eau de surface locale;
- le résumé de la contamination *in situ*, incluant l'identification et la description des panaches, zones de liquide léger ou de liquide dense en phase non aqueuse;
- les concentrations de fond locales ou régionales des contaminants (celles qui sont disponibles et appropriées);
- la référence aux rapports appropriés fournissant une description détaillée de la propriété.

2.3.1 Les concentrations de contaminants dans les milieux environnementaux

Les données des concentrations de contaminants mesurées sur le site doivent être adéquatement résumées. Du moins, les moyennes arithmétiques, les valeurs minimales et maximales des concentrations doivent être rapportées, ainsi que le nombre d'échantillons analysés pour tous les milieux échantillonnés (le sol, l'eau souterraine, l'eau de surface, la végétation, etc.). Pour les échantillons de sol, la profondeur de la prise d'échantillons doit être indiquée. Une carte illustrant les emplacements de prélèvement est souvent utile afin de démontrer ou de déterminer si le plan de prélèvement d'échantillons est adéquat pour refléter la distribution de contaminants sur le site.

Les voies d'exposition directes au sol (l'ingestion, l'absorption cutanée, l'inhalation de particules en suspension) se rapporteront principalement au sol en « surface ». La définition précise du sol en surface variera d'un site à l'autre selon la profondeur de la prise d'échantillons et peut comprendre des profondeurs variant entre ≤ 5 cm à 1,5 m. Le CCME (1996) définit le sol en surface comme étant la couche de sol comprise entre la surface et une profondeur d'échantillonnage de 1,5 m. À l'exception des prélèvements peu profonds, la définition du CCME doit être employée pour définir les sols en surface et en subsurface.

Le laboratoire exécutant les analyses chimiques doit être accrédité par l'Association canadienne des laboratoires d'analyse (ACLA) ou une organisation semblable. Le CCME offre aussi des informations supplémentaires sur les protocoles d'échantillonnage, l'analyse et la gestion de données (1993a, b).

2.4 Énoncé du problème

Il est essentiel de fournir une description brève mais complète des contaminants préoccupants (CP), des récepteurs potentiels et des voies d'exposition. Les sous-sections peuvent inclure, mais ne doivent pas être limitées à :

- un dépistage et une identification de CP;
- une identification et une description des récepteurs potentiels;
- une identification des voies d'exposition applicables;
- un bref résumé décrivant les CP, les récepteurs critiques et les voies d'exposition;
- une présentation de la *Liste de vérification de l'énoncé du problème* (voir tableau 2).

2.4.1 Dépistage et identification des CP

En ce qui concerne les contaminants du sol, les CP devraient être identifiés en comparant les concentrations mesurées avec les valeurs recommandées par le CCME pour la protection de la santé humaine. Dans le cas où des recommandations du CCME pour la santé humaine ne sont pas disponibles, les directives provinciales sur la santé humaine peuvent être employées, à condition que ces directives pour les substances non cancérigènes se basent sur une valeur qui est 20 % de la valeur toxicologique de référence. Le CCME emploie 20 % de la dose journalière admissible (DJA, portant aussi le nom de dose de référence ou dose journalière acceptable) pour les recommandations sur la qualité du sol et d'autres milieux. Là où, pour un contaminant en particulier, aucune compétence canadienne n'a établi de directives pour la protection de la santé humaine, les objectifs d'assainissement (*Preliminary Remediation Goals*) de la United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) 2002, peuvent être utilisés, ajustant ceux pour les substances non cancérigènes pour ne refléter que 20 % de la dose de référence de la U.S. EPA.

Dans l'éventualité qu'un contaminant n'ait aucune directive de la qualité du sol sur la santé, le contaminant doit être inclus à titre de CP pour qu'une évaluation du risque plus poussée soit menée, à moins que les concentrations mesurées soient représentatives des concentrations naturelles ou de fond (voir ci-après).

Pour les contaminants dans les eaux souterraines, lorsque l'eau souterraine est utilisée comme source d'eau potable, les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada* (<http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/eau/index.htm>) doivent être utilisées pour déterminer les CP. Si l'eau souterraine n'est pas utilisée comme source actuelle d'eau potable, les directives provinciales disponibles devraient être révisées et utilisées selon le jugement professionnel de l'évaluateur du risque.

Avant qu'un site ne soit considéré contaminé, les concentrations des contaminants *in situ*, en particulier celles des éléments naturels, doivent aussi être comparées aux données des enquêtes locales ou régionales des concentrations de fond du sol et des eaux souterraines (et des eaux de surface, si nécessaire) dans des secteurs non contaminés, si ces données sont disponibles. Si les concentrations de contaminants préoccupants du site donné sont représentatives des niveaux naturels, le site ne pourra pas être considéré contaminé malgré le dépassement des directives génériques. Une discussion sur les niveaux de fond sera présentée à l'annexe A.

Plusieurs procédures de prélèvement d'échantillons du site donné auront été employées pour recueillir les échantillons des milieux environnementaux contaminés dont le sol, la poussière intérieure, l'eau potable, l'air intérieur ou ambiant, la végétation et/ou le biote. Plusieurs méthodes pourraient avoir été utilisées pour choisir des emplacements de prélèvement d'échantillons, de manière aléatoire, systématique (grille), ciblée (à des points chauds connus ou soupçonnés ou dans les emplacements d'occupation fréquente/continue des récepteurs), etc. L'échantillonnage de sol à un site contaminé au moment de l'évaluation environnementale du site typique vise habituellement les zones de contamination connues ou soupçonnées. En conséquence, le prélèvement d'échantillons n'est pas aléatoire et les secteurs ayant des concentrations élevées seront automatiquement échantillonnés plus fréquemment que des secteurs sans contamination. Donc, la concentration maximale déterminée par un prélèvement d'échantillons devrait, selon toute probabilité, excéder la concentration moyenne réelle des contaminants dans le sol du site donné.

Selon la quantité et la qualité des données disponibles pour un site donné, et basé sur un jugement professionnel, dans une perspective de dépistage, une variété de statistiques peut être utilisée pour représenter la concentration de contaminants du site pour un milieu donné (air, eau, sol, etc.). Les statistiques peuvent être la concentration maximale, la moyenne arithmétique, la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la moyenne, la valeur du 90^e centile ou le 95^e centile des données disponibles, etc.

Dans la plupart des cas, il est anticipé que la concentration maximale mesurée d'un contaminant sera utilisée pour caractériser sa concentration lors de l'enquête sur le terrain. Cependant, là où les données sont suffisamment rigoureuses selon l'opinion de l'évaluateur, la concentration arithmétique moyenne sera employée pour caractériser la concentration du contaminant du site en question. Dans tous les cas, une brève justification portant sur les statistiques sélectionnées devrait être fournie (par exemple, si seulement 20 échantillons ont été recueillis, le choix d'utiliser la concentration maximale est le plus approprié).

2.4.2 Identification des récepteurs potentiels

Les récepteurs susceptibles de visiter ou d'habiter un site varieront selon l'utilisation du terrain et peuvent inclure les membres du grand public, le personnel ministériel, les membres de sous-groupes de la population, etc. Les calculs de l'exposition peuvent être faits pour tous les récepteurs, tous les groupes d'âge de récepteurs ou seulement pour ces récepteurs critiques réputés pour avoir la plus grande exposition par unité de poids corporel par jour. En raison de la nature des propriétés sous compétence fédérale, les récepteurs incluront souvent les employés du ministère gardien et les membres du grand public. Les membres des sous-groupes de populations spécifiques (les Autochtones canadiens, par exemple) peuvent aussi avoir accès au site. Des récepteurs critiques de tels sous-groupes doivent être évalués, s'il est prévu qu'ils soient exposés aux contaminants du site donné.

Les groupes d'âge concernés sont identifiés par Santé Canada (1994) et le CCME (1996) tels que : les nourrissons (de 0 à 6 mois), les tout-petits (de 7 mois à 4 ans), les enfants (de 5 à 11 ans), les adolescents (de 12 à 19 ans), et les adultes (de 20 ans et plus).

Dans le cas des propriétés industrielles, il peut y avoir quelques inquiétudes quant aux risques encourus par les travailleurs de la construction pendant le travail occasionnel à court terme sur le site, en particulier le travail impliquant le creusage du sol. Si, selon l'avis de l'évaluateur du risque, le creusage du sol peut présenter des risques significatifs pour les travailleurs de la construction, même sur de courtes périodes, ce récepteur doit aussi être inclus dans l'évaluation du risque.

2.4.3 Identification des voies d'exposition applicables

Une ou plusieurs voies d'exposition peuvent ne pas être applicables (c'est-à-dire être exclues des calculs d'exposition) pour un site donné. L'évaluateur devrait identifier les voies d'exposition applicables et non applicables pour le site et en fournir une justification.

2.4.4 Liste de vérification de l'énoncé du problème

Le tableau 2 présente un exemple de liste de vérification pour aider et résumer l'énoncé du problème. Elle identifie l'utilisation du terrain, les récepteurs et les voies d'exposition fonctionnelles et non fonctionnelles. Cette liste ou toute autre liste de vérification doit être incluse avec le rapport d'évaluation du risque.

TABLEAU 2
Liste de vérification de l'énoncé du problème

Utilisation du sol Cochez (✓) les choix appropriés	Groupe(s) de récepteur(s) Cochez (✓) les choix appropriés	Récepteurs critiques Cochez (✓) les choix appropriés	Voies d'exposition Cochez (✓) les choix appropriés
agricole	grand public	nourrisson	ingestion du sol
résidentielle/ parc urbain	employés	tout-petit	absorption cutanée des contaminants du sol
commerciale, avec garderie	travailleurs de la construction	enfant	inhalation de particules dans l'air
commerciale, sans garderie	communautés autochtones canadiennes	adolescent	inhalation de la vapeur
industrielle	autre (à spécifier)	adulte	ingestion d'eau souterraine
autre (à spécifier)		autre (à spécifier)	absorption cutanée des contaminants dans l'eau
			ingestion de produits de la terre
			ingestion de poisson
			ingestion de gibier
			autre (à spécifier)

2.5 Évaluation de l'exposition

La présente section doit inclure toutes les équations d'exposition, les caractéristiques des substances chimiques, les autres hypothèses nécessaires, la concentration (maximale, arithmétique moyenne) utilisée pour représenter les concentrations des CP dans les milieux pertinents (l'air, l'eau, le sol, la végétation, etc.) de même que l'identification et les résultats de toutes les méthodes ou modèles exigés pour estimer les concentrations dans un milieu environnemental à partir de celles d'un autre milieu. Les modèles peuvent inclure ceux qui utilisent des concentrations du sol mesurées pour estimer les concentrations de l'eau souterraine, de l'eau de surface, de l'air intérieur (pour les contaminants volatils seulement), de l'air ambiant, des produits agricoles, de la végétation utilisée comme nourriture traditionnelle, de la faune servant de nourriture, etc.

Dans certains cas, les évaluateurs peuvent croire que les hypothèses et les équations présentées sont inadéquates ou inappropriées pour le site en question. Dans ces cas, l'évaluateur doit

discuter de sa préoccupation avec le ministère gardien et considérer l'usage d'hypothèses et/ou d'équations alternatives jugées appropriées. Cependant, il est obligatoire que le rapport de l'évaluation préliminaire contienne une description claire des lacunes dans les directives présentées ici en indiquant de quelle façon elles se rapportent à la question en litige et en fournissant un raisonnement convaincant (avec citations) pour soutenir l'utilisation de méthodes ou d'hypothèses alternatives. Pour ces cas, les expositions doivent être estimées en utilisant les méthodes et les hypothèses établies *et* en utilisant l'approche préférée de l'évaluateur, afin que l'impact sur les évaluations du risque soit clair et évident.

2.5.1 Caractéristiques des récepteurs potentiels

Les caractéristiques physiques (exigées pour les calculs d'exposition) pour une variété de groupes de récepteurs communs sont présentées dans le tableau 3. Lorsque les circonstances d'exposition ne sont pas représentées dans les équations et les hypothèses présentées ici, des hypothèses additionnelles de caractérisation des récepteurs devraient être prises de Richardson (1997), si disponibles. Si des données canadiennes ne sont pas publiées pour certaines caractéristiques de récepteur exigées, des sources alternatives, comme le document *Exposure Factors Manual* de la U.S. EPA (1997), doivent être employées. Lorsque des sources supplémentaires de données sont consultées, elles doivent être clairement citées avec une référence complète.

Un tableau des valeurs spécifiques utilisées dans l'évaluation préliminaire devrait être inclus dans le rapport.

2.5.2 Fréquence et durée de l'exposition

La plupart des hypothèses concernant la fréquence et la durée de l'exposition sont de nature arbitraire, étant basées sur le meilleur jugement professionnel. Tandis que ce n'est pas l'intention de mettre en doute un tel jugement professionnel, une base moins arbitraire pour ces hypothèses est préférable. Aux fins des évaluations quantitatives préliminaires des risques, la fréquence des visites du site (nombre de jours par année) et la durée de ces visites (nombre d'heures par jour) doivent être basées sur les directives présentées dans le tableau 4, à moins que, selon l'avis de l'évaluateur du risque, des hypothèses alternatives soient plus valables. La justification des hypothèses alternatives doit être citée avec une référence complète.

[Dans le tableau 3 ci-après :

1 – données non disponibles ; néanmoins, le temps passé à l'extérieur pourrait être supposé équivalent à celui des adultes si le nourrisson, le tout-petit ou l'enfant en question est accompagné d'un parent ou d'un gardien pendant l'activité extérieure.

2 – données applicables aux « consommateurs » ; ceux signalant un apport de zéro (0) ont été exclus de l'évaluation.]

TABLEAU 3
Récepteurs humains recommandés et leurs caractéristiques pour une évaluation quantitative préliminaire des risques

Population canadienne en général							
Caractéristique du récepteur	Nourrisson	Tout-petit	Enfant	Adolescent	Adulte	Travailleur de la construction	Source
Âge	De 0 à 6 mois	De 7 m. à 4 ans	De 5 à 11 ans	De 12 à 19 ans	≥ 20 ans	> 20 ans	Santé Canada, 1994
Masse corporelle (kg)	8,2	16,5	32,9	59,7	70,7	70,7	Richardson, 1997
Taux d'ingestion de sol (g/j)	0,02	0,08	0,02	0,02	0,02	0,1	CCME, 1996 MADEP, 2002
Taux d'inhalation (m ³ /j)	2,1	9,3	14,5	15,8	15,8	15,8	Richardson, 1997; Allan et Richardson, 1998
Taux d'ingestion d'eau (l/j)	0,3	0,6	0,8	1,0	1,5	1,5	Richardson, 1997
Temps passé à l'extérieur (h/j)	-- ¹	-- ¹	-- ¹	1,5	1,5	8	Richardson, 1997
Surface de la peau (cm ²)							Richardson, 1997
- Mains	320	430	590	800	890	890	
- Bras (de l'épaule au poignet)	550	890	1480	2230	2500	2500	
- Jambes (de l'aîne au pied)	910	1690	3070	4970	5720	5720	
TOTAL	1780	3010	5140	8000	9110	9110	
Charge du sol sur la peau exposée (g/cm ² /événement d'exposition)							Kissel <i>et al</i> , 1996, 1998
- Mains	1 x 10 ⁻⁴	1 x 10 ⁻³					
- Surface autre que celle des mains	1 x 10 ⁻⁵	1 x 10 ⁻⁴					
Ingestion d'aliment (g/jour) ²						S/O	Richardson, 1997
- Légumes-racines	83	105	161	227	188		
- Autres légumes	72	67	98	120	137		
- Poisson	0	56	90	104	111		
Populations autochtones canadiennes							
(les caractéristiques non répertoriées devraient être supposées équivalentes à celles de la population générale)							
Caractéristique du récepteur	Nourrisson	Tout-petit	Enfant	Adolescent	Adulte		Source
Âge	De 0 à 6 mois	De 7 mois à 4 ans	De 5 à 11 ans	De 12 à 19 ans	≥ 20 ans		Santé Canada, 1994
Ingestion ² d'aliment (g/jour)							Richardson, 1997
Poisson	0	95	170	200	220		
Gibier	0	85	125	175	270		

TABLEAU 4
Hypothèses de durée et de fréquence d'exposition pour une
évaluation quantitative préliminaire des risques

	Terrain agricole	Terrain résidentiel	Terrain commercial	Terrain industriel	Travailleur de la construction
Heures par jour sur le site	24	24	8	8	8
Jours par semaine sur le site	7	7	5	5	5
Semaines par année sur le site	52	52	52	48	2
Événements d'exposition cutanée par jour	1	1	1	1	1
Repas d'aliments contaminés consommés par jour	1	1	1	1	S/O ¹
Espérance de vie (années) pour l'amortissement des expositions ² cancérogènes	56/75	56/75	56/75	56/75	56/75

1 – non applicable

2 – si les risques de cancer ne sont évalués que pour les adultes, la durée de la vie adulte (de 20 à 75 ans, inclusivement) de 56 ans doit être appliquée ; si les risques de cancer sont évalués sur la dose journalière moyenne au cours de la vie, alors l'espérance de vie moyenne de 75 ans doit être appliquée.

2.5.3 Équations d'exposition

Les équations d'exposition recommandées pour un nombre limité de voies d'exposition sont présentées dans le tableau 5. En plus des équations présentées au tableau 5, des voies d'exposition et des équations supplémentaires peuvent aussi être incluses à l'endroit opportun où l'évaluateur désire ajouter des voies d'exposition additionnelles. Dans ces cas, la section *Énoncé du problème* dans le rapport d'ÉQPR doit fournir une explication adéquate sur le besoin d'y inclure ces voies supplémentaires. La source de toutes les équations complémentaires doit être citée avec une référence complète.

Les expositions par inhalation seront dérivées en fonction du séjour dans l'environnement contaminé (1,5 heure par jour à l'extérieur; 22,5 heures par jour si à l'intérieur; voir le tableau 3). Cependant, les expositions par ingestion de sol sont considérées être indépendantes du temps passé à l'extérieur. Bien qu'il soit peu probable que le sol ne soit ingéré comme une dose bolus, il est également peu probable que la dose soit distribuée uniformément pendant toute la journée. Donc, par prudence, 100 % de la dose involontaire de sol ingérée quotidiennement doit être considérée comme provenant du sol contaminé.

2.5.4 Niveaux de poussières respirables dans l'air

Il est prévu que cette voie d'exposition sera généralement sans importance en comparaison avec l'ingestion directe de sol et d'eau et l'absorption cutanée. Cependant, les expositions selon cette voie devraient être prises en considération, si elles sont jugées nécessaires par l'évaluateur. Lorsqu'elle est incluse, la concentration du contaminant dans la poussière respirable en suspension dans l'air doit être considérée égale à la concentration retrouvée à la surface du sol (maximale ou moyenne, tel qu'il est approprié).

Lorsque cette voie est incluse, une concentration moyenne de particules respirables (diamètre aérodynamique $\leq 10 \mu\text{m}$) dans l'air devrait être considérée égale à $0,76 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (d'après U.S. EPA, 1992). Pour des situations où une circulation routière significative sur des surfaces contaminées non pavées est un problème, un tel trafic peut produire des niveaux de poussières considérablement plus élevés. Les niveaux de poussières de routes non pavées varient selon les conditions climatiques, l'achalandage, la texture et la nature du matériel du revêtement routier (Claiborn *et al.*, 1995). Un niveau de poussière raisonnable créé par la circulation routière sur des routes non pavées est de $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (au bord de la route en aval du vent; Claiborn *et al.*, 1995).

2.5.5 Modèles

Les modèles peuvent être nécessaires pour estimer la concentration de CP dans l'eau souterraine, l'eau de surface, l'air intérieur ou ambiant, les produits alimentaires, la végétation, le poisson, le gibier ou d'autres milieux environnementaux auxquels les récepteurs sont potentiellement exposés. L'usage nécessaire de modèles doit être tenu à un niveau de complexité compatible selon le mode de dépistage dans l'évaluation du risque. Les estimations de la concentration des CP volatils de l'air intérieur doivent être dérivées des méthodes présentées par Williams *et al.* (1996) et le CCME (1996 - annexe G). De même, les estimations des concentrations de CP dans l'eau souterraine et dans l'eau de surface peuvent être obtenues des méthodes décrites par le CCME (1996). Pour estimer les concentrations de CP dans la végétation, les méthodes présentées par le CCME (1996 – *vérification des produits de la terre*) ou par le Oak Ridge National Laboratory (ORNL) (1998) peuvent être utilisées. Pour estimer les concentrations des CP dans le poisson et le gibier, de simples facteurs de bioaccumulation et/ou de bioamplification peuvent être utilisés au cas par cas selon leur disponibilité; des modèles plus sophistiqués peuvent également être employés selon le jugement de l'évaluateur du risque.

Sans tenir compte de la directive ci-dessus, d'autres méthodes de modélisation peuvent être employées si elles sont généralement acceptées. Peu importe les modèles utilisés, ceux-ci devraient être cités avec des références complètes afin d'assurer un contrôle par les pairs. L'évaluateur doit également inclure une justification pour l'emploi du modèle spécifique choisi.

TABLEAU 5
ÉQUATIONS GÉNÉRALES RECOMMANDÉES POUR L'ÉVALUATION DES DOSES

Remarque : Ces équations sont généralisées et les équations actuelles utilisées par l'évaluateur pourraient varier selon la présentation des variables, les unités employées et la présentation précise de la fréquence d'exposition, de la durée d'exposition et des durées moyennes.

INGESTION ACCIDENTELLE DE SOL CONTAMINÉ

La dose prévue de chaque contaminant par ingestion de sol est calculée comme suit :

$$Dose \text{ (mg/kg / jour)} = \frac{C_S \times IR_S \times FA_{TGI} \times J_1 \times J_2 \times J_3}{MC \times EV}$$

Où :

C_S	=	concentration de contaminant dans le sol (mg/kg)	J_2	=	semaines d'exposition par année/52 semaines
IR_S	=	taux d'ingestion de sol du récepteur (kg/j)	J_3	=	années totales d'exposition au site (pour l'évaluation des cancérogènes seulement)
FA_{TGI}	=	facteur d'absorption par le tractus gastro-intestinal (sans unité)	MC	=	masse corporelle (kg)
J_1	=	jours d'exposition par semaine/7 jours	EV	=	espérance de vie (ans) (à des fins d'utilisation pour l'évaluation des cancérogènes seulement)

INHALATION DE PARTICULES DE SOL CONTAMINÉES

La dose prévue de chaque contaminant par inhalation de poussière entraînée dans l'air est calculée comme suit :

$$Dose \text{ (mg/kg / jour)} = \frac{C_S \times IR_A \times FA_{Inh} \times J_1 \times J_2 \times J_3 \times J_4}{MC \times EV}$$

Où :

C_S	=	concentration de contaminant dans le sol (mg/kg)	J_2	=	jours d'exposition par semaine/7 jours
P_{Air}	=	concentration de particules dans l'air (kg/m ³)	J_3	=	semaines d'exposition par année/52 semaines
IR_A	=	facteur d'inhalation d'air du récepteur (m ³ /h)	J_4	=	années totales d'exposition au site (pour l'évaluation des cancérogènes seulement)
FA_{Inh}	=	facteur d'absorption par inhalation (sans unité)	MC	=	masse corporelle (kg)
J_1	=	heures d'exposition par jour (h/jour)	EV	=	espérance de vie (ans) (pour l'évaluation des cancérogènes seulement)

TABLEAU 5 (SUITE)
ÉQUATIONS GÉNÉRALES RECOMMANDÉES POUR L'ÉVALUATION DES DOSES

INHALATION DE VAPEURS CONTAMINÉES

La dose prévue de chaque contaminant par inhalation de vapeurs est calculée comme suit :

$$Dose (mg/kg / jour) = \frac{C_a \times IR_A \times FA_{inh} \times J_1 \times J_2 \times J_3 \times J_4}{MC \times EV}$$

Où :

C_a = concentration de contaminant dans l'air (mg/m³)

IR_A = taux d'inhalation du récepteur (m³/h)

FA_{inh} = facteur d'absorption d'inhalation (sans unité)

J_1 = heures d'exposition par jour (h/jour)

J_2 = jours d'exposition par semaine/7 jours

J_3 = semaines d'exposition par année/52 semaines

J_4 = années totales d'exposition au site (pour l'évaluation des cancérogènes seulement)

MC = masse corporelle (kg)

EV = espérance de vie (ans) (pour l'évaluation des cancérogènes seulement)

Remarque : C_a pourrait être mesurée directement dans l'air ou être estimée à partir des concentrations de contaminants volatils préoccupants dans le sol ou l'eau en utilisant les méthodes décrites dans le texte.

INGESTION D'EAU POTABLE CONTAMINÉE

La dose prévue de chaque contaminant par ingestion d'eau potable contaminée est calculée comme suit :

$$Dose (mg/kg / jour) = \frac{C_E \times IR_S \times FA_{TGI} \times J_1 \times J_2 \times J_3}{MC \times EV}$$

Où :

C_E = concentration d'eau potable contaminée (mg/L)

IR_S = taux d'ingestion d'eau du récepteur (l/j)

FA_{TGI} = facteur d'absorption par le tractus gastro-intestinal (sans unité)

J_1 = jours d'exposition par semaine/7 jours

J_2 = semaines d'exposition par année/52 semaines

J_3 = années totales d'exposition au site (pour l'évaluation des cancérogènes seulement)

MC = masse corporelle (kg)

EV = espérance de vie (ans) (pour l'évaluation des cancérogènes seulement)

TABLEAU 5 (SUITE)
ÉQUATIONS GÉNÉRALES RECOMMANDÉES POUR L'ÉVALUATION DES DOSES

CONTACT CUTANÉ AVEC LE SOL CONTAMINÉ

La dose prévue de chaque contaminant par contact cutané avec le sol est calculée comme suit :

$$Dose (mg/kg / jour) = \frac{(C_S \times RP_H \times SC_H) \times FA_{Peau} \times FE \times J_1 \times J_2 \times J_3}{MC \times EV}$$

Où :

C_S	=	concentration de contaminant dans le sol (mg/kg)	J_1	=	jours d'exposition par semaine/7 jours
RP_H	=	région de la peau exposée (cm ²)	J_2	=	semaines d'exposition par année/52 semaines
SC_H	=	charge de sol sur la peau exposée (kg/cm ² -événement)	J_3	=	années totales d'exposition au site (l'évaluation des cancérogènes seulement)
$FA_{Cutané}$	=	facteur d'absorption cutané (sans unité)	MC	=	masse corporelle (kg)
FE	=	fréquence d'exposition (événements/j)	EV	=	espérance de vie (ans) (l'évaluation des cancérogènes seulement)

INGESTION DE PRODUITS DE LA TERRE CONTAMINÉS, DE POISSON, DE GIBIER OU D'AUTRES ALIMENTS

La dose prévue de chaque contaminant par ingestion de produit d'alimentation contaminé, poisson et/ou gibier, est calculée comme suit :

$$Dose (mg/kg / jour) = \frac{[\sum [C_a \times IR_a \times FAR_{TGI} \times J_a]] \times J_2}{MC \times 365 \times EV}$$

Où :

C_a	=	concentration de contaminant dans l'aliment <i>a</i> (mg/kg)	J_2	=	années totales d'exposition au site (à des fins d'utilisation pour l'évaluation des cancérogènes seulement)
IR_a	=	taux d'ingestion de l'aliment <i>a</i> du récepteur (kg/j)	MC	=	masse corporelle (kg)
FAR_{TGI}	=	facteur d'absorption relative de l'aliment <i>a</i> par le tractus gastro-intestinal (sans unité)	365	=	jours au total par année (j/an)
J_a	=	jours par année pendant lesquels l'aliment <i>a</i> est consommé (j/an)	EV	=	espérance de vie (ans) (à des fins d'utilisation pour l'évaluation des cancérogènes seulement)

2.5.6 Facteurs d'absorption relative et exposition par plusieurs voies

Peu de valeurs toxicologiques de référence (VTR), s'il y en a, existent pour l'exposition par voie cutanée. Ainsi, cette exposition est couramment ajoutée à la dose orale, suivant un ajustement pour tenir compte de la biodisponibilité ou de l'absorption relative pour faire une comparaison ultérieure avec le VTR oral.

Pour quelques CP, des VTR distinctes pour l'exposition par ingestion et par inhalation sont disponibles. Dans ces cas, les expositions par le biais de chacune de ces voies devraient être déterminées individuellement afin de pouvoir les comparer à des VTR spécifiques à certaines voies d'exposition.

Dans les cas où seulement une VTR par voie orale est disponible, les expositions par toutes les voies (orale, cutanée, par inhalation) devraient être additionnées pour les comparer avec la VTR orale.

Pour les CP où de multiples voies d'exposition seront additionnées pour les comparer avec une seule VTR, il sera nécessaire d'appliquer des facteurs d'absorption relative (FAR) dans les calculs de l'exposition. Les expositions par voie orale doivent toujours être considérées comme ayant une absorption relative de 100 % (FAR = 1). Au moment où les expositions d'inhalation sont additionnées aux expositions par voie orale, le FAR d'inhalation sera généralement égal à 1 par défaut, à moins qu'il y ait une bonne preuve que l'absorption respiratoire est, de façon significative, inférieure à 100 %.

Lorsque les expositions cutanées sont additionnées avec les expositions orales, les valeurs de FAR présentées dans le tableau 6 doivent être utilisées, à moins que d'autres données appropriées et justifiables aient été identifiées (avec des citations appropriées). Pour des contaminants non inscrits dans le tableau 6, d'autres sources, telles que le Risk Assessment Information System (IRIS; http://risk.lsd.ornl.gov/rap_hp.shtml), les profils toxicologiques publiés par la Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR; www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html) ou d'autres documents de source reconnue doivent être consultés. Lors de la consultation de sources de données supplémentaires, elles doivent être clairement citées avec une ou des références complètes.

Pour d'autres formes d'exposition cutanée, comme celles impliquant une immersion dans l'eau, l'absorption cutanée en unités de $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{h}$ peut être exigée. La source de telles équations et hypothèses, si nécessaire, doit être clairement citée avec une ou des références complètes.

TABLEAU 6
Facteurs d'absorption cutanée relative (FAR_{Cutanée}) recommandés
pour une évaluation quantitative préliminaire des risques
(selon le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario (MEÉO), 1996b)

Produit chimique	FAR _{CUTANÉE}	Produit chimique	FAR _{CUTANÉE}
ACÉNAPHTHÈNE	0,2	1,2-DICHLORÉTHYLÈNE, CIS	0,1
ACÉNAPHTHYLÈNE	0,18	1,2-DICHLORÉTHYLÈNE, TRANS	0,1
ACÉTONE	0,1	2,4-DICHLOROPHÉNOL	0,4
ALDRINE	0,25	1,2-DICHLOROPROPANE	0,2
ANTHRACÈNE	0,29	1,3-DICHLOROPROPÈNE	0,2
ANTIMOINE	0,1	DIELDRINE	0,25
ARSENIC	0,03	PHTHALATE DE DIÉTHYLE	0,02
BARYUM	0,1	PHTHALATE DE DIMÉTHYLE	0,07
BENZÈNE	0,08	2,4-DIMÉTHYLPHÉNOL	0,26
BENZO(A)ANTHRACÈNE	0,2	2,4-DINITROPHÉNOL	0,26
BENZO(A)PYRÈNE	0,2	2,4-DINITROTOLUÈNE	0,13
BENZO(B)FLUORANTHÈNE	0,2	ENDOSULFANE	0,2
BENZO(G,H,I)PERYLÈNE	0,18	ENDRINE	0,25
BENZO(K)FLUORANTHÈNE	0,2	ÉTHYLBENZÈNE	0,2
BÉRYLLIUM	0,03	DIBROMURE D'ÉTHYLÈNE (1,2-DIBROMOÉTHANE)	0,1
1,1-BIPHÉNYLE	0,08	FLUORANTHÈNE	0,2
OXYDE DE BIS (2-CHLOROÉTHYLE)	1	FLUORÈNE	0,2
OXYDE DE BIS (2-CHLOROISOPROPYL)	1	HEPTACHLORE	0,2
PHTALATE DE BIS(2-ÉTHYLHEXYLE)	0,02	HEPTACHLORÉPOXYDE	0,2
BROMODICHLOROMÉTHANE	0,1	HEXACHLOROBENZÈNE	0,13
BROMOFORME (TRIBROMOMÉTHANE)	0,11	HEXACHLOROBUTADIÈNE	0,2
BROMURE DE MÉTHYLE	0,1	HEXACHLOROCYCLOHEXANE, GAMMA (GAMMA-HCH)	0,2
CADMIUM	0,14	HEXACHLOROÉTHANE	1
TÉTRACHLORURE DE CARBONE	0,1	INDÉNO(1,2,3-CD)PYRÈNE	0,2
CHLORDANE	0,05	PLOMB	0,006
P-CHLOROANILINE	0,1	MERCURE	0,05
CHLOROBENZÈNE	0,1	MÉTHOXYCHLORE	0,2
CHLOROFORME	0,1	MÉTHYLÉTHYLCÉTONE	0,1
2-CHLOROPHÉNOL	0,26	MÉTHYLISOBUTYLCÉTONE	0,1
CHROME(III)	0,04	MÉTHYLMERCURE	0,2
CHROME(VI)	0,09	OXYDE DE MÉTHYLE ET DE TERT-BUTYLE	0,1
CHRYSÈNE	0,2	CHLORURE DE MÉTHYLÈNE (DICHLORMÉTHANE)	0,1
COBALT	0,1	MÉTHYL-2 NAPHTHALÈNE	0,1
CUIVRE	0,1	MOLYBDÈNE	0,1

Produit chimique	FAR _{CUTANÉE}	Produit chimique	FAR _{CUTANÉE}
CYANURE	0,3	NAPHTHALINE	0,1
DIBENZO(A,H)ANTHRACÈNE	0,09	NICKEL	0,35
DIBROMOCHLOROMÉTHANE	0,1	P,P'-DDD	0,2
1,2-DICHLOROBENZÈNE, (O-DCB)	0,1	P,P'-DDE	0,2
1,3-DICHLOROBENZÈNE, (M-DCB)	0,1	P,P'-DDT	0,2
1,4-DICHLOROBENZÈNE, (P-DCB)	0,1	PENTACHLOROPHÉNOL	0,11
3,3'-DICHLOROBENZIDINE	0,54	HYDROCARBURES PÉTROLIERS (HCP; CCME F1 – F4)	0,2 ^a
1,1-DICHLORURE D'ÉTHYLÈNE	0,13	PHÉNANTHRÈNE	0,18
1,2-DICHLORURE D'ÉTHYLÈNE	0,1	PHÉNOL	0,26
1,1-DICHLORÉTHYLÈNE	0,1	PYRÈNE	0,2
SÉLÉNIUM	0,002	1,1,2-TRICHLOROÉTHANE	1
ARGENT	0,25	TRICHLOROÉTHYLÈNE	0,1
STYRÈNE	0,2	TRICHLORO-2,4,6 PHÉNOL	0,26
TÉTRACHLOROÉTHYLÈNE	0,1	TRICHLORO-2,4,5 PHÉNOL	0,26
THALLIUM	0,01	VANADIUM	0,1
TOLUÈNE	0,12	CHLORURE DE VINYLE (CHLOROÉTHYLÈNE)	0,16
1,2,4-TRICHLOROBENZÈNE	0,08	XYLÈNES (MÉLANES D'ISOMÈRES)	0,12
1,1,1-TRICHLOROÉTHANE	0,1	ZINC	0,02

a – voir le CCME, 2000

2.5.7 Substances cancérigènes

Pour les substances cancérigènes, seule l'exposition de récepteurs adultes doit être déterminée, selon les méthodes du CCME (1996) et de Santé Canada (1995) pour la dérivation des lignes directrices pour la qualité du sol pour des substances cancérigènes. La variabilité entre l'exposition d'un adulte et l'exposition moyenne à vie est beaucoup plus petite que l'incertitude inhérente à la dérivation des facteurs de pente pour l'activité cancérigène. Donc, l'apport quotidien moyen à vie, qui est plus complexe, n'a pas besoin d'être déterminé pour une évaluation préliminaire, à moins que ne le préfère l'évaluateur.

En établissant les lignes directrices pour la qualité du sol relatives à la santé humaine, ni le CCME (1999) ni Santé Canada (voir Santé Canada, 1995, par exemple) n'ont amorti des expositions plus courtes que celle de la durée de vie sur l'espérance de vie moyenne. Par exemple, lorsque les directives pour des propriétés industrielles ont été dérivées, une moyenne de l'exposition a été faite afin de représenter les expositions professionnelles prévues à 8 heures par jour, 5 jours par semaine, 48 semaines par an (CCME, 1996). Par contre, l'exposition durant la carrière (soit 35 ans), n'a pas été répartie sur l'espérance de vie. Cependant, il est généralement considéré que l'exposition aux doses ou aux concentrations d'une substance cancérigène aux

niveaux environnementaux relativement bas exige une augmentation concurrente de la durée d'exposition pour donner suite à un cancer. Aussi, les valeurs de l'activité cancérigène ($DT_{0,05}$, $CT_{0,05}$, le coefficient de cancérigénicité) proviennent généralement de l'hypothèse d'une exposition à vie.

La validité et le fondement de l'amortissement de l'exposition aux substances cancérigènes sont en cours de révision par Santé Canada. Ainsi, avant que cette révision ne soit terminée, des expositions aux substances cancérigènes plus courtes que la durée de vie doivent être amorties sur la moyenne de l'espérance de vie (75 ans) si le risque du cancer est basé sur l'exposition moyenne quotidienne à vie, ou amortie sur une période de 56 ans (durée de l'âge adulte) si le risque de cancer est basé sur des estimations chez les adultes seulement. La durée d'exposition recommandée pour les différentes utilisations du sol est définie dans le tableau 4.

2.6 Évaluation du risque

Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada doivent être utilisées lorsqu'elles sont disponibles. Celles-ci sont présentées dans un document de référence (Santé Canada, 2003). Au cas où une substance n'a pas de VTR émise par Santé Canada, la valeur devrait être obtenue auprès des agences suivantes, présentées par ordre de préférence :

- 1) Integrated Risk Information System de la U.S. EPA (IRIS);
<http://www.epa.gov/iriswebp/iris/index.html>;
- 2) Organisation mondiale de la santé (OMS); plusieurs sources incluant :
<http://www.inchem.org/>
<http://jecfa.ilsa.org/index.html>
http://www.who.dk/air/Activities/20020620_1
- 3) Netherlands National Institute of Public Health and the Environment (RIVM);
<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- 4) Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) (États-Unis)
<http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>

Pour chaque CP, la source de chaque VTR et la ou les voies d'exposition correspondant à leur application doivent être identifiées.

Dans certains cas, les évaluateurs peuvent croire que les VTR présentées par Santé Canada (2003) sont inadéquates ou inappropriées pour l'application au site en question. L'évaluateur doit alors discuter de sa préoccupation avec le ministère gardien, et considérer les utilisations de VTR alternatives jugées appropriées. Cependant, il est obligatoire que le rapport de l'évaluation préliminaire contienne une description claire des lacunes dans les VTR présentées par Santé Canada ainsi qu'un raisonnement convaincant (avec citations) pour soutenir l'utilisation d'une

valeur différente. Dans ces cas, les risques doivent être caractérisés en utilisant la VTR désignée et la valeur préférée de l'évaluateur.

2.7 Caractérisation du risque

2.7.1 Substances non cancérigènes – exposition à une seule substance

Pour les substances présentant des risques, autres que le cancer, l'indice de risque (IR), soit le rapport de l'exposition estimée (pour chaque récepteur critique) à la dose journalière admissible ou la concentration tolérable dans l'air, sera calculé comme suit :

$$IR = \frac{\text{estimation de l'exposition } (\mu\text{g/kg/jour})}{\text{dose journalière admissible } (\mu\text{g/kg/jour})}$$

OU, dans le cas de contaminants atmosphériques ayant une concentration tolérable dans l'air en $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$,

$$IR = \frac{\text{concentration dans l'air } (\mu\text{g}/\text{m}^3) \times \text{fraction de la durée de l'exposition}}{\text{concentration tolérable dans l'air } (\mu\text{g}/\text{m}^3)}$$

Les indices de risque pour les différentes voies d'exposition doivent être présentés là où il y a des VTR spécifiques à une voie d'exposition. Lorsque les expositions par des voies multiples sont additionnées pour être comparées à une seule VTR (par exemple, il est fréquent de faire la somme des expositions par voies orale et cutanée pour comparer avec la DJA orale), il est seulement nécessaire d'afficher le IR pour la somme de l'exposition

Dans le cadre de l'évaluation quantitative préliminaire des risques, les expositions associées à un $IR \leq 0,2$ sont considérées négligeables. Ce seuil de $\leq 0,2$ a été adopté également par le CCME (1996) et le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario (MEÉO) (1996a) et c'est maintenant une pratique acceptée d'emblée.

2.7.2 Substances cancérigènes – exposition à une seule substance

Dans le cas des substances considérées cancérigènes, l'estimation de l'exposition (amortie tel qu'il est approprié) sera multipliée par le coefficient de cancérigénicité dans le but de dériver une estimation conservatrice du risque additionnel de cancer associé à cette exposition. Le risque additionnel de cancer (RAC) est calculé de la façon suivante :

$$RAC = \text{exposition } (\mu\text{g/kg/jour}) \times \text{coefficient de cancérogénicité en } (\mu\text{g/kg/jour})^{-1}$$

OU, dans le cas des contaminants atmosphériques,

$$RAC = \text{concentration dans l'air } (\mu\text{g/m}^3) \times \text{fraction de la durée de l'exposition} \\ \times \text{coefficient de cancérogénicité } (\mu\text{g/m}^3)^{-1}$$

Là où il y a des coefficients de cancérogénicité spécifiques à des voies d'exposition, les risques par inhalation et par voies orale et cutanée doivent être estimés séparément. Dans d'autres cas, les risques de cancer à partir de l'exposition simultanée par les voies d'inhalation, cutanée et orale seront estimés.

Les risques de cancer seront considérés comme « négligeables » (*de minimus*) là où le risque additionnel de cancer estimé est de ≤ 1 dans 100 000 ($\leq 1 \times 10^{-5}$). La justification raisonnée pour ce niveau du risque essentiellement négligeable est présentée dans l'annexe B.

2.7.3 Expositions aux mélanges

En ce qui concerne l'exposition simultanée à de multiples produits chimiques préoccupants, les indices de risque d'effets non cancérogènes doivent être considérés comme étant additifs dans le cas des substances jugées par l'évaluateur du risque d'avoir des organes/effets/mécanismes cibles d'action similaires. Pour les fins de l'évaluation préliminaire, le risque associé à un IR total de $\leq 0,2$ sera jugé négligeable.

Pour des substances cancérogènes ayant les mêmes organes cibles et types de cancer, les risques doivent être considérés additifs. Le risque total de cancer dans de tels cas devra être considéré « essentiellement négligeable » là où l'estimation totale du risque additionnel de cancer est de ≤ 1 sur 100 000 ($\leq 1 \times 10^{-5}$).

2.8 Hypothèses non standards et valeurs toxicologiques de référence

Dans les situations où les évaluateurs introduisent des voies d'exposition, des équations, des hypothèses et/ou des VTR différentes de, ou en addition à, celles présentées dans la présente directive, les répercussions sur les estimations de l'exposition et du risque doivent être résumées et discutées.

- Les expositions ont-elles augmenté, diminué ou demeurent-elles essentiellement inchangées par rapport aux résultats des procédures recommandées?

- Les estimations du risque ont-elles augmenté, diminué ou demeurent-elles essentiellement inchangées par rapport aux résultats des procédures recommandées?
- Est-ce que les méthodes recommandées prévoient des risques négligeables tandis que les méthodes alternatives suggèrent qu'un risque existe? Ou vice versa?

2.9 Incertitudes

Les incertitudes dans les évaluations d'exposition et du risque doivent être discutées. Les discussions doivent inclure, mais ne devraient pas être limitées à :

- la qualité et la quantité des données;
- l'utilisation de concentration maximale des CP (lorsqu'il est approprié);
- les facteurs, les hypothèses et les modèles susceptibles de surestimer des expositions et des risques;
- les facteurs, les hypothèses et les modèles susceptibles à sous-estimer des risques.

2.10 Conclusions et discussion

Les conclusions incorporant l'ensemble des risques présentés par le site donné doivent être résumées dans la présente section du rapport d'ÉQPR. Toutes autres questions à examiner qui, selon l'avis de l'évaluateur, exigent une discussion, mais n'ayant pas été présentées dans d'autres sections, devraient être présentées ici.

2.11 Recommandations

La présente section doit contenir la liste de toutes les recommandations découlant des résultats de l'évaluation quantitative préliminaire des risques.

2.12 Références bibliographiques

Le rapport doit contenir des références complètes afin de permettre aux pairs réviseurs d'identifier et d'obtenir tous les documents ou d'autre source d'information utilisés dans le rapport. Une liste complète de ces références est exigée.

3. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Les références bibliographiques aux directives fournies sont :

Allan, M., et G.M. Richardson. 1998. Probability density functions describing 24-hour inhalation rates for use in human health risk assessments. *Human and Ecological Risk Assessment* 4(2): 379-408.

Claiborn, C., *et al.* 1995. Evaluation of PM₁₀ emission rates from paved and unpaved roads using tracer techniques. *Atmos. Environ.* 29(10): 1075-1089.

- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 1993a. *Guide pour l'échantillonnage, l'analyse des échantillons et la gestion des données des lieux contaminés - volume I : Rapport principal*. Rapport du CCME EPC-NCS62E. CCME, Winnipeg. Décembre 1993.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 1993b. *Guide pour l'échantillonnage, l'analyse des échantillons et la gestion des données des lieux contaminés - volume II : Sommaires des méthodes d'analyse*. CCME, Winnipeg.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 1996. *Protocole d'élaboration de directives pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine*. Rapport du CCME EPC-101E, CCME. Mars 1996.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 1999. *Directives de la qualité de l'environnement canadien* (et mises à jour). CCME, Winnipeg.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 2000. *Canada-Wide Standards for Petroleum Hydrocarbons (PHCs) in Soil : Scientific Rationale* (Documentation technique à l'appui) CCME, Winnipeg. Accessible sur le Web : http://www.ccme.ca/assets/pdf/phc_sci_rat_final_e.pdf
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 2001. *Normes panaméricaines des composés d'hydrocarbure de pétrole (CHP) selon le CCME*. CCME, Winnipeg. Accessible sur le Web : http://www.ccme.ca/assets/pdf/phcs_in_soil_standard_e.pdf
- Kissel, J.C., K.Y. Richter et R.A. Fenske. 1996. Field measurement of dermal soil loading attributable to various activities: implications for exposure assessment. *Risk Anal.* 16(1): 115-125.
- Kissel, J.C., *et al.* 1998. Investigation of dermal contact with soil in controlled trials. *J. Soil Contam.* 7(6): 737-752.
- Massachusetts Department of Environmental Protection (MADEP). 2002. *Technical Update: Calculation of Enhanced Soil Ingestion Rate*. Office of Research and Standards, MADEP, Boston, MA. Accessible sur le Web: <http://www.state.ma.us/dep/ors/files/soiling.doc>
- Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario (MEÉO). 1996a. *Guidance on Site-Specific Risk Assessment for Use at Contaminated Sites in Ontario*. Standards Development Branch, MEEO, Toronto.
- Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario (MEÉO). 1996b. *Rationale for the Development and Application of Generic Soil, Groundwater and Sediment Criteria for Use at Contaminated Sites in Ontario* (incluant toutes les annexes). ISBN: 0-7778-4504-5 (copie disquette). Standards Development Branch, MEÉO, Toronto.
- Oak Ridge National Laboratory (ORNL). 1998. *Empirical Models for the Uptake of Inorganic Chemicals from Soil to Plants*. Report BJC/OR-133, ORNL.
- Richardson, G.M. 1997. *Compendium of Canadian Human Exposure Factors for Risk Assessment*. Ottawa: O'Connor Associates Environmental Inc.
- Risklogic Scientific Services Inc. 2003. *Preliminary Screening-Level Risk Assessment (SLRA): Development of a Standardized Statement of Work and a Site Checklist to Aid SLRA for Fisheries*

- and Oceans Canada - Final Report*. Rapport de contrat préparé pour le Bureau de la coordination de l'environnement, Pêches et Océans Canada, Ottawa.
- Santé Canada. 1994. *L'évaluation du risque à la santé humaine pour les substances d'intérêt prioritaires. Loi canadienne sur la protection de l'environnement, Rapport d'évaluation*. Santé Canada, Ottawa. 42 p.
- Santé Canada. 1995. *Directives pour la qualité des sols pour la santé humaine dans les lieux contaminés du Canada. Effets sur la santé humaine : arsenic inorganique. Rapport final*. Division air et déchets, Direction de l'hygiène du milieu, Santé Canada, Ottawa. Accessible sur le Web: http://www.hc-sc.gc.ca/ehp/ejd/catalogue/bch_pubs/contaminated_sites_arsenic.pdf
- Santé Canada. 2004. *Évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.
- Société canadienne d'hypothèques et de logement (SCHL). 1997. *Evaluation of Site-specific Risk Assessment for Contaminated Lands*. SCHL. Rapport de contrat soumis par Golder Associates Ltd. Le 4 mars 1997.
- United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA). 1992. *Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume I – Human Health Evaluation Manual (Part B, Development of Risk-based Preliminary Remediation Goals)*. EPA/540/R-92/003, U.S. EPA, Washington, DC.
- United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA). 1997. *Exposure Factors Handbook, Volume I: General Factors; Volume II: Food Ingestion Factors; Volume III: Activity Factors*. EPA/600/P-95/002Fa, U.S. EPA, Washington, DC. Août 1997.
- United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA). 2002. *Preliminary Remediation Goals (PRGs): EPA Region 9 PRGs Table*. U.S. EPA. Daté du 10/01/02. Accessible sur le Web : <http://www.epa.gov/region09/waste/sfund/prg/files/02table.pdf>
- Williams, D.R., J. Paslawski et G.M. Richardson. 1996. Development of a screening relationship to describe migration of contaminant vapours into buildings. *J. Soil Contam.* 5(2): 141-156.

ANNEXE A

Détermination des contaminants préoccupants : concentrations de fond (naturelles) locales ou régionales dans le sol, l'eau souterraine et l'eau de surface

Avant qu'un site ne soit considéré contaminé, les concentrations de contaminants au site même, notamment les concentrations d'éléments naturels, devraient être comparées aux données des enquêtes locales et régionales relatives à la qualité du sol, à la qualité de la nappe phréatique (qualité de l'eau souterraine) ou à la qualité de l'eau de surface dans les zones non contaminées. Lorsque c'est possible, de telles enquêtes devraient être menées au moment de l'évaluation environnementale du site, bien que la collecte d'échantillons de fond à ce moment-là est généralement rare. Néanmoins, les résultats de plusieurs enquêtes régionales relatives au sol sont disponibles auprès des sources scientifiques publiées. Des données d'enquêtes relatives au sol sont par ailleurs disponibles auprès des ministères provinciaux de ressources naturelles, lesquels ont mené et compilé les données d'enquêtes relatives au sol pour la prospection et la cartographie des minéraux. Dans un même ordre d'idée, la Commission géologique du Canada (CGC) a compilé de nombreuses enquêtes à grande échelle et à petite échelle pour la prospection et la cartographie des minéraux à travers le Canada. Ces enquêtes du CGC sont accessibles au public sous forme de fichiers publiés, pour lesquels une recherche et une consultation peuvent être effectuées dans les points de vente ou à la bibliothèque du CGC.

Si des concentrations de contaminants préoccupants sont représentatifs des niveaux de fond trouvés sur le site, le site pourrait ne pas être considéré contaminé en dépit du fait que les directives génériques sont excédées.

Plusieurs contaminants, en particulier les métaux, sont présents naturellement et les niveaux de base peuvent dépasser les directives génériques du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) et d'autres sans pour autant représenter une contamination industrielle ou anthropogénique. À titre d'exemple, l'arsenic est un contaminant de choix. La ligne directrice du CCME pour la qualité du sol de l'arsenic est de 12 ppm. Cette ligne directrice a été élaborée à partir de la concentration de fond naturelle « nationale » de 10 ppm d'arsenic des terres agricoles du Sud de l'Ontario et des Prairies, avec 2 ppm de plus représentant la contamination supplémentaire (au-delà du niveau de fond) associée à 1 risque de cancer sur 1 million (Santé Canada, 1995). Bien que les niveaux de fond d'arsenic de ces terres agricoles ne soient que de 10 ppm, le niveau de base régional d'arsenic pour l'Ontario est de 17 ppm (MEÉO, 1997b), et dans certaines régions de la Colombie-Britannique, il s'élève jusqu'à 25 ppm (Ministry of Water, Land and Air Protection (BCMWLAP) Colombie-Britannique, non daté). À Sydney, en Nouvelle-Écosse, un échantillonnage local a déterminé que la concentration de fond urbaine locale d'arsenic peut atteindre 200 ppm (JDAC Environment Ltd., 2002). Quant à Yellowknife, dans les Territoires du Nord-Ouest, les moyennes des niveaux d'arsenic présents

naturellement dans le sol mesurent approximativement 150 ppm et les niveaux naturels excèdent occasionnellement 1500 ppm (Richardson, 2002).

La ville de Yellowknife est située sur une anomalie géologique communément appelée ceinture de roches vertes. Les ceinture de roches vertes et autres dépôts géologiques sont riches en gisements minéraux, dans lesquels l'arsenic est un contaminant naturel. Les sols dérivés de tels gisements minéraux comporteront des concentrations naturellement élevées de ces éléments. En fait, la prospection des gisements de minéraux est fréquemment accomplie en recherchant des niveaux d'arsenic anormalement élevés dans les sols (voir Richardson, 2002). Ainsi, l'arsenic et d'autres métaux peuvent être présents dans les sols à des niveaux qui excèdent de loin les valeurs des lignes directrices nationales ou provinciales, quoique de tels niveaux ne représentent pas une pollution anthropogénique ou industrielle.

Lors de l'élaboration des directives nationales, le CCME obtient les valeurs en déterminant la concentration acceptable ou essentiellement négligeable au-delà du niveau de fond (naturel) (CCME, 1996a). Le CCME reconnaît par ailleurs que les niveaux naturels dans le sol varient selon l'espace et recommande que les objectifs locaux de la qualité du sol étant calculés incorporent les concentrations de fond locales ou régionales, s'ils diffèrent considérablement de la valeur naturelle utilisée dans l'élaboration de la directive générique nationale (CCME, 1996b).

Dans certains cas, il pourrait être approprié d'utiliser les concentrations de fond « urbaines », plutôt que celles associées aux régions plus rurales. Cela est particulièrement vrai dans le cas des substances cancérigènes où l'évaluation et la gestion des risques visent des risques *incrémentiels* au-delà des niveaux de fond. Si l'environnement urbain local et/ou les propriétés adjacentes ont des concentrations élevées provenant de sources autres que celles de la propriété en cause, et que ces concentrations élevées sont acceptées et ne sont pas destinées à des mesures d'assainissement ou de gestion du risque, alors ce niveau de fond pourrait constituer la concentration de fond appropriée pour l'évaluation et la gestion du risque. Toutefois, un jugement professionnel sera requis pour déterminer la valeur la plus pertinente à la définition des concentrations de fond.

Le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario (MEÉO, 1997) présente les éléments principaux d'une approche des niveaux de fond et des critères propres à l'Ontario (tableau F). Une orientation similaire est en outre fournie par le Ministry of Water, Land and Air Protection de la Colombie-Britannique (BCMWLAP, non daté).

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Colombie-Britannique. Ministry of Water, Land and Air Protection (BCMWLAP) (non daté). *Protocol 4: Determining Background Soil Quality. Section 53, Contaminated Sites Regulation, Waste Management Act*. Government of British Columbia, Victoria, C.-B. Accessible sur le Web: http://wlapwww.gov.bc.ca/epd/epdpa/contam_sites/policy_procedure_protocol/protocols/background_soil.html
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 1996a. *Protocole d'élaboration de directives pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine*. Rapport CCME EPC-101E, CCME. Mars 1996.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 1996b. *Document d'orientation sur l'établissement d'objectifs particuliers à un terrain en vue d'améliorer la qualité du sol des lieux contaminés au Canada*. CCME, Winnipeg, Manitoba. Mars 1996.
- JDAC Environment Ltd. 2002. *Background Surface Soil Concentrations, Urban Reference Area, Human Health Risk Assessment North of Coke Ovens (NOCO) Area – Sydney, N.-É.* Rapport de contrat soumis à Travaux publics et Services gouvernementaux Canada.
- Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario (MEÉO). 1997. *Guideline for Use at Contaminated Sites in Ontario*. MEÉO, Toronto. Révisé en février 1997.
- Richardson, G.M. 2002. *Determining Natural (Background) Arsenic Soil Concentrations In Yellowknife NWT, and Deriving Site-Specific Human Health-Based Remediation Objectives For Arsenic In The Yellowknife Area*. Rapport final, soumis par Risklogic Scientific Services Inc. au Yellowknife Arsenic Soils Remediation Committee (YASRC), Yellowknife. Avril 2002.
- Santé Canada. 1995. *Directives pour la qualité des sols pour la santé humaine dans les lieux contaminés du Canada. Effets sur la santé humaine : arsenic inorganique*. Division air et déchets, Direction de l'hygiène du milieu, Santé Canada. Rapport non publié. Février 1995.

ANNEXE B

Risques de cancer essentiellement négligeables pour l'évaluation des risques d'un site contaminé

Lors de l'évaluation des risques posés par l'exposition aux substances cancérigènes, les organismes de réglementation tels que Santé Canada et la Environmental Protection Agency (U.S. EPA) supposent que tout niveau d'exposition (autre que nul) est associé à un certain risque hypothétique quelconque de cancer. Par conséquent, les organismes de réglementation spécifient le niveau des risques cancérigènes qui est considéré acceptable, tolérable ou essentiellement négligeable.

Dans les années 1970, la Food and Drug Agency (FDA) était la première à aborder ce sujet en adoptant un niveau du risque défini à un risque de cancer de 1 sur 1 million (10^{-6}), puisque les risques à croissance incrémentielle associés avec les résidus cancérigènes contenus dans les aliments étaient considérés être « essentiellement nuls » (Kelly, 1991). L'origine de ce niveau du risque « essentiellement nul » était purement arbitraire. Le niveau du risque de 10^{-6} est depuis devenu courant dans la régulation et la gestion des contaminants environnementaux, dont l'appui le plus important provient de la U.S. EPA, laquelle utilise 10^{-6} comme son jalon principal pour une exposition « acceptable » aux substances cancérigènes auxquelles est exposée la population en général.

Bien que le risque de cancer de 1 sur 1 million (10^{-6}) représente le niveau du risque le plus souvent utilisé pour la gestion des risques associés à la contamination environnementale (et du sol), plusieurs organismes fédéraux et provinciaux, y compris la U.S. EPA, identifient des risques d'incidence de cancer à croissance incrémentielle, variant généralement de 1 sur 10 000 (ou 1×10^{-4}) à 1 sur 1 000 000 (ou 1×10^{-6}), comme échelle des valeurs acceptables du risque, selon la situation et les circonstances d'exposition (Graham, 1993 ; Kelly, 1991 ; Lohner, 1997 ; Travis, 1987 ; U.S. EPA, 1991).

En revanche, de nombreuses normes industrielles relatives aux milieux de travail (par exemple, la American Conference of Governmental Industrial Hygienists [ACGIH], 2002) offrent seulement le niveau du risque de 1×10^{-3} ou supérieur (par exemple, un risque de 1×10^{-2} , ou de 1 sur 100, soit une chance de 1 %). Ce risque de cancer plus élevé est « accepté » dans les milieux de travail, puisqu'il est d'ordre technologique ou financier impossible de contrôler les expositions à des niveaux plus bas et que la nature de l'exposition est habituellement considérée comme tant connue et « volontaire » au site de travail. La Cour suprême des États-Unis respecte les prémisses industrielles pour de telles normes (Graham, 1993).

En établissant les lignes directrices sur la qualité du sol au Canada, le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 1996) a prescrit le niveau du risque de 10^{-6} comme étant

essentiellement négligeable. Ce dernier a été établi comme le plus bas point commun parmi les organismes provinciaux et fédéraux participant au processus d'élaboration des lignes directrices du CCME. Cependant, le CCME (1996) reconnaît que la désignation du risque de cancer négligeable est une question politique plutôt que scientifique, permettant à différents organismes d'établir une telle politique en cohérence avec leurs activités de réglementation environnementale. À cet effet, Santé Canada, lors de la publication des lignes directrices pour la qualité des sols pour protéger la santé humaine, en soutien au processus du CCME, a publié la concentration de substances cancérigènes dans les sols associée aux risques s'étendant de 1 sur 10 000 (10^{-4}) à 1 sur 10 000 000 (10^{-7}) (voir Santé Canada, 1995, par exemple).

Santé Canada (autrefois Santé et Bien-être social Canada [SBSC], 1989), à titre de conseiller fédéral à l'égard des questions de santé environnementale, a établi que le risque de cancer entre 1 sur 1 millier (10^{-5}) et 1 sur 1 million (10^{-6}) est « essentiellement négligeable » pour les substances cancérigènes présentes dans l'eau potable. Bien qu'une directive publiée à cet effet par Santé Canada ait été restreinte aux expositions par le biais de l'eau potable, le niveau du risque de 10^{-5} est généralement accepté par les organismes fédéraux et les autres participants à l'évaluation des risques de sites contaminés. Par exemple, ce niveau du risque a été jugé essentiellement négligeable pour les évaluations du risque menées à Sydney, en Nouvelle-Écosse, pour les contaminants du sol associés aux étangs de goudron de Sydney (JDAC Environment Ltd., 2002).

Les provinces de l'Atlantique (N.-É., N.-B., Î.-P.-É., T.-N./Lab.) ont mis en application une approche commune pour procéder à l'évaluation des risques de sites contaminés, connue sous l'acronyme RBCA de l'Atlantique (Risk-Based Corrective Action) (Comité PIRI de l'Atlantique, 1999). Suivant ce cadre commun d'évaluation et de gestion des risques, un niveau du risque acceptable ou essentiellement négligeable de 10^{-5} a été adopté.

L'incidence de fond du cancer au Canada et aux États-Unis est élevée, étant associée à un niveau du risque de 10^{-5} ou 10^{-6} . La probabilité d'être atteint du cancer aux États-Unis et au Canada est d'environ 0,4 ou 40 % au cours d'une vie (Institut national sur le cancer de Canada [INCC], 2001; National Cancer Institute [NCI], 1999). Ainsi, un risque de cancer excédentaire ou incrémentiel de 1×10^{-5} fait passer le risque à vie d'une personne d'être atteinte du cancer de 0,40000 à 0,40001.

Une certaine proportion inconnue de cette incidence « de fond » de cancer est attribuée être associée à l'exposition aux contaminants environnementaux. Néanmoins, un risque de cancer incrémentiel (supérieur au niveau de fond) de 10^{-5} ne représente qu'une augmentation de

0,0025 % par rapport à l'incidence de fond du cancer; une augmentation qui passerait inaperçue dans les données statistiques et épidémiologiques, notamment dans les plus petites populations vivant à proximité des sites contaminés.

Les taux incrémentiels de cancer hypothétiques associés aux substances cancérigènes des sites contaminés sont évalués par des coefficients de cancérigénicité élaborés à partir d'études épidémiologiques chez l'humain et d'analyses biologiques sur le cancer chez les animaux. En général, l'incidence de cancer chez les adultes professionnellement exposés ou chez les animaux de laboratoire (les deux étant exposés à des doses beaucoup plus élevées que les niveaux d'exposition de la population en général ou des populations habitant à proximité de sites contaminés) est tracée point par point en fonction de la dose d'exposition (souvent normalisée pour la durée de l'exposition, notamment dans les études professionnelles) et une courbe de dose-réponse est ajustée à ces données. Cette courbe de dose-réponse est par la suite extrapolée à partir des niveaux d'exposition de l'étude jusqu'à une dose nulle, en supposant qu'il n'existe pas de seuil en dessous duquel le cancer est improbable. Aux États-Unis (Crump, 1996), l'extrapolation des niveaux d'exposition faibles est établie par l'application du modèle linéaire à stades multiples, un modèle statistique pouvant décrire les relations dose-effet et non linéaires, et produisant une limite supérieure de confiance sur la pente linéaire des niveaux faibles d'exposition de la courbe dose-réponse. Santé Canada applique régulièrement cette même méthodologie pour l'élaboration de TC₀₅ (la concentration dans l'air ou l'eau correspondant à une augmentation de 5 % des cas ou décès dus à des tumeurs considérées être associées à l'exposition; voir Santé Canada, 1996) ou TD₀₅ (dose trouvée provoquant une augmentation de 5 % des cas ou décès dus à des tumeurs considérées être associées à l'exposition). Santé Canada pourrait en outre appliquer une méthode d'extrapolation des niveaux d'exposition faibles sans modèle (Krewski *et al.*, 1989), en ne rendant pas de jugements empiriques à l'égard de la forme de la courbe de dose-réponse pour les doses faibles. L'approche sans modèle peut par ailleurs déterminer l'évaluation d'une limite supérieure sur la pente de la courbe dose-réponse des niveaux faibles d'exposition. Ces limites supérieures de la courbe dose-réponse deviennent les coefficients de cancérigénicité utilisés pour l'évaluation des taux de cancer hypothétiques. À savoir, c'est un fait réputé (mais non prouvé) que le facteur de pente ou risque unitaire des substances cancérigènes vont surestimer l'incidence réelle de cancer associée aux faibles doses des contaminants environnementaux, comme ceux retrouvés dans les sites contaminés (Kelly, 1991).

Étant donnée la marge sécuritaire associée à l'élaboration conservatrice des coefficients de cancérigénicité, et de l'impact négligeable d'un niveau du risque incrémentiel de 1 sur 100 000 aux expositions aux sites contaminés, un niveau du risque de cancer de 1 sur 100 000 (1×10^{-5}) est recommandé à des fins d'évaluation et de gestion des sites fédéraux contaminés de substances cancérigènes.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH). 2002. *TLVs and BEIs. (Valeurs-seuils et indices d'exposition biologiques)*. ACGIH, Cincinnati, OH.
- Comité PIRI de l'Atlantique. 1999. *Documentation de référence du RBCA de l'Atlantique, version 1.0. Mise en application du RBCA de l'Atlantique (Atlantic Partnership in RBCA Implementation)*. Avril 1999.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 1996. *Protocole d'élaboration de directives pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine*. Rapport CCME EPC-101E, CCME. Mars 1996.
- Crump, K.S. 1996. The linearized multistage model and the future of quantitative risk assessment. *Hum. Exp. Toxicol.* 15(10): 787-798.
- Graham, J. 1993. The legacy of one in a million in risk in perspective. Harvard Center for Risk Analysis. *Risk in Perspective* 1:1-2.
- Institut national sur le cancer de Canada (INCC). 2001. *Canadian Cancer Statistics 2001*. INCC, Toronto, Canada. Disponible en ligne : <http://66.59.133.166/stats/maine.htm>
- JDAC Environment Ltd. 2002. *Human Health Risk Assessment – North of Coke Ovens (NOCO) Area, Sydney, NS*. Rapport de contrat soumis à Travaux publics et Services gouvernementaux Canada.
- Kelly, K.E. 1991. *The Myth of 10⁻⁶ as a Definition of “Acceptable Risk”*. Presented at the 84th Annual Meeting and Exhibition of the Air and Waste Management Association, Vancouver, C.-B., du 16 au 21 juin.
- Krewski, D., D. Gaylor et M. Szyszkowicz. 1991. A model-free approach to low-dose extrapolation. *Environ. Health Perspect.* 90: 279-285.
- Lohner, T.W. 1997. Is 10⁻⁶ an appropriate *de minimus* cancer risk goal? *Risk Policy Report*, Le 18 avril 1997, p. 31-33.
- National Cancer Institute (NCI). 1999. *SEER Cancer Statistics Review, 1973-1996*. NCI, National Institutes of Health, Bethesda, MD.
- Santé Canada. 1995. *Directives pour la qualité des sols dans les lieux contaminés du Canada. Effets sur la santé humaine : arsenic inorganique*. Division air et déchets, Direction de l'hygiène du milieu, Ottawa. Rapport final. Mars 1995.
- Santé et Bien-être social Canada (SBSC). 1989. Élaboration des concentrations acceptables maximums et objectifs esthétiques des produits chimiques dans l'eau potable. Dans : *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada—Documentation à l'appui*. Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social. Préparée par le Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial sur l'hygiène du milieu et du travail. Ottawa, Ontario.
- Travis, C.C., *et al.* 1987. Cancer risk management: a review of 132 federal regulatory agencies. *Environmental Science Technology* 21: 415-420.

U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA). 1991. *Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume 1 Human Health Evaluation Manual (Part B, Development of Risk-based Preliminary Remediation Goals)*. Publication 9285.7-01B. Office of Emergency and Remedial Response, U.S. EPA, Washington, DC.