



Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec

INSTITUT NATIONAL
DE SANTÉ PUBLIQUE
DU QUÉBEC

Québec 

Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec

Direction de la santé environnementale
et de la toxicologie

Février 2012

AUTEURE

Équipe scientifique sur les risques toxicologiques, Institut national de santé publique du Québec

AVEC LA COLLABORATION DE

Carole Blanchet	Nutritionniste, Institut national de santé publique du Québec
Pierre Brochu	Toxicologue, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
Louis Rochette	Statisticien, Institut national de santé publique du Québec
Monique Beausoleil	Toxicologue, Direction de santé publique de l'Agence de la santé et des services sociaux de Montréal

Les présentes lignes directrices font suite à un document publié en 2002 par le MSSS, dont le groupe de travail ayant mené à sa rédaction était composé des personnes suivantes :

RÉDACTION

Monique Beausoleil	Toxicologue, Direction de santé publique de l'Agence de la santé et des services sociaux de Montréal, Institut national de santé publique du Québec
Luc Lefebvre	Toxicologue, Direction de santé publique de l'Agence de la santé et des services sociaux de Montréal, Institut national de santé publique du Québec
Daniel G. Bolduc	Coordonnateur – Unité Santé et environnement, Institut national de santé publique du Québec
Denis Belleville	Médecin conseil, Institut national de santé publique du Québec
Denise Phaneuf	Pharmacienne, Institut national de santé publique du Québec

PRÉSIDENT DU GROUPE DE TRAVAIL

Albert Nantel	Médecin et toxicologue, directeur, Institut national de santé publique du Québec
---------------	--

AVEC LA COLLABORATION DE

Pierre Ayotte	Chimiste et toxicologue, professeur adjoint, Département de médecine sociale et préventive, Université Laval (<i>membre jusqu'au 15 décembre 1998</i>)
Marie-Odile Fouchécourt	Toxicologue, Institut national de santé publique du Québec (jusqu'à l'automne 2002) et professeure adjointe de clinique à l'Université de Montréal
Renée Gauthier	Chimiste – Service des lieux contaminés, Direction des politiques du secteur industriel, ministère de l'Environnement du Québec
Nicolas L. Gilbert	Toxicologue, Direction de santé publique, Régie régionale de la santé et des services sociaux de Montréal-Centre

Ce document est disponible intégralement en format électronique (PDF) sur le site Web de l'Institut national de santé publique du Québec au : <http://www.inspq.qc.ca>.

Les reproductions à des fins d'étude privée ou de recherche sont autorisées en vertu de l'article 29 de la Loi sur le droit d'auteur. Toute autre utilisation doit faire l'objet d'une autorisation du gouvernement du Québec qui détient les droits exclusifs de propriété intellectuelle sur ce document. Cette autorisation peut être obtenue en formulant une demande au guichet central du Service de la gestion des droits d'auteur des Publications du Québec à l'aide d'un formulaire en ligne accessible à l'adresse suivante : <http://www.droitauteur.gouv.qc.ca/autorisation.php>, ou en écrivant un courriel à : droit.auteur@cspq.gouv.qc.ca.

Les données contenues dans le document peuvent être citées, à condition d'en mentionner la source.

DÉPÔT LÉGAL – 2^e TRIMESTRE 2012
BIBLIOTHÈQUE ET ARCHIVES NATIONALES DU QUÉBEC
BIBLIOTHÈQUE ET ARCHIVES CANADA
ISBN : 978-2-550-64594-8 (VERSION IMPRIMÉE)
ISBN : 978-2-550-64595-5 (PDF)

©Gouvernement du Québec (2012)

MEMBRES DE L'ÉQUIPE SCIENTIFIQUE SUR LES RISQUES TOXICOLOGIQUES

Mathieu Valcke	Toxicologue, Institut national de santé publique du Québec
Stéphane Buteau	Toxicologue, Institut national de santé publique du Québec
Denis Belleville	Médecin et toxicologue, Institut national de santé publique du Québec
Denise Phaneuf	Pharmacienne, Institut national de santé publique du Québec
Marie-Hélène Bourgault	Toxicologue, Institut national de santé publique du Québec
Albert Nantel	Médecin et toxicologue, Institut national de santé publique du Québec

AVANT-PROPOS

Les *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec* constituent une mise à jour des procédures décrites dans les *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés* publiées par le MSSS en 2002. Elles s'adressent à tous ceux qui ont à réaliser des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine au Québec. Élaborées en vue d'harmoniser les processus d'évaluation du risque, ces lignes visent à favoriser un maximum de cohérence entre les évaluations du risque toxicologique, et elles présentent une procédure adaptée au contexte québécois.

L'approche méthodologique retenue pour les lignes directrices demande que les évaluations du risque toxicologique soient basées sur les connaissances scientifiques les plus récentes. Cette approche se caractérise par sa souplesse et sa flexibilité à pouvoir s'adapter facilement à l'évolution constante des connaissances scientifiques et aux particularités des projets à l'étude. L'utilisation des lignes directrices sous-tend l'application du jugement professionnel des analystes. Elles invitent à la transparence et à la présentation de toute l'information critique et de toutes les explications pertinentes afin de permettre à tous ceux qui sont concernés par le projet à l'étude de pouvoir suivre le cheminement de l'évaluation du risque.

Ces lignes directrices contribuent à la mise en œuvre des principes directeurs d'évaluation du risque déterminés par le Groupe de travail sur les principes directeurs de gestion du risque (ministère de la Santé et des Services sociaux [MSSS], 1999). Elles présentent et expliquent la procédure d'évaluation du risque toxicologique retenue par l'Équipe scientifique sur les risques toxicologiques (ESRT) de l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ), laquelle découle des positions prises par le Groupe technique sur les méthodologies d'évaluation du risque toxicologique lors de la rédaction des lignes directrices du MSSS parues en 2002. Les aspects méthodologiques concernant la communication du risque, l'analyse de la perception du risque et la participation du public ne sont pas abordés dans ces lignes directrices.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX	VII
GLOSSAIRE	IX
LISTE DES SIGLES ET DES ACRONYMES	XIII
INTRODUCTION.....	1
1 DÉMARCHE GÉNÉRALE DES ÉVALUATIONS DU RISQUE TOXICOLOGIQUE	3
1.1 Étapes de l'évaluation du risque.....	3
1.2 Deux types d'évaluation de l'exposition : évaluation déterministe et évaluation probabiliste	4
1.3 Éléments clefs de la mise en œuvre des principes directeurs dans les lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine	5
2 IDENTIFICATION DU DANGER	9
3 CARACTÉRISATION TOXICOLOGIQUE.....	11
4 ESTIMATION DE L'EXPOSITION.....	15
4.1 Caractérisation et modélisation des concentrations dans l'environnement	16
4.2 Définition des conditions d'exposition.....	17
4.2.1 Définition générale des scénarios d'exposition.....	19
4.2.2 Définition des données d'exposition concernant l'inhalation	30
4.2.3 Définition des données d'exposition concernant l'ingestion	30
4.2.4 Définition des données relatives à l'exposition par contact cutané	39
4.3 Estimation de l'exposition	44
4.3.1 Exposition par inhalation.....	45
4.3.2 Exposition par ingestion.....	46
4.3.3 Exposition par contact cutané.....	47
4.3.4 Exposition par l'entremise du lait maternel chez les nouveau-nés	53
4.3.5 Autres sources d'exposition.....	53
5 ESTIMATION DU RISQUE.....	55
5.1 Estimation du risque en fonction des effets cancérogènes et non cancérogènes	55
5.1.1 Effets cancérogènes	55
5.1.2 Effets chroniques non cancérogènes.....	58
5.1.3 Estimation du risque lors d'expositions sous-chroniques	60
5.1.4 Effets aigus.....	60
5.2 Estimation du risque lors d'une exposition cutanée aux contaminants	61
5.3 Estimation du risque lors d'une exposition à un mélange de substances	62
5.3.1 Additivité des doses.....	62
5.3.2 Évaluation du risque associé aux mélanges de substances	63
5.4 Présentation et interprétation des résultats	63
5.4.1 Présentation des résultats	64
5.4.2 Interprétation des résultats	64
CONCLUSION	69

RÉFÉRENCES	71
ANNEXE 1 PROCÉDURES PARTICULIÈRES POUR LES ÉVALUATIONS DU RISQUE TOXICOLOGIQUE RÉALISÉES DANS LE CADRE DE PROJETS DE RÉHABILITATION DE TERRAINS CONTAMINÉS	81
ANNEXE 2 REVUE DE LITTÉRATURE CONCERNANT LE TEMPS PASSÉ À L'INTÉRIEUR ET À L'EXTÉRIEUR, L'INHALATION, LA CONSOMMATION D'EAU POTABLE, LA CONSOMMATION D'ALIMENTS AINSI QUE L'INGESTION DE SOL ET DE POUSSIÈRES INTÉRIEURES.....	87
ANNEXE 3 PROCÉDURES DE GESTION DES RÉSULTATS DES ÉVALUATIONS DU RISQUE TOXICOLOGIQUE AU CANADA ET AUX ÉTATS-UNIS	133

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Voies et milieux d'exposition à considérer selon le scénario d'occupation du territoire	20
Tableau 2	Temps passé dans la zone d'étude	21
Tableau 3	Proportion du temps passé à l'intérieur et à l'extérieur selon l'occupation du territoire	23
Tableau 4	Gamme d'âges à considérer selon l'occupation du territoire	23
Tableau 5	Classes d'âges à considérer	24
Tableau 6	Poids corporels retenus selon les classes d'âges.....	26
Tableau 7	Tailles retenues selon les classes d'âges	27
Tableau 8	Surfaces corporelles totales estimées pour les différentes classes d'âges	29
Tableau 9	Pourcentages de la surface corporelle totale attribués aux différentes parties du corps selon les classes d'âges.....	29
Tableau 10	Taux d'inhalation retenus	30
Tableau 11	Consommation d'eau potable selon les classes d'âges.....	31
Tableau 12	Consommation de lait et de produits laitiers selon les classes d'âges	33
Tableau 13	Consommation de viande et d'œufs selon les classes d'âges.....	33
Tableau 14	Consommation de poisson et de fruits de mer selon les classes d'âges.....	34
Tableau 15	Consommation de légumes-racines selon les classes d'âges.....	34
Tableau 16	Consommation d'autres légumes selon les classes d'âges.....	35
Tableau 17	Consommation de fruits et de jus de fruits selon les classes d'âges	35
Tableau 18	Consommation de céréales selon les classes d'âges.....	36
Tableau 19	Consommation de sucre selon les classes d'âges	36
Tableau 20	Consommation d'huile et de noix selon les classes d'âges	36
Tableau 21	Fractions des aliments consommés d'origine locale.....	37
Tableau 22	Quantités de sol et de poussières intérieures ingérées retenues	38
Tableau 23	Surface corporelle potentiellement exposée au sol et aux poussières intérieures pour les différentes classes d'âges, selon diverses conditions d'exposition en milieu résidentiel	41
Tableau 24	Taux d'adhérence du sol et des poussières sur la peau retenus selon les différentes classes d'âges.....	42
Tableau 25	Taux d'adhérence du sol sur la peau selon l'activité pratiquée.....	43
Tableau 26	Valeurs recommandées de la fraction d'absorption cutanée (Abs) à partir du sol, pour différentes substances	49
Tableau 27	Guide d'interprétation des résultats de l'estimation du risque.....	67

GLOSSAIRE

Acceptabilité du risque

Jugement de valeur résultant d'une démarche scientifique et sociale au terme de laquelle un gestionnaire prend une décision relative à un risque supplémentaire imposé à un groupe dûment informé et concerné, en tenant compte des critères et des normes en vigueur, de l'équité substantive et procédurale, du bien commun et des valeurs de la société.

Analyste

Toute personne réalisant une évaluation du risque toxicologique.

Approche déterministe

Approche d'évaluation de l'exposition qui recourt à des valeurs uniques pour définir les paramètres entrant dans le modèle d'exposition et servant à calculer l'exposition d'un individu dit « moyen » ou « représentatif » de la population ou d'un segment de celle-ci.

Approche probabiliste

Approche d'évaluation de l'exposition qui recourt à des distributions statistiques de valeurs pour définir les paramètres entrant dans le modèle d'exposition et qui permet ultimement de générer une distribution de valeurs de doses d'exposition dans la population ou le groupe d'individus étudié, en fonction de la variabilité ou de l'incertitude sur les paramètres d'entrée du modèle.

Bruit de fond

Concentrations ambiantes d'un contaminant. Ces concentrations peuvent indiquer des variations géologiques naturelles ou l'influence d'une activité industrielle ou urbaine généralisée dans une région (inspiré de Conseil canadien des ministres de l'environnement [CCME], 1996).

Caractérisation toxicologique

Deuxième étape de l'évaluation du risque toxicologique. Elle consiste à déterminer les doses de contaminants pour lesquelles des effets néfastes sur la santé humaine sont susceptibles de survenir.

Communication du risque

Processus itératif d'échange de renseignements et d'opinions entre des individus, des groupes et des institutions. Elle exige la transmission de messages portant sur la nature du risque et d'autres messages non directement reliés au risque lui-même, mais renvoyant à des préoccupations, des opinions ou des réactions relatives aux messages sur le risque ou aux dispositions légales et institutionnelles concernant la gestion du risque.

Concentration de référence

Concentration dans l'air estimée pouvant être inhalée de manière continue durant toute la vie par la population humaine (incluant les sous-groupes sensibles) sans risque vraisemblable

d'effets délétères sur la santé. Cette concentration inclut une incertitude atteignant peut-être un ordre de grandeur.

Contamination dans le sol

Présence dans le sol de substances chimiques dont les concentrations dépassent les critères d'usage de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (ministère de l'Environnement et de la Faune [MEF], 1998a) ou les valeurs limites réglementaires pour les usages des sols au Québec (annexes I ou II du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains – Gouvernement du Québec, 2003), et ce, pour au moins un des échantillons prélevés sur le site.

Dose de référence

Dose quotidienne estimée à laquelle la population humaine (incluant les sous-groupes sensibles) peut être exposée de manière continue durant toute la vie sans risque vraisemblable d'effets délétères sur la santé. Cette dose inclut une incertitude atteignant peut-être un ordre de grandeur.

Dose d'exposition au bruit de fond

Dose à laquelle la population est théoriquement exposée à partir des concentrations ambiantes de sources naturelles ou anthropiques (eau, air, sol, aliments), excluant l'exposition associée au projet ou à la source de contamination.

Estimation de l'exposition

Troisième étape de l'évaluation du risque toxicologique. Elle permet d'estimer les doses auxquelles les personnes sont exposées à cause de la contamination dans les divers milieux, en tenant compte des différentes voies d'entrée dans l'organisme.

Estimation du risque

Quatrième et dernière étape de l'évaluation du risque toxicologique. Elle permet d'estimer le niveau de risque et son incertitude en mettant en relation les renseignements sur les caractéristiques toxicologiques des contaminants avec les doses d'exposition.

Évaluation du risque toxicologique

Processus qualitatif et quantitatif qui vise à déterminer la probabilité qu'une exposition à un ou à plusieurs agresseurs environnementaux d'origine chimique, physique ou biologique¹ produise des effets néfastes sur la santé humaine.

¹ Bien que le *risque toxicologique* soit généralement associé plus directement aux contaminants chimiques, le terme est ici utilisé dans son sens plus large, c'est-à-dire qui inclut certains agresseurs physiques (ex. : amiante, radioactivité, ultraviolets) et biologiques (ex. : toxines biologiques), étant donné que c'est l'effet toxique qui est étudié.

Gestion environnementale

Comprend la mise en place et l'application des meilleurs moyens pour réduire à la source les émissions, les rejets ou l'exposition aux contaminants; la mise en place et l'application des méthodes de contrôle les plus appropriées de même que la surveillance des milieux et des populations touchés afin que l'intégrité dans le temps des mesures de contrôle soit assurée.

Gestion du risque toxicologique

Processus d'identification, de sélection, de mise en œuvre et d'évaluation des actions de réduction du risque toxicologique pour la santé humaine dont le but est d'intégrer, de manière scientifiquement valable et économiquement efficiente, les actions de réduction ou de prévention du risque toxicologique en considérant les aspects sociaux, culturels, éthiques, politiques et légaux.

Identification du danger

Première étape de l'évaluation du risque toxicologique. Elle consiste à identifier et à présenter une situation ou un agresseur environnemental pouvant comporter un risque pour la santé publique.

Risque toxicologique

Probabilité que des effets néfastes sur la santé humaine se produisent à la suite d'une exposition à des agresseurs environnementaux d'origine chimique, physique ou biologique.

Risque unitaire

Niveau de risque d'un individu qui est exposé durant toute sa vie à une concentration de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ d'une substance dans l'air.

LISTE DES SIGLES ET DES ACRONYMES

ADI	<i>Acceptable Daily Intake</i>
AIR	<i>Acid Insoluble Residues</i>
AQT	Apport quotidien tolérable
ARB	Air Resource Board
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
BMD	<i>Benchmark Dose</i>
BPC	Biphényles polychlorés
CAA	<i>Clean Air Act</i>
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CERCLA	<i>Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act</i>
CIRC	Centre international de Recherche sur le Cancer
CMA	Concentration maximale admissible
COV	Composé organique volatil
CWA	<i>Clean Water Act</i>
DEA	<i>Dermal Exposure Assessment</i>
DES	Diéthylstilbestrol
DJA	Dose journalière admissible
DRS	Dose à risque spécifique
DRSP	Direction régionale de santé publique
ED	<i>Effect Dose</i>
EDP	Éthers diphényles polybromés
EPA	Environmental Protection Agency
EQPR	Évaluation quantitative préliminaire des risques
ESCC	<i>Enquête sur la santé dans les collectivités canadiennes</i>
ESRT	Équipe scientifique sur les risques toxicologiques
FDA	Food and Drug Administration
FFDCA	<i>Federal Food, Drug and Cosmetic Act</i>
GTE	Groupe technique d'évaluation
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques

HEAST	<i>Health Effects Assessment Summary Tables</i>
ILSI	International Life Sciences Institute
INERIS	Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (France)
INSPQ	Institut national de santé publique du Québec
IR	Indice de risque
ISQ	Institut de la statistique du Québec
LED	<i>Lowest Effect Dose</i>
LTM	<i>Limiting Tracers Method</i>
LOAEL	<i>Lowest Adverse Effect Level</i>
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
MDH	Minnesota Department of Health
MEF	Ministère de l'Environnement et de la Faune
MLE	<i>Maximum Likelihood Estimate</i>
MOE	<i>Margin of Exposure</i>
MRL	<i>Minimal Risk Level</i>
MSSS	Ministère de la Santé et des Services sociaux
NCEA	National Center for Environmental Assessment
NCP	<i>National Contingency Plan</i>
NHANES	<i>National Health and Nutrition Examination Survey</i>
NOAEL	<i>No Observed Adverse Effect Level</i>
NRC	National Research Council
OAR	Office of Air and Radiation
OEHHA	Office of Environmental Health Hazard Assessment
OMS	Organisation mondiale de la Santé
OPP	Office of Pesticide Programs
OPPT	Office of Pollution Prevention and Toxics
OSHA	Occupational Safety and Health Administration
OSRTI	Office of Superfund Remediation and Technology Innovation
OSWER	Office of Solid Waste and Emergency Response
OTAN	Organisation du Traité de l'Atlantique Nord

PC	Poids corporel
PCDD/PCDF	Pesticides organochlorés
RAGS	<i>Risk Assessment Guidance for Superfund</i>
RCRA	<i>Resource Conservation and Recovery Act</i>
RfC	Concentration de référence
RfD	Dose de référence
RIVM	National Institute for Public Health and the Environment (Pays-Bas)
RPRT	<i>Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains</i>
SDWA	<i>Safe Drinking Water Act</i>
SPAQUE	Société Publique d'Aide à la Qualité de l'Environnement – Belgique
TDI	<i>Tolerable Daily Intake</i>
TEF	<i>Toxicity Equivalent Factors</i>
TSCA	<i>Toxic Substances Control Act</i>
TTC	<i>Threshold of Toxicological Concern</i>
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency
VSD	<i>Virtually Safe Dose</i>
VTR	Valeur toxicologique de référence
WHO	World Health Organization

INTRODUCTION

Le Québec a su développer au fil des ans une expertise en matière d'évaluation du risque toxicologique. Cette expertise s'est particulièrement déployée au sein du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), des directions régionales de santé publique (DRSP), des universités et des services de consultants privés. En mai 1996, le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) a décidé de ne pas renouveler le mandat du Groupe d'analyse de risque de la Direction des laboratoires. Pour répondre à ses besoins en matière d'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine, le MEF a alors décidé de recourir aux experts en santé publique et aux experts universitaires. Devant cette situation, le ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) a ainsi créé deux groupes de travail : un groupe de travail sur les principes directeurs de gestion du risque toxicologique et un groupe de travail technique sur les méthodologies d'évaluation du risque toxicologique.

Le premier groupe de travail avait pour mandat d'élaborer un consensus autour des principes directeurs devant guider l'élaboration des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine au Québec.

Le mandat du second groupe consistait, entre autres choses, à proposer au MSSS des lignes directrices encadrant la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine. Le travail de ce groupe a mené à la publication, en 2002, des *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés*. Ces lignes tenaient lieu de version de consultation pour le MSSS, balisant la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine. Le mandat de ce groupe de travail consistait aussi à apporter au besoin un soutien scientifique aux consultants devant faire des évaluations du risque pour des projets de développement industriel ou des projets de réhabilitation de terrains contaminés. De même, il pouvait soutenir au besoin les directions régionales de santé publique ayant à réaliser ou à examiner des évaluations du risque toxicologique.

L'usage des lignes directrices du MSSS a fait ressortir, au cours des années, certaines difficultés relativement à l'interprétation de directives qui s'y trouvaient. Ces problèmes d'interprétation ont généré à l'occasion de la confusion entre les divers intervenants impliqués dans les dossiers d'évaluation du risque toxicologique. De plus, ces lignes ne traitaient aucunement de la méthode à privilégier pour certains aspects reliés à l'évaluation de l'exposition, notamment le calcul de l'exposition par voie cutanée et le recours à l'approche probabiliste d'évaluation du risque. Finalement, il est apparu, au cours des années, que l'état des connaissances scientifiques justifiait une mise à jour de plusieurs valeurs de paramètres pris en compte dans l'évaluation du risque toxicologique, particulièrement en ce qui a trait à l'évaluation de l'exposition.

C'est l'ensemble de ces raisons qui a légitimé la mise à jour des procédures contenues dans les lignes directrices du ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS, 2002), et le présent document en est le résultat. Les principaux changements apportés concernent :

- la valeur des paramètres à utiliser pour ce qui est du poids corporel; de la taille; des taux d'inhalation; et des taux d'ingestion d'eau potable, de sol et d'aliments;
- l'ajout de distributions de valeurs pour tous les paramètres, où cela était possible, à employer dans le cas du recours à l'évaluation probabiliste du risque, laquelle est décrite relativement en détail;
- la procédure à suivre sur la manière de considérer les mesures environnementales de contaminants;
- la méthode de calcul du risque cancérigène et non cancérigène pour l'inhalation;
- la méthode de calcul du risque cancérigène et non cancérigène en fonction des scénarios d'exposition aux contaminants issus du projet à l'étude ou du bruit de fond;
- la méthode d'évaluation de l'exposition par voie cutanée.

Pour ce qui est des dossiers d'évaluation du risque traités dans le cadre du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (RPRT), leur cheminement demeure inchangé. Les promoteurs doivent donc continuer de s'adresser au MDDEP afin d'obtenir les autorisations nécessaires à la réalisation des projets. Des professionnels du MSSS et des directions de santé publique des agences régionales de la santé et des services sociaux accompliront les tâches de validation des évaluations du risque pour la santé. Quant aux études écotoxicologiques, elles ne sont pas concernées par les présentes lignes directrices, puisque le MDDEP dispose d'une procédure d'évaluation du risque écotoxicologique (ministère de l'Environnement et de la Faune [MEF], 1998b).

1 DÉMARCHE GÉNÉRALE DES ÉVALUATIONS DU RISQUE TOXICOLOGIQUE

Dans le présent document, le terme évaluation du risque a été préféré à celui d'analyse de risque afin de traduire l'expression anglaise *risk assessment*. L'évaluation du risque toxicologique est un processus qualitatif et quantitatif qui vise à déterminer la probabilité qu'une exposition à un ou à des agresseurs environnementaux d'origine chimique, physique ou biologique² produise des effets néfastes sur la santé humaine. C'est une démarche mettant en relation des renseignements toxicologiques sur un contaminant avec les renseignements concernant l'exposition humaine à ce contaminant en vue d'estimer quantitativement le niveau de risque pour la santé humaine associé à cette exposition.

1.1 ÉTAPES DE L'ÉVALUATION DU RISQUE

L'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine comprend les quatre étapes suivantes (National Research Council [NRC], 1983) :

1. Identification du danger
2. Caractérisation toxicologique
3. Estimation de l'exposition
4. Estimation du risque

Bien qu'en théorie toute évaluation du risque toxicologique soit accomplie conformément à ces quatre grandes étapes, la procédure suivie peut différer considérablement selon l'importance et le contexte du problème et des impacts, l'objectif et la disponibilité des données scientifiques.

Ainsi, la procédure classique implique que l'on franchisse en détail les quatre grandes étapes de l'évaluation du risque toxicologique, particulièrement celle de la caractérisation toxicologique où la relation dose-réponse est établie et où des valeurs de référence et des estimateurs de risque cancérigène sont définis. Cette procédure suppose un exigeant travail d'évaluation de la documentation scientifique et de prise de décisions relativement aux méthodes de calcul et d'extrapolation. Elle sous-tend aussi une validation par des pairs. Dans certains cas, il faut même prévoir une phase de consultation plus étendue afin de s'assurer de l'existence d'un consensus.

Dans la pratique, une procédure plus courte est couramment utilisée. Elle s'apparente davantage à une analyse basée sur le risque (*risk based*). Cette procédure fait notamment appel, lors de l'étape de la caractérisation toxicologique, à des valeurs de référence et à des estimateurs de risque cancérigène établis par des organismes nationaux et internationaux. Cette méthode simplifiée est particulièrement employée dans un contexte d'examen de projets de développement industriel ou de réhabilitation de terrains contaminés. Le travail réside alors surtout dans la caractérisation de l'exposition et de l'estimation du risque. La tâche redevient plus complexe lorsqu'il n'existe pas de valeurs de référence ni d'estimateurs

² Ce qui inclut ici certains agresseurs physiques (ex. : amiante, radioactivité, ultraviolets) et biologiques (ex. : toxines biologiques) dans la notion de risque toxicologique, puisque c'est l'effet toxique qui est étudié.

de risque cancérigène établis scientifiquement et reconnus par des organismes officiels. Dans les présentes lignes directrices, c'est la procédure simplifiée qui a été favorisée.

1.2 DEUX TYPES D'ÉVALUATION DE L'EXPOSITION : ÉVALUATION DÉTERMINISTE ET ÉVALUATION PROBABILISTE

Pour réaliser l'étape 3 du processus d'évaluation du risque décrit à la section précédente, les analystes du risque ont souvent recours à des valeurs uniques pour définir les paramètres d'exposition. Ces valeurs uniques sont déterminées à seule fin de représenter un individu moyen de la population étudiée. À l'occasion, des valeurs plus prudentes peuvent être utilisées afin de représenter un individu plus fortement exposé si les objectifs de l'évaluation du risque le commandent. Ce type d'évaluation, où une seule valeur est employée pour définir chaque paramètre d'exposition, correspond à ce que l'on appelle l'*approche déterministe de l'exposition*.

Au cours des dernières années, l'*approche probabiliste ou stochastique* a été développée considérablement dans le domaine de l'évaluation des risques. Conformément à une telle approche, les valeurs des paramètres d'entrée dans les modèles d'exposition sont définies non pas par une valeur unique, mais bien par une distribution statistique de valeurs. À l'aide de logiciels commerciaux spécialisés à cet effet, on effectue un grand nombre de fois le calcul de l'exposition, dans un processus itératif au cours duquel des valeurs différentes sont attribuées à chaque itération aux paramètres d'exposition, en fonction des distributions statistiques les définissant. Cela permet ultimement de générer une distribution de valeurs de doses d'exposition. Cette distribution permet donc d'estimer la variabilité de l'exposition dans une population en fonction de la variabilité des paramètres la déterminant. La variabilité des paramètres d'entrée peut résulter soit de la variabilité interindividuelle attendue dans la population et qui est bien définie, soit de l'incertitude à propos de la valeur réelle d'un paramètre. Évidemment, si l'approche probabiliste permet de tenir compte des sources d'incertitude et de variabilité sur les paramètres entrant dans le modèle d'exposition, elle ne permet pas de considérer les autres éléments générant de l'incertitude, notamment la vraisemblance des hypothèses retenues pour les scénarios d'exposition établis. Par conséquent, le jugement professionnel doit toujours occuper une place prépondérante dans l'évaluation de l'incertitude reliée à un scénario donné et l'exposition en découlant.

Une approche probabiliste est généralement appliquée suivant une évaluation déterministe au cours de laquelle des interrogations ou des inquiétudes, ou bien les deux à la fois, ont été soulevées, et ce, afin de contribuer justement à répondre à ces questions. Souvent, des analyses de sensibilité effectuées sur le modèle déterministe auront permis préalablement de déterminer les paramètres les plus sensibles auxquels des distributions de valeurs devraient être attribuées afin de faire l'objet d'une approche probabiliste (voir la section 1.3, point 6). Des analyses de variabilité, réalisées sur les résultats des évaluations probabilistes, permettent également de déterminer les principales sources de variabilité des doses d'exposition dans la population. De telles analyses, qui décrivent le pourcentage de la variance du résultat expliqué par la variance de chaque paramètre probabiliste d'entrée, sont généralement calculées automatiquement par les logiciels commerciaux utilisés aux fins de l'évaluation probabiliste de l'exposition.

Pour plus de détails concernant l'évaluation probabiliste de l'exposition, et du risque en découlant, le lecteur est invité à consulter les documents de référence de la U.S. EPA (1997a) et le manuel d'utilisateur de tout logiciel commercial élaboré aux fins de simulations de Monte Carlo comme Crystal Ball® (Oracle, Redwood Shores, CA).

1.3 ÉLÉMENTS CLEFS DE LA MISE EN ŒUVRE DES PRINCIPES DIRECTEURS DANS LES LIGNES DIRECTRICES POUR LA RÉALISATION DES ÉVALUATIONS DU RISQUE TOXICOLOGIQUE POUR LA SANTÉ HUMAINE

Le Groupe de travail sur les principes directeurs de gestion du risque du MSSS a élaboré treize principes directeurs afin d'encadrer et de baliser l'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine au sein du gouvernement du Québec (MSSS, 1999). Les lignes directrices présentées ici proposent une procédure spécifique d'évaluation du risque toxicologique à employer notamment dans le cadre de la procédure prévue au Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement (c. Q-2, r.9). Les lignes directrices du MSSS (2002) avaient été orientées de manière à répondre de façon plus précise aux exigences que comportent les évaluations du risque réalisées dans le contexte de problématiques touchant à la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (MEF, 1998a). Les présentes lignes visent l'ensemble des situations faisant appel à l'évaluation du risque et pas seulement celles ayant trait aux sols contaminés. Ainsi, ces lignes comportent-elles plusieurs points qui s'inspirent des principes directeurs. Ces points sont énumérés ci-dessous.

1. L'étape de l'identification du danger doit décrire globalement le projet à évaluer et sa problématique, en tenant compte notamment de la perception du public et des parties prenantes (*stakeholders*).
2. Les substances à prendre en considération doivent être explicitement présentées et leur choix doit être justifié dans l'évaluation du risque toxicologique. De plus, les sources d'exposition, les voies potentielles d'exposition ainsi que les propriétés physicochimiques et toxicologiques des substances doivent être spécifiées. Enfin, la population possiblement visée doit être décrite en tenant compte, en particulier, des groupes les plus à risque.
3. Les évaluations du risque toxicologique font appel à des valeurs de référence et à des estimateurs de risque cancérogène suggérés par des organismes gouvernementaux nationaux et internationaux reconnus.
4. Aux fins de l'estimation de l'exposition, les lignes directrices proposent des valeurs de base pour caractériser chaque paramètre d'exposition requis pour les différents scénarios et les diverses conditions d'exposition. Ces valeurs ne représentent ni une exposition moyenne ni un « pire scénario », mais se situent quelque part entre les deux. Alors que tous les paramètres se sont vu attribuer une valeur à utiliser dans les scénarios déterministes de l'exposition, certains paramètres se sont vu en plus attribuer des distributions de valeurs à employer lors du recours à l'approche probabiliste. Cette approche devrait cependant toujours être précédée de l'approche déterministe. Si les caractéristiques du projet à l'étude et leur perception de même que les caractéristiques de la population le justifient, d'autres conditions et scénarios d'exposition pourront être utilisés, pourvu qu'ils soient présentés et expliqués. Il faut noter que dans l'éventualité où

l'évaluation probabiliste pourrait apporter des éléments intéressants pour la gestion de la contamination découlant de projets à venir, son apport ne peut être que limité en ce qui a trait à l'application du RPRT en matière de gestion des terrains contaminés. Par conséquent, ces derniers ne devraient être gérés qu'en fonction des résultats de l'évaluation du risque effectuée selon l'approche déterministe. Cette position est détaillée à l'annexe 1.

5. À l'étape de l'estimation du risque, l'analyste doit illustrer clairement la nature des risques et déterminer les sous-groupes concernés. Il doit présenter le niveau de risque associé aux substances cancérigènes du projet à l'étude. Le degré d'exposition aux substances non cancérigènes reliées au projet à l'étude et au bruit de fond doit être comparé, ensemble et séparément, aux valeurs de référence. La dose d'exposition associée au bruit de fond est la dose à laquelle la population est théoriquement exposée à partir des concentrations ambiantes de sources naturelles ou anthropiques (eau, air, sol, aliments), excluant l'exposition reliée au projet ou à la source de contamination (ex. : terrain contaminé). Il est particulièrement important d'en tenir compte lors de l'évaluation des autres risques que le cancer afin de s'assurer que la dose d'exposition provenant d'un nouveau projet ne constitue pas une source de contamination, qui, ajoutée à la dose d'exposition associée au bruit de fond, serait supérieure aux valeurs de référence des substances en cause. Afin d'estimer la dose d'exposition reliée au bruit de fond, l'analyste doit tenir compte des concentrations déjà présentes dans l'air, l'eau potable, les aliments, le sol et les poussières intérieures avant la réalisation du projet à l'étude. La dose d'exposition reliée au bruit de fond, en provenance de l'ensemble des milieux d'exposition, peut ensuite être estimée à partir des différentes données d'exposition proposées aux sous-sections 4.2.1 à 4.2.4. Par souci de présenter les résultats d'estimation de l'exposition le plus clairement possible, l'analyste doit indiquer séparément la dose d'exposition reliée au projet, la dose d'exposition associée au bruit de fond ainsi que la dose totale d'exposition de la population. Par ailleurs, ces résultats doivent être présentés selon les différentes classes d'âges. L'ensemble de ces résultats doit être discuté.
6. Les limites et les diverses sources d'incertitude associées à l'évaluation du risque de même que leurs conséquences doivent être présentées et discutées. À cette fin, des analyses de sensibilité pourraient être utilisées afin de déterminer les paramètres ayant le plus d'influence sur l'exposition totale, et donc sur le risque, dans l'évaluation déterministe. Une incertitude élevée sur la valeur de tels paramètres conduira à une incertitude également importante sur le résultat, alors qu'une incertitude élevée sur un paramètre moins sensible aura moins d'impact. Pour réaliser une analyse de sensibilité, il est suggéré de faire varier un à un chaque paramètre d'entrée par un facteur déterminé (ex. : 10 %) et de vérifier l'impact de cette variation sur le résultat définitif sous la forme d'un coefficient de sensibilité relatif. Ce coefficient (S) s'exprime comme étant la variation du résultat sur la variation de l'entrée, et il se calcule selon l'équation suivante :

$$S = [(Y_i - Y) / (X_i - X)] \times (X/Y)$$

Où Yi est le résultat du calcul après que la variation dans le paramètre d'entrée aura été insérée, Y est le résultat avant que la variation dans le paramètre d'entrée ait été insérée, Xi est la valeur du paramètre d'entrée après que la variation y aura été insérée et X est la valeur du paramètre d'entrée avant que la variation y ait été insérée.

Il est important de noter que si l'analyse de sensibilité est un outil d'aide permettant de déterminer les paramètres sensibles du modèle, elle ne fait pas nécessairement ressortir certains paramètres pouvant contribuer de manière importante à l'incertitude du résultat du fait de leur très forte incertitude. Seul le poids du paramètre dans la structure mathématique du modèle d'exposition est pris en compte, pas son incertitude intrinsèque. Pour plus de détails concernant les analyses de sensibilité, la consultation de documents de référence de l'Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques situé en France (INERIS, 2003, 2005) est suggérée.

7. Tous les choix, toutes les équations mathématiques et tous les calculs doivent être présentés, expliqués et justifiés dans l'évaluation du risque. Il s'agit d'un processus transparent; toute personne intéressée par le projet doit pouvoir suivre le cheminement de l'évaluation du risque. Par conséquent, un exemple doit être montré pour illustrer le calcul d'au moins une dose totale d'exposition indiquée dans la section des résultats de l'évaluation du risque, et ce, à partir de la concentration environnementale mesurée dans le milieu concerné.
8. L'évaluation du risque toxicologique ne définit pas si un risque est socialement acceptable pour la population concernée. Elle vise à estimer, dans le cas de l'évaluation du risque déterministe, la possibilité qu'une exposition à des agresseurs environnementaux produise des effets néfastes sur la santé humaine, tout en tenant compte des limites et des incertitudes qui y sont associées. Quant à l'évaluation probabiliste, elle permet d'évaluer la probabilité qu'une telle exposition soit observée selon le scénario d'exposition étudié. Ce processus n'évalue pas les autres facteurs pris en compte dans la gestion du risque (facteurs économiques, sociaux, politiques, culturels, etc.).
9. L'interprétation des résultats de l'évaluation du risque est guidée par les balises suivantes :
 - En ce qui concerne les substances produisant des effets toxiques non cancérogènes, les doses totales³ d'exposition reliées au projet à l'étude et au bruit de fond doivent être inférieures ou égales aux valeurs de référence. Pour ce qui est des substances cancérogènes, le risque de cancer, découlant de l'exposition à la concentration mesurée sur le site à l'étude ou estimée pour le projet à venir, doit être inférieur ou égal à 1×10^{-6} . Dans les deux cas, le projet ne nécessite habituellement pas d'intervention particulière, à moins que le risque ne soit pas considéré comme socialement acceptable par les gestionnaires et la population concernée.

³ Ce qui inclut ici certains agresseurs physiques (ex. : amiante, radioactivité, ultraviolets) et biologiques (ex. : toxines biologiques) dans la notion de risque toxicologique, puisque c'est l'effet toxique qui est étudié. Dans le cas de projets pour lesquels des concentrations environnementales ont été mesurées sur un site évalué, c'est la dose résultant de l'exposition à la totalité de cette concentration mesurée.

- Lorsque les doses totales d'exposition aux substances non cancérigènes sont supérieures aux valeurs de référence ou que le risque de cancer découlant de l'exposition à la concentration mesurée sur le site à l'étude ou estimée pour le projet à venir est supérieur à 1×10^{-6} , le projet doit faire l'objet d'un examen particulier auprès des organismes gouvernementaux, d'une gestion environnementale⁴ ainsi que d'une consultation du public et des groupes concernés.

⁴ La gestion environnementale comprend la mise en place et l'application des meilleurs moyens pour réduire à la source les émissions, les rejets ou l'exposition aux contaminants; la mise en place et l'application des méthodes de contrôle les plus appropriées de même que la surveillance des milieux et des populations touchés afin que l'intégrité dans le temps des mesures de contrôle soit assurée.

2 IDENTIFICATION DU DANGER

L'étape de *l'identification du danger* est la première étape de l'évaluation du risque toxicologique. Elle consiste à déterminer et à présenter la situation pouvant comporter un risque pour la santé publique. Elle sert principalement à définir les paramètres, l'étendue et les limites de l'évaluation du risque qui suivra. Cette étape permet la documentation des principales voies d'exposition et des principaux effets qui y sont associés ainsi que la détermination des populations à risque. Elle prend en considération la perception du risque par la population et les groupes concernés par le projet.

L'analyste doit, dans un premier temps, définir le problème. S'agit-il d'un nouveau projet industriel, d'un nouveau procédé, d'un terrain contaminé, etc.? Dès cette étape, il doit tenir compte, non seulement des éléments objectifs du problème tel qu'il le perçoit lui-même, mais aussi de la façon dont le projet est perçu par la population et les groupes touchés. En effet, l'objectif de son évaluation du risque est non seulement de fournir aux gestionnaires du risque les meilleures données factuelles possible pour les aider à prendre leurs décisions, mais aussi d'éclairer le public quant à la nature et à l'importance des risques qui découlent du projet. L'analyste doit donc être tout autant sensible à la perception du danger que le public et les autres intervenants peuvent l'être s'il veut être en mesure, à la fin de l'exercice, de répondre à toutes les interrogations⁵. L'évaluation du risque toxicologique prend donc en considération la perception du public, mais le processus d'évaluation et d'analyse de cette perception (sondage d'opinion, groupe de discussion, examen de la couverture médiatique, etc.) n'en fait pas partie et relève plutôt de l'analyse et de la gestion du risque toxicologique.

La description du projet doit surtout servir à bien identifier les substances ou les contaminants susceptibles d'être produits, émis dans l'environnement ou mis en contact, d'une façon ou d'une autre, avec la population. Pour ce faire, l'analyste doit étudier les diverses étapes du procédé, s'il s'agit d'un projet de développement industriel, et identifier les sources d'émission ou de contamination. Chacune des substances concernées doit être identifiée, et ses propriétés toxicologiques devront être discutées. L'analyste peut alors justifier sa décision d'inclure cette substance ou non dans son évaluation du risque. Cette décision peut se fonder sur la toxicité intrinsèque de la substance, les risques qu'elle puisse être émise dans l'environnement, les quantités de la substance sur le site, les produits de dégradation de cette substance et les possibilités de réaction avec d'autres substances présentes, les voies d'exposition potentielles, les risques d'accidents technologiques, etc.

S'il s'agit d'un terrain contaminé, l'analyste base sa discussion sur les données de caractérisation obtenues selon les exigences du MDDEP. Il doit considérer les substances présentes dans les sols dont les concentrations dépassent les critères d'usage de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (MEF, 1998a) ou les valeurs limites réglementaires pour les usages des sols au Québec (annexes I ou II du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains – Gouvernement du Québec, 2003), et ce, pour au moins un des échantillons prélevés sur le site. Il doit prendre en

⁵ La perception du danger par le public et les groupes concernés pourrait faire en sorte, par exemple, que des substances soient ajoutées à la liste des contaminants à l'étude dans l'évaluation du risque ou encore que des éléments particuliers soient ajoutés aux scénarios d'exposition.

considération chacun des contaminants identifiés, décrire ses propriétés toxicologiques, discuter des concentrations mesurées et déterminer les voies potentielles d'exposition.

L'évaluation du risque toxicologique d'un projet de réhabilitation de terrains contaminés diffère de celle d'un projet de développement industriel en ce qui a trait à la caractérisation de la contamination, à la proximité entre les contaminants et les résidants du site ainsi qu'à la pérennité des moyens de contrôle des contaminants. **L'annexe 1 résume certaines particularités de l'évaluation du risque toxicologique pour la réhabilitation de terrains contaminés dont l'analyste devra tenir compte.**

Il est important à cette étape d'établir clairement, pour chaque substance incluse dans l'évaluation du risque toxicologique, les voies potentielles d'exposition et leur importance relative. En effet, l'exposition des populations à ces contaminants (ou aux produits de dégradation) est non seulement fonction des sources d'émission (contamination de l'air, de l'eau, des sols, de la chaîne alimentaire), mais aussi des propriétés des substances en question (liposolubilité, persistance et propriétés physicochimiques).

Après avoir identifié et caractérisé les substances qui seront prises en compte dans l'évaluation du risque, l'analyste doit situer le projet dans son contexte environnemental. Cela implique tout d'abord de le situer dans son contexte géographique (milieu urbain, semi-urbain, rural). S'agit-il d'un milieu agricole? Pour quel type de cultures ou d'élevages?

L'analyste doit décrire ensuite la population potentiellement touchée. Il doit notamment à cette étape localiser, sur le plan géographique, la population par rapport au site du projet; présenter les principales caractéristiques démographiques et culturelles de cette population, etc. De plus, il est tenu de prêter une attention accrue à l'identification des groupes à risque pouvant être touchés par la réalisation de ce projet. Des groupes d'individus ou des sous-groupes de la population peuvent être plus particulièrement à risque tant par leur vulnérabilité (enfants, femmes enceintes, personnes hospitalisées, etc.) que par leurs comportements, leurs habitudes et les activités spécifiques auxquelles ils vaquent (par exemple une population qui vit de pêche et de chasse). En effet, des groupes peuvent également être considérés comme plus à risque à cause des caractéristiques climatiques et géographiques locales influant sur leur degré d'exposition aux contaminants (population vivant dans une vallée où se produisent fréquemment des phénomènes d'inversion atmosphérique, population située sous les vents dominants, population alimentée par des puits situés dans le sens de l'écoulement des eaux souterraines, etc.) ou à cause, par exemple, d'une exposition additionnelle en milieu de travail. Tous ces éléments serviront à expliquer les divers scénarios d'exposition, qui seront utilisés par la suite.

En vérifiant et en validant ses perceptions auprès de la population concernée, l'analyste s'assure d'avoir couvert tous les aspects du problème. Cette validation rejoint le principe général de participation des parties prenantes à toutes les étapes du processus de gestion du risque. Il est généralement plus facile de prévoir dès le début tous les risques réels ou perçus et de les intégrer dans le processus d'évaluation du risque.

3 CARACTÉRISATION TOXICOLOGIQUE

L'étape de la *caractérisation toxicologique* sert principalement à déterminer les doses de contaminants pouvant entraîner des effets néfastes sur la santé humaine. Elle vise à établir une relation dose-réponse pour des contaminants, c'est-à-dire la relation entre la dose d'exposition, la dose absorbée ou la dose biologiquement effective d'un contaminant et la réponse toxique chez l'être humain en termes de gravité et d'incidence. Le but de cette étape consiste à élaborer des valeurs toxicologiques de référence (VTR), soit des valeurs de référence (doses de référence : RfD ou concentrations de référence : RfC) pour les substances non cancérogènes et des estimateurs de risque pour les substances cancérogènes.

Les valeurs de référence correspondent aux doses de contaminants auxquelles un individu peut être exposé sans risque de subir des effets toxiques non cancérogènes. Pour les substances entraînant des effets cancérogènes, les estimateurs de risque élaborés sont des coefficients de cancérogénicité. Ils permettent d'estimer le nombre de cas de cancer en excès, par rapport au taux de base de la population, attribuables à l'exposition étudiée et rapportés sur toute la durée de vie des individus de la population. Les valeurs de référence et les estimateurs de risque cancérogène peuvent être basés sur des études toxicologiques animales ou des études épidémiologiques menées chez l'humain.

Le présent document ne propose pas de valeurs de référence ni d'estimateurs de risque cancérogène, pas plus que de méthodes spécifiques pour les définir. En effet, la définition de telles données est exigeante et nécessite un énorme travail d'évaluation de la documentation scientifique, de prise de décisions quant aux méthodes de calcul et d'extrapolation à employer ainsi que de validation par des pairs. Cet écrit recommande plutôt d'utiliser des valeurs de référence et des estimateurs de risque cancérogène proposés par les organismes reconnus disposant de procédures mises à jour régulièrement.

Le choix des valeurs de référence doit tenir compte de la durée et de la voie d'exposition considérées, le second point devant également être pris en considération pour le choix des estimateurs de risque cancérogène. Dans tous les cas, la détermination des valeurs de référence et des estimateurs de risque cancérogène employés doit tenir compte de plusieurs paramètres tels que la qualité scientifique de l'étude ou des études qui ont servi de base à leur élaboration; la rigueur scientifique dont les chercheurs ont fait preuve lors des diverses étapes de calcul, d'extrapolation ou de modélisation; la transparence du processus; l'évaluation par les pairs et les groupes concernés; le niveau de consensus entourant ces données; la disponibilité de l'information pour les spécialistes, les groupes et les individus touchés et la mise à jour des données.

Les principales banques de valeurs de référence et d'estimateurs de risque cancérigène sont les suivantes :

1. Santé Canada

Santé Canada présente des valeurs de référence et des estimateurs de risque cancérigène (qui sont indiqués sous diverses dénominations) dans le cadre des travaux en lien avec la *Liste des substances d'intérêt prioritaire* de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement et de ceux reliés à *L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada* ainsi qu'aux *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Documentation à l'appui*. Ces documents peuvent être obtenus auprès de Santé Canada ou être téléchargés à partir des adresses indiquées ci-dessous :

- *Listes des substances d'intérêt prioritaire* (LSIP1 et LSIP2)
<http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/hbct-jact/index-fra.php> et
<http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/value-valeur/index-fra.php>
- *Évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada*
http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index-fra.php
- *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Documentation à l'appui*
http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/index-fra.php#doc_tech

2. Organisation mondiale de la Santé (OMS)

L'OMS a défini des doses journalières admissibles ou DJA (*Tolerable Daily Intakes* ou TDI) ainsi que des estimateurs de risque cancérigène pour plusieurs substances chimiques.

Ces données sont disponibles dans la série *Environmental Health Criteria* de l'International Programme on Chemical Safety (<http://www.who.int/ipcs/publications/ehc/en/index.html>) et dans les *Directives de qualité pour l'eau de boisson, volume 1 – Recommandations* (Organisation mondiale de la Santé [OMS], 2004). Il est possible de se procurer ces écrits en s'adressant aux bureaux de l'OMS à Genève et à l'Association canadienne de santé publique. De plus, sur le site Internet de l'OMS (<http://www.who.int/fr/index.html>), il est possible de trouver de l'information supplémentaire de même que la plus récente édition en français (3^e édition) de leurs directives pour l'eau potable, et la version anglaise du document a été mise à jour : http://www.who.int/water_sanitation_health/dwg/gdwg3/en/.

3. Integrated Risk Information System (IRIS)

Il s'agit d'une banque de données de l'United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) contenant des doses de référence pour l'exposition par voie orale (RfD) et des concentrations de référence pour l'exposition par inhalation (RfC) à des substances ayant des effets chroniques non cancérigènes. Cette banque comprend également des coefficients de cancérogénicité pour les expositions par voie orale et par inhalation. Elle peut être consultée gratuitement sur Internet à l'adresse suivante : <http://www.epa.gov/ncea/iris/> (United States Environmental Protection Agency [U.S. EPA], 1998a).

4. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR)

L'ATSDR produit des profils toxicologiques pour plusieurs substances, et elle a élaboré des *Minimal Risk Levels* (MRL) pour les substances non cancérigènes. Les MRL sont définis pour des expositions aiguës, intermédiaires et chroniques, autant par ingestion que par inhalation. Toutefois, aucun MRL n'a encore été établi pour l'exposition cutanée. Les profils toxicologiques peuvent être consultés sur cédérom (Agency for Toxic Substances and Disease Registry [ATSDR], 1997). En outre, ces profils de même que les MRL sont accessibles sur Internet à l'adresse suivante (ATSDR, 2005) : <http://www.atsdr.cdc.gov/mrls/index.html>.

À défaut de trouver les valeurs de référence recherchées dans ces banques de données, d'autres sources peuvent également être consultées, par exemple la California Environmental Protection Agency – Cal/EPA (<http://www.oehha.org/risk/ChemicalDB/index.asp>) ou encore les VTR publiées par le National Institute of Public Health and the Environment des Pays-Bas (Baars *et al.*, 2001). De plus, l'analyste pourrait avoir recours à la banque de données Health Effects Assessment Summary Tables (HEAST) de la U.S. EPA, notamment pour les radionucléides (<http://www.epa.gov/radiation/heast/>).

L'ordre mentionné ci-dessus est proposé pour plusieurs raisons. Il apparaît raisonnable de mentionner initialement Santé Canada, en effet, cet organisme couvre tout le Québec. Au-delà de cette considération, le choix des diverses valeurs de référence retenues devrait se faire sur la base de la qualité et de la pertinence des études ayant été employées pour les définir. Enfin, la date d'entrée en vigueur ou de mise à jour de la valeur de référence, selon chaque organisme, devrait également être prise en considération. Si l'analyste estime qu'il n'existe aucune valeur de référence ou aucun estimateur de risque cancérigène adéquats pour une substance, il aura la possibilité de proposer une valeur à laquelle il joindra une justification appuyant son choix. Il faut toutefois considérer que cette démarche pourrait demander du temps avant d'être acceptée, car une réévaluation devra être faite et pourra nécessiter des consultations ainsi qu'une validation tant à l'intérieur qu'à l'extérieur du MSSS et de l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ).

4 ESTIMATION DE L'EXPOSITION

L'étape de *l'estimation de l'exposition* consiste à estimer les doses auxquelles les personnes pourraient être exposées en tenant compte de la contamination dans les divers milieux et des différentes voies d'entrée dans l'organisme. Pour ce faire, l'analyste peut utiliser des données qui proviennent de la mesure des contaminants dans les milieux biologiques humains (indicateurs biologiques), ou de l'estimation de l'exposition à partir de la caractérisation des concentrations mesurées dans l'environnement, ou bien de la modélisation des concentrations de contaminants dans l'environnement.

À cette étape, l'analyste doit présenter, expliquer et justifier les scénarios d'exposition, les conditions d'exposition et les méthodes utilisées pour le calcul des doses d'exposition dans son évaluation du risque. Il doit expliquer les limites, les conséquences et les incertitudes reliées à ses choix. De même, il doit présenter les doses d'exposition calculées pour chaque classe d'âges, en fonction des différents types d'occupation du territoire pris en compte. Dans le cas d'une approche probabiliste, l'analyste doit présenter la moyenne, l'écart-type et le 95^e centile des doses d'exposition.

Les présentes lignes directrices proposent une démarche qui vise à caractériser l'exposition des individus aux substances chimiques. L'utilisation d'indicateurs biologiques comme outil d'estimation de l'exposition est très intéressante, toutefois elle peut être restreinte. Cela est vrai dans le cadre de projets relevant de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement, puisqu'on doit souvent se pencher sur des dossiers concernant des projets à venir. Pour ce qui est des projets relevant du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains, il serait difficile, à l'aide de cette méthode, d'attribuer l'exposition mesurée par biomarqueurs à la contamination du terrain à l'étude. L'analyste devra plus souvent estimer l'exposition potentielle à partir de concentrations, présentes dans l'environnement, qui auront été mesurées ou modélisées. La section *Définition des conditions d'exposition* (4.2) indique les principales données s'appliquant à la population québécoise, tandis que la section *Estimation de l'exposition* (4.3) présente les principales équations permettant d'estimer l'exposition.

En ce qui concerne la *Caractérisation et la modélisation des concentrations dans l'environnement* (4.1), ces procédures ne sont que brièvement abordées dans le présent document, puisque l'expertise requise pour cette caractérisation relève du MDDEP. Les résultats découlant de la modélisation des substances dans l'environnement représentent des paramètres critiques dans la démarche de l'estimation de l'exposition. Par ailleurs, les modèles utilisés pour déduire les concentrations de polluants dans les divers compartiments environnementaux constituent une source d'incertitude, puisque les résultats peuvent varier fortement selon les modèles. Dans ce contexte, il est particulièrement important que des directives soient éventuellement émises quant au choix des modèles à privilégier.

Il faut mentionner qu'à cette étape-ci les données d'exposition ainsi que les différentes équations permettant d'estimer l'exposition de la population pourraient être modifiées en fonction du projet à l'étude ou si de nouvelles connaissances scientifiques le suggéraient. Compte tenu du fait que les présentes lignes directrices décrivent de façon générale l'approche à suivre pour la réalisation d'une évaluation du risque toxicologique, certains

projets devront avoir recours à des conditions d'exposition qui n'ont pas été abordées dans ce document. Dans de tels cas, l'analyste devra prendre en considération les particularités du projet, utiliser les équations et les données d'exposition de la documentation scientifique qui semblent les plus adéquates et s'assurer que le scénario d'exposition est conforme au projet à l'étude. Finalement, il devra expliquer et justifier ses choix.

4.1 CARACTÉRISATION ET MODÉLISATION DES CONCENTRATIONS DANS L'ENVIRONNEMENT

Afin d'avoir l'estimation la plus juste de l'exposition de la population, il importe d'obtenir l'information la plus à jour possible sur les concentrations de contaminants dans l'environnement. Pour les obtenir, l'analyste doit privilégier les valeurs réelles dans l'environnement de la population. Ces données peuvent être mesurées directement et spécialement pour le projet à l'étude ou encore provenir d'études de caractérisation réalisées par des organismes gouvernementaux et d'autres organismes reconnus. Lorsque les données réelles ne sont pas disponibles, l'analyste doit estimer les concentrations à partir de modèles mathématiques de dispersion des contaminants.

Le présent chapitre ne décrit ni la méthode à suivre pour réaliser la caractérisation environnementale, ni les différents modèles à utiliser lors d'une modélisation des concentrations dans un milieu quelconque (air extérieur, sol, eau souterraine, eau de surface, eau potable, végétaux, etc.). Un tel aspect relève du MDDEP, qui possède l'expertise pour guider les analystes et évaluer leurs travaux. À titre d'exemple, lors de la réalisation d'une évaluation du risque pour la santé dans le contexte d'un projet ayant trait aux sols contaminés, l'analyste doit consulter le *Guide de caractérisation des terrains* (Anderson et Laberge, 2003) publié par la Direction des politiques du secteur industriel du ministère de l'Environnement. Ce guide explique à l'analyste les notions de base en ce qui a trait à la réalisation d'une étude de caractérisation, à l'établissement d'une stratégie d'échantillonnage et à l'identification des paramètres d'évaluation. De même, pour un projet impliquant l'utilisation de modèles de dispersion atmosphérique, l'analyste doit utiliser le *Guide de la modélisation de la dispersion atmosphérique* produit par la Direction du suivi de l'état de l'environnement du MDDEP (Leduc, 2005). Il existe également un guide pour caractériser l'eau de surface (Hébert et Légaré, 2000) et des guides d'échantillonnage aux fins d'analyses environnementales pour les volets eau, air et sol. Dans d'autres contextes que ceux concernant les terrains contaminés et la dispersion atmosphérique, s'il n'existe aucun guide préparé par le MDDEP, l'analyste devra utiliser des méthodologies reconnues et justifier ses choix. Il présentera les incertitudes et les limites découlant des méthodes retenues et en discuter. Il est suggéré d'employer le modèle « Johnson/Ettinger » s'il arrivait que les conditions du cas étudié permettent l'application de ce modèle, dans le cas de la modélisation de l'intrusion de vapeurs souterraines dans les maisons. Ce modèle a été évalué pour les besoins de Santé Canada (Golder Associates, 2004) et a été utilisé par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) lors de l'évaluation de directives à propos de la contamination des sols par des hydrocarbures (Conseil canadien des ministres de l'environnement [CCME], 2008) ainsi que par la U.S. EPA (2004b).

En matière de modélisation, l'analyste doit avoir recours à une ou à des méthodologies reconnues par le MDDEP, selon les directions ou les services appropriés. Les résultats doivent toutefois être indiqués dans l'étude de même que les méthodologies employées et les raisons motivant les choix de l'analyste (par exemple se reporter à un guide ou à une référence). Il doit de plus décrire les incertitudes et les limites découlant des méthodes retenues et en discuter.

Les données issues de la caractérisation ou de la modélisation sont utilisées afin d'estimer l'exposition de la population. Il est recommandé que l'analyste se serve de la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % (IC95 %) sur la moyenne comme donnée d'exposition de la population. Si la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % est plus élevée que la valeur maximale, cette dernière doit être employée. Lorsque plusieurs échantillons présentent une concentration sous le seuil de détection, il existe des méthodes appropriées pour déterminer les valeurs à employer. Ainsi, il est proposé d'utiliser la moitié de la valeur de la limite de détection lorsque le nombre de mesures sous le seuil de détection est inférieur à 15 % du nombre total de mesures prises comme le suggère la U.S. EPA (1992a). Si la proportion est supérieure, il est conseillé d'employer la limite de quantification pour les valeurs manquantes.

Dans les cas où des mesures locales seraient effectuées pour caractériser le bruit de fond d'un secteur où sera entrepris un projet faisant l'objet d'une évaluation du risque, l'analyste se référera au document intitulé *Lignes directrices sur l'évaluation des teneurs de fond naturelles dans les sols* (Ouellette, 2007), notamment quant à la valeur du centile à prendre en compte pour établir la concentration bruit de fond en fonction du nombre de mesures réalisées.

Enfin, la distribution complète des valeurs de la concentration environnementale devra être employée pour l'approche probabiliste de l'estimation de l'exposition si cette distribution est basée sur un minimum de 30 échantillons environ. En effet, ce nombre « [...] *peut être à la base de l'hypothèse d'une distribution normale et qu'à partir de cette taille on a une assez bonne idée de la valeur de l'écart-type de la population* » (Ouellette, 2007). Pour un nombre inférieur de mesures, les concentrations environnementales ne pourront être traitées comme une variable stochastique dans l'approche probabiliste.

4.2 DÉFINITION DES CONDITIONS D'EXPOSITION

Cette section présente les données qui permettront de définir les conditions d'exposition de la population. Les principales données nécessaires à l'élaboration de la majorité des scénarios d'exposition sont indiquées ci-dessous. Il s'agit généralement des plus récentes données disponibles dans la documentation scientifique ou de données recommandées par d'autres organismes gouvernementaux tels que la U.S. EPA, le CCME, etc.

Pour chacune des conditions d'exposition citées ci-dessous, la démarche suivie par les auteurs en vue de générer ces données est indiquée brièvement. L'analyste consultera les documents originaux pour en connaître davantage sur les méthodes employées ainsi que sur les résultats obtenus.

Dans certains cas, le présent document ne contient pas toutes les données permettant d'estimer l'exposition de la population par l'intermédiaire de certaines sources (habitudes de vie, loisirs, etc.). L'analyste pourra consulter les références suivantes :

- *Compendium of Canadian Human Exposure Factors for Risk Assessment*. (Richardson, 1997).
- Enquêtes Santé-Québec. (Institut de la statistique du Québec).
Site Internet : <http://www.stat.gouv.qc.ca>
- Données de Statistique Canada. (Statistique Canada).
Site Internet : <http://www.statscan.ca/menu-fr.htm>
- *Exposure Factors Handbook*. Volumes 1, 2 et 3. (U.S. EPA, 1997c).
Version électronique : <http://www.epa.gov/ncea/pdfs/efh/front.pdf>
- *Child-Specific Exposure Factors Handbook (Final Report)*. (U.S. EPA, 2008).
Page Web : <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=199243>

Chaque paramètre d'exposition s'est vu attribuer une valeur unique, par classe d'âges, que l'analyste doit utiliser lors d'une évaluation déterministe de l'exposition. Aux fins de la réalisation d'évaluations du risque par approche probabiliste ou stochastique, certains paramètres se sont vu attribuer une distribution de valeurs – définie par une moyenne, un écart-type et une forme de distribution – que l'analyste doit employer. L'origine des valeurs proposées pour les distributions est explicitée lorsque les paramètres sont présentés. Le choix de toute autre valeur, ou de toute autre distribution de valeurs, doit être justifié.

Par ailleurs, les choix faits pour l'ensemble des données déterministes d'exposition d'une population semblent relativement prudents, notamment en ce qui concerne les taux d'ingestion de sol, d'eau potable, de lait maternel et d'aliments⁶. L'ensemble des valeurs retenues ne représente donc ni une exposition totale moyenne, ni un « pire scénario », mais se situe quelque part entre ces deux positions. Toutefois, si l'analyste doit tenir compte de personnes très sensibles, telles les personnes allergiques ou les enfants présentant un comportement pica, il pourra employer des données d'exposition plus spécifiques.

⁶ Les données d'exposition moyennes retenues sont *prudentes* en ce qui concerne les taux d'ingestion des aliments, en ce sens qu'elles représentent le taux moyen de consommation des individus qui avaient effectivement consommé un type d'aliments lors de l'enquête à ce sujet. Dans le cas de l'eau potable et du lait maternel, ces données représentent les 75^{es} centiles de distributions log-normales. Enfin, pour ce qui est des taux d'ingestion de sol, les valeurs retenues sont des valeurs se situant dans la partie supérieure de la distribution des valeurs moyennes obtenues dans diverses études, mais il n'est pas possible de préciser où exactement. La revue de certaines conditions d'exposition, présentée à l'annexe 2, indique les choix qui ont été faits.

4.2.1 Définition générale des scénarios d'exposition

Lors d'une évaluation du risque, différents scénarios peuvent être nécessaires afin de caractériser l'exposition de la population à des contaminants chimiques. Ces scénarios doivent tenir compte des conditions générales d'exposition :

1. Le type d'occupation du territoire;
2. Les voies d'exposition prises en compte;
3. La proportion du temps passé dans la zone d'étude;
4. La proportion du temps passé à l'intérieur et à l'extérieur;
5. La gamme et les classes d'âges considérées;
6. Le poids corporel;
7. La surface corporelle.

4.2.1.1 Occupation du territoire

Trois types d'occupation du territoire sont proposés⁷ :

1. Occupation résidentielle en milieu urbain;
2. Occupation résidentielle en milieu rural;
3. Occupation commerciale/industrielle.

L'occupation résidentielle en milieu urbain est l'occupation d'un lieu à vocation résidentielle, récréative et institutionnelle, et ce, en milieu urbain ou semi-urbain. Dans cette catégorie, on considère les occupants des résidences de tous types; les clientèles d'établissements scolaires, de garderies et d'hôpitaux ainsi que les usagers des secteurs récréatifs en zone résidentielle. Pour tous ces occupants, des données d'exposition spécifiques sont suggérées à titre de voies d'exposition, de proportions de temps passé dans la zone d'étude, de proportions de temps passé à l'intérieur et à l'extérieur de même que de gammes d'âges à prendre en compte.

L'occupation résidentielle en milieu rural correspond à l'occupation résidentielle en milieu agricole. Dans cette catégorie, on prend en considération le fait que les résidants consomment certains aliments d'origine locale de façon plus importante que les résidants d'un secteur résidentiel en milieu urbain. S'il faut également tenir compte de l'activité de travail agricole, l'analyste doit alors proposer des données spécifiques pour les paramètres associés à cette activité (proportion du temps passé à l'intérieur et à l'extérieur, volume d'air inhalé, consommation d'eau potable, etc.).

L'occupation commerciale/industrielle comprend les activités de nature commerciale et industrielle. Bien qu'il s'agisse de deux types d'activités différents, ils ont été réunis parce que les voies d'exposition ainsi que les données spécifiques concernant la proportion du temps passé dans la zone d'étude, la proportion du temps passé à l'intérieur et à l'extérieur

⁷ En ce qui concerne la réutilisation des sols contaminés, le Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (Gouvernement du Québec, 2003) a défini des usages un peu différents qui doivent être considérés lors de l'utilisation des critères génériques de contamination.

et la gamme d'âges considérés sont semblables. Lorsque l'occupation commerciale/industrielle s'applique, il s'agit d'estimer l'exposition des travailleurs de ces secteurs. Toutefois, ce scénario ne vise pas les secteurs où des individus résident. Les situations pour lesquelles quelques commerces ou certaines activités industrielles sont situés en zone résidentielle ne sont pas incluses dans l'occupation commerciale/industrielle. Pour ces situations, l'occupation résidentielle en milieu urbain doit être employée

4.2.1.2 Voies et milieux d'exposition

Diverses voies d'exposition doivent être prises en compte en fonction du type d'occupation du territoire. Il est important de considérer toutes les voies d'exposition possibles afin de s'assurer de ne pas sous-estimer l'exposition humaine. Le tableau 1 montre quelques-unes des voies d'exposition dont il faut tenir compte selon le scénario d'occupation du territoire.

Tableau 1 Voies et milieux d'exposition à considérer selon le scénario d'occupation du territoire

Voies d'exposition	Occupation du territoire		
	Résidentielle en milieu urbain	Résidentielle en milieu rural	Commerciale/industrielle
Inhalation de la phase gazeuse à l'extérieur	X	X	X
Inhalation de particules à l'extérieur	X	X	X
Inhalation de la phase gazeuse à l'intérieur	X	X	X
Inhalation de particules à l'intérieur	X	X	X
Ingestion d'eau potable	X	X	X
Ingestion de sol	X	X	X
Ingestion de poussières intérieures	X	X	X
Ingestion de fruits et de légumes	X	X	
Ingestion de fruits et de légumes d'origine locale	X	X	
Ingestion de lait, de viande et de poisson d'origine locale		X	
Ingestion de lait maternel ^A	X	X	
Contact cutané avec les particules (sol et poussières intérieures)	X	X	X
Contact cutané avec la phase gazeuse	X	X	X
Contact cutané avec l'eau	X	X	

^A Requête seulement pour certaines substances mentionnées à la sous-section 4.3.4.

Dans des cas particuliers, l'exposition reliée à certaines de ces voies peut être pratiquement nulle, alors que, dans d'autres cas, de nouvelles voies d'exposition doivent être considérées : ingestion de poisson provenant de la pêche sportive, inhalation de substances volatiles lors de la prise de douches, exposition cutanée aux pesticides, inhalation de substances volatiles provenant d'un sol contaminé, etc. Dans de tels cas, l'analyste doit modifier en conséquence les scénarios d'exposition.

4.2.1.3 Proportion du temps passé dans la zone d'étude

La proportion du temps passé dans la zone d'étude a été fixée de façon arbitraire en fonction des trois types d'occupation du territoire (tableau 2). Une occupation de 100 % du temps des secteurs de type *résidentiel en milieu urbain* et *résidentiel en milieu rural* a été choisie afin de représenter la situation d'une partie non négligeable de la population (jeunes enfants, adultes à la maison, personnes âgées). La valeur de 50 heures par semaine avec 2 semaines de vacances a été choisie pour l'*occupation commerciale/industrielle* de façon à tenir compte du nombre d'heures de présence au travail plutôt que du nombre d'heures travaillées.

Tableau 2 Temps passé dans la zone d'étude

Facteurs considérés	Occupation du territoire		
	Résidentielle en milieu urbain	Résidentielle en milieu rural	Commerciale/ industrielle
Nombre d'heures par jour	24	24	10
Nombre de jours par semaine	7	7	5
Nombre de semaines par an	52	52	50

4.2.1.4 Proportion du temps passé à l'intérieur et à l'extérieur

Il existe peu d'études portant sur le temps que les Québécois passent à l'intérieur et à l'extérieur.

L'annexe 2 résume toutefois les quelques études ou recommandations recensées dans la littérature, qui ont servi de base aux recommandations formulées dans les présentes lignes directrices.

Il est proposé d'utiliser les proportions de temps passé à l'intérieur et à l'extérieur de Leech *et al.* (2002) pour l'occupation résidentielle (résidentielle en milieu urbain et résidentielle en milieu rural, avec de légères modifications dans ce dernier cas; voir ci-dessous). En effet, il s'agit de données récentes, disponibles pour un grand nombre de personnes d'âges divers, propres aux Canadiens, représentatives de toute l'année et détaillées en fonction des saisons. Ainsi, il est recommandé d'employer de façon différente les données pour l'hiver et l'été si un projet à l'étude porte sur une exposition saisonnière. Par contre, si l'exposition étudiée se déroule à long terme sur une base annuelle, l'utilisation des données calculées sur toute l'année est conseillée, ce qui inclut l'automne et le printemps. Les données de Leech *et al.* (2002) sur les moins de 11 ans devraient s'appliquer aux 0,5 à < 12 ans des lignes directrices, alors que les données relatives aux 11-17 ans devraient s'appliquer aux 12-19 ans. Pour ce qui est des données concernant les 18 ans et plus, il est recommandé de les employer pour la classe d'âges des 20 ans et plus des lignes directrices ainsi que pour les nourrissons, puisqu'il est difficilement concevable que les enfants de moins de 6 mois aient des patrons d'activités différents de ceux de leurs parents. Les distributions retenues pour les valeurs du temps passé à l'extérieur sont présentées dans le tableau 3.

En approche déterministe, les valeurs moyennes des distributions présentées devraient être retenues. Les données pour le temps passé à l'intérieur devraient être obtenues en soustrayant de 24 le temps passé à l'extérieur, puisque Leech *et al.* (2002) ont groupé les données concernant le temps passé à réaliser diverses activités à l'extérieur, mais pas celles concernant le temps passé à réaliser des activités à l'intérieur. En particulier, cette soustraction est à programmer dans les feuilles de calcul lors d'une évaluation probabiliste de l'exposition faisant appel aux distributions du temps passé dans les divers milieux, étant donné que, contrairement aux moyennes, les écarts-types ne peuvent s'additionner pour évaluer la variabilité d'un paramètre résultant de la somme d'autres paramètres définis par des distributions de valeurs. Comme l'indiquent Leech *et al.* (2002), les écarts-types présentés dans le tableau 3 ont été calculés, pour l'hiver et l'été, à partir des données d'erreurs-types sur la moyenne et du nombre d'individus. En ce qui concerne l'année complète, ce sont l'intervalle de confiance à 95 % et le nombre d'individus concernés qui ont été considérés à cette fin. Puisque Richardson (1997) avait observé que le temps passé à l'extérieur suivait une distribution log-normale, c'est cette forme qui a été retenue.

Si l'analyste a besoin de données concernant des individus vivant en milieu rural (sans tenir compte du travail agricole), il est suggéré d'augmenter la durée de temps passé à l'extérieur, puisque les données de Leech *et al.* (2002) ont été colligées en milieu urbain. Ces données permettent aussi de considérer de manière particulière les enfants, mais la vigilance demeurera de rigueur lorsque le territoire touché par le projet à l'étude comporte des milieux de vie propres aux enfants (garderie, école, etc.). À cet égard, l'article de Leech *et al.* (2002) contient des données détaillées supplémentaires.

Quant à l'occupation commerciale/industrielle du territoire, le temps que les travailleurs œuvrant à l'intérieur passent dans les bâtiments devrait représenter environ les 10 heures de présence au travail, tout en tenant compte de la durée des pauses qui peuvent être prises à l'extérieur. Toutefois, si on considère les travailleurs de la voirie, de la construction et de l'agriculture, on devrait plutôt utiliser un nombre de 10 heures de travail par jour passées à l'extérieur.

Tableau 3 Proportion du temps passé à l'intérieur et à l'extérieur selon l'occupation du territoire

	Occupation du territoire			
	Résidentielle en milieu urbain Résidentielle en milieu rural			Commerciale/ industrielle
Temps passé à	0,5 à < 12 ans (moyenne ± écart- type de la distribution log- normale)	12 à < 20 ans (moyenne ± écart- type de la distribution log- normale)	0 à < 0,5 an; 20 ans et plus (moyenne ± écart- type de la distribution log- normale)	
l'extérieur (h/jour)				0 à 10 heures/jour ^A
En été	3,23 ± 3,35	3,88 ± 4,42	2,47 ± 3,47	
En hiver	0,72 ± 1,41	0,58 ± 1,05	0,55 ± 1,50	
Toute l'année	1,67 ± 3,68	2,28 ± 4,03	1,33 ± 3,43	
l'intérieur (h/jour)				
En été	(24 – temps passé à l'extérieur)	(24 – temps passé à l'extérieur)	(24 – temps passé à l'extérieur)	
En hiver				
Toute l'année				

^A Ces valeurs peuvent varier en fonction du type de travail effectué (travailleurs œuvrant à l'intérieur, travailleurs de la voirie, de la construction et de l'agriculture).

4.2.1.5 Gamme d'âges

La gamme d'âges à prendre en considération varie en fonction de l'occupation du territoire. Il est important de tenir compte de la présence des enfants dans le scénario concernant l'occupation résidentielle en milieu urbain et l'occupation résidentielle en milieu rural. Dans le scénario d'occupation commerciale/industrielle, il importe de se baser sur la durée de vie professionnelle, par conséquent, les enfants ne sont pas pris en compte (à moins qu'il n'y ait une garderie en milieu commercial ou en milieu industriel). Le tableau 4 présente la gamme d'âges à considérer en fonction de l'occupation du territoire.

Tableau 4 Gamme d'âges à considérer selon l'occupation du territoire

Occupation du territoire		
Résidentielle en milieu urbain	Résidentielle en milieu rural	Commerciale/industrielle
0 à 70 ans	0 à 70 ans	20 à 65 ans

4.2.1.6 Classes d'âges

L'intensité de l'exposition pouvant varier en fonction de l'âge, cinq classes d'âges ont été retenues. Il s'agit de la classification du CCME (1996), qui tient compte des classes d'âges présentées au tableau 5.

Tableau 5 Classes d'âges à considérer

Classes d'âges	Intervalle des classes d'âges	Durée des classes d'âges ^A
Nourrissons	< 0,5 an	0,5 an
Tout-petits	0,5 à < 5 ans	4,5 ans
Enfants	5 à < 12 ans	7 ans
Adolescents	12 à < 20 ans	8 ans
Adultes	20 ans et plus	50 ans

^A La durée de la classe d'âges pour les adultes (20 ans et plus) est déterminée selon une durée de vie de 70 ans.

Il apparaît important de noter qu'au moment de la mise à jour des présentes lignes directrices, l'état des connaissances sur les spécificités propres à l'exposition des personnes âgées de 65 ans et plus, considérées traditionnellement comme une population dite « sensible », était suffisamment élaboré pour pouvoir considérer cette classe d'âges séparément des adultes plus jeunes. Cependant, en raison de leur niveau d'activité généralement plus bas, les personnes âgées consomment vraisemblablement moins d'aliments et d'eau, ont un taux d'inhalation moyen plus faible et passent moins de temps à l'extérieur que les adultes plus jeunes. De manière générale, leur exposition aux contaminants environnementaux serait donc moins élevée, exception faite peut-être des contaminants intérieurs. Par conséquent, dans une perspective d'évaluation prudente du risque, il semble plus adéquat de continuer d'inclure les personnes âgées de 65 ans et plus dans la catégorie *Adultes*. Au besoin, l'analyste pourra raffiner son scénario d'exposition en vue de considérer spécifiquement cette classe d'âges, dans le cas où une évaluation du risque portant sur des situations ou des polluants qui touchent particulièrement les personnes âgées (ex. : polluants atmosphériques, métaux s'accumulant dans les os, etc.) se ferait. En fait, c'est plutôt du point de vue de l'élimination de la dose interne et de la susceptibilité aux agressions toxiques à ces doses, donc d'un point de vue toxicodynamique, que les personnes âgées peuvent représenter une population sensible. Ainsi, c'est vraiment à l'étape de l'évaluation de la relation dose-réponse que l'analyste pourra tenir compte des personnes âgées de manière particulière. En effet, si la situation l'exige, c'est à cette étape qu'il pourrait être pertinent de choisir des valeurs de référence toxicologiques plus protectrices que celles utilisées pour la population en général afin d'évaluer spécifiquement le risque pour les personnes âgées, quoique les valeurs de référence toxicologiques soient généralement établies en appliquant des facteurs d'incertitude pour protéger justement les groupes les plus sensibles de la population tels que les personnes âgées.

4.2.1.7 Poids corporel

Les valeurs de poids corporel proposées proviennent de l'*Enquête sur la santé dans les collectivités canadiennes, cycle 2.2, volet Nutrition* (ESCC, cycle 2.2) réalisée en 2004. Il s'agit de la première enquête portant sur la nutrition menée auprès de la population canadienne depuis celle de 1970-1972 (Nutrition Canada). Ces résultats sont présentés au tableau 6.

Les données n'étant disponibles que pour les personnes de 2 ans et plus, les poids corporels des classes d'âges de < 0,5 an et de 0,5 à < 5 ans ont été extrapolés en tenant compte de l'augmentation du poids corporel moyen observée entre 1970-1972 et 2004 chez les Québécois de 5 à < 12 ans; les données québécoises de 1970-1972 (n = 2 513) ont été fournies sur demande par Mark Richardson de Santé Canada (communication personnelle, 2006). Cette démarche s'inspire de celle présentée dans le *Compendium of Canadian Human Exposure Factors for Risk Assessment* (Richardson, 1997) où l'on a extrapolé les poids corporels des 0 à 0,5 an et des > 0,5 à 4 ans en utilisant le même taux d'augmentation observé entre 1970-1972 et 1988 chez les Canadiens de 6 à 11 ans. L'étude de 1988 a été réalisée auprès de 3 511 personnes par l'Institut canadien de la recherche sur la condition physique et le mode de vie. Le résultat de ces extrapolations avait été présenté dans les lignes directrices du MSSS. Dans un même ordre d'idées, les écarts-types de l'enquête de 1970-1972, pour les 0 à 0,5 an et les > 0,5 à 4 ans, ont été repris en présumant que l'augmentation du poids moyen se traduisait aussi par un déplacement uniforme de la courbe de distribution vers la droite, mais pas par un changement de forme de celle-ci.

En comparant les données de 2004 avec celles de 1970-1972, on observe chez les 5 à < 12 ans une augmentation du poids corporel moyen de 1,3 % pour les femmes, de 6,4 % pour les hommes et de 4 % pour les deux sexes combinés. Si l'on applique ce même taux d'augmentation aux < 0,5 an et aux 0,5 à < 5 ans, on obtient les valeurs présentées au tableau 6. Enfin, les distributions des poids corporels suivent une courbe log-normale (Richardson, 1997). En approche déterministe, les valeurs moyennes de ces distributions devraient être utilisées.

Tableau 6 Poids corporels retenus selon les classes d'âges

Âge (ans)	Hommes (kg)	Femmes (kg)	Combinés (kg)
<u>< 0,5</u>			
Moyenne (écart-type)	-- ^A	-- ^A	6,7 (1,5)
Forme de la distribution			log-normale
<u>0,5 à < 5</u>			
Moyenne (écart-type)	15,4 (3,5)	14,4 (3,6)	14,9 (3,5)
Forme de la distribution	log-normale	log-normale	log-normale
<u>5 à < 12</u>			
Moyenne (écart-type)	31,3 (10)	29,5 (9,2)	30,4 (9,7)
Forme de la distribution	log-normale	log-normale	log-normale
<u>12 à < 20</u>			
Moyenne (écart-type)	64,1 (15,7)	57,4 (15)	61,1 (15,8)
Forme de la distribution	log-normale	log-normale	log-normale
<u>20 et +</u>			
Moyenne (écart-type)	80,4 (14,8)	69,1 (17)	74,6 (17)
Forme de la distribution	log-normale	log-normale	log-normale

^A Valeur non différenciée pour le sexe.

4.2.1.8 Taille et surface corporelle

Tout comme pour le poids, les données concernant la taille ont été tirées de l'ESCC, cycle 2.2 – 2004 par l'entremise de l'ISQ (V. Dumitru – ISQ, communication personnelle, 2006). Toutefois, de la même manière que pour le poids, de telles données ne sont pas disponibles pour les classes d'âges de < 0,5 an et de 0,5 à < 5 ans. En se basant sur la même logique que pour le poids corporel, la tendance suivie entre les données de la cohorte de 1970-1972 et celle de 2004 pour les 5 à 12 ans a été examinée afin de tenter de définir des valeurs de taille pour ces classes d'âges. Cependant, l'augmentation observée est de moins de 1 % chez les 5 à 12 ans. En conséquence, il a donc été décidé de reprendre directement les valeurs de 1970-1972 pour définir la taille des enfants de 0 à 5 ans. L'ensemble des résultats est présenté dans le tableau 7. Bien que cela n'ait pas été spécifié dans la source utilisée, il est présumé que les distributions proposées sont de forme log-normale, puisqu'elles concernent un paramètre physiologique dont la valeur ne peut être égale à zéro. On propose donc d'utiliser la valeur moyenne lors du recours à l'approche déterministe.

Tableau 7 Tailles retenues selon les classes d'âges

Âge (ans)	Taille (cm)		
	Hommes	Femmes	Combinés
<u>< 0,5</u>			
Moyenne (écart-type)	-- ^A	-- ^A	61,7 (0,5)
Forme de la distribution			log-normale
<u>0,5 à < 5</u>			
Moyenne (écart-type)	92,9 (16,1)	90,6 (14,6)	91,6 (15,3)
Forme de la distribution	log-normale	log-normale	log-normale
<u>5 à < 12</u>			
Moyenne (écart-type)	132,1 (13,7)	129,2 (13,5)	130,7 (13,6)
Forme de la distribution	log-normale	log-normale	log-normale
<u>12 à < 20</u>			
Moyenne (écart-type)	168,3 (11)	161,0 (9,6)	164,7 (10,9)
Forme de la distribution	log-normale	log-normale	log-normale
<u>20 et +</u>			
Moyenne (écart-type)	172,4 (8,4)	160,3 (6,5)	165,9 (9,6)
Forme de la distribution	log-normale	log-normale	log-normale

^A Les données disponibles ne permettent pas de distinguer les deux sexes à cet égard.

Au meilleur de la connaissance de l'Équipe scientifique sur les risques toxicologiques (ESRT), il n'existe pas de mesures directes de la surface corporelle chez les Canadiens. Toutefois, des auteurs ont développé des équations permettant d'estimer la surface corporelle. Communément, ces équations mettent en relation la surface corporelle d'un individu avec son poids corporel et sa taille. La U.S. EPA (1985) a revu et évalué les formules proposées pour estimer la surface corporelle totale et a déterminé que l'équation de Gehan et George (1970), basée sur le modèle de Dubois et Dubois (1916), représentait le meilleur choix. Gehan et George ont utilisé des mesures directes sur 401 individus, incluant adultes et enfants, sélectionnées parmi les données de Boyd (1935). Comme il était impossible d'estimer l'erreur-type sur la régression de Gehan et George, la U.S. EPA a traité de nouveau ces mêmes données, toujours à partir du modèle de Dubois et Dubois, et l'équation obtenue est la suivante :

$$SA = 0,0239 H^{0,417} W^{0,517}$$

SA = surface corporelle totale (m²)

H = taille (cm)

W = poids corporel (kg)

L'erreur-type associée à cette équation est de 0,00374. Ce modèle expliquerait 99 % de la variation totale observée. Bien que Gehan et George (1970) aient également défini diverses constantes selon les classes d'âges, la comparaison des résultats pour différents centiles ne justifie pas leur utilisation étant donné le faible écart entre les résultats. Par conséquent, l'équation présentée ci-dessus a été retenue pour estimer, à l'aide de simulations de Monte Carlo, des distributions de surface corporelle totale pour toutes les classes d'âges, en fonction du poids corporel et de la taille des Québécois. Les surfaces corporelles totales sont présentées dans le tableau 8. Il est présumé que la surface corporelle suit une distribution de type log-normal. Lors d'une approche déterministe, l'utilisation de la valeur moyenne est recommandée. Il faut noter que, puisque les surfaces corporelles sont exprimées à partir du poids et de la taille, un analyste, qui définirait un scénario d'exposition probabiliste en tenant compte des distributions de poids et de taille, ne devrait employer que ces deux variables accompagnées de la formule de calcul de la surface corporelle. Ceci permet d'éviter de combiner des valeurs irréalistes de surface corporelle avec le poids et la taille. Par contre, si un analyste ne voulait s'intéresser qu'à une exposition strictement cutanée, il pourrait utiliser les distributions de surface cutanée telles qu'elles sont décrites dans le présent document.

Toujours à partir du modèle de Dubois et Dubois (1916) ainsi que des données de Boyd (1935) et de Van Graan (1969), la U.S. EPA (1985) a développé des équations de régression permettant d'estimer la surface corporelle de différentes parties du corps pour l'adulte. Les données étaient toutefois insuffisantes pour déterminer des équations de régression similaires pour les enfants. Les équations développées pour l'adulte ne peuvent pas être appliquées à l'enfant, puisque la proportion des différentes parties du corps par rapport à la surface corporelle totale varie selon l'âge. Par exemple, la proportion de la tête par rapport à la surface corporelle totale est moindre chez l'adulte que chez l'enfant en bas âge, alors que le contraire est observé dans le cas des jambes. La U.S. EPA (1985) a estimé, à partir des mesures de Boyd (1935) et de Van Graan (1969), le pourcentage de la surface corporelle des différentes parties du corps pour des classes d'âges chez des non-adultes. Ces valeurs moyennes ont été pondérées en fonction des classes d'âges considérées dans ces lignes directrices. Les pourcentages des autres classes d'âges sont disponibles uniquement pour les sexes combinés étant donné le nombre insuffisant de données. Pour l'adulte, la moyenne et l'écart-type associés aux pourcentages sont présentés pour les hommes, les femmes et les sexes combinés. Les statistiques concernant les sexes combinés chez l'adulte ont été obtenues par simulations de Monte Carlo. Les pourcentages de la surface corporelle totale attribués aux différentes parties du corps, pour l'ensemble des classes d'âges, sont indiqués dans le tableau 9.

Tableau 8 Surfaces corporelles totales estimées pour les différentes classes d'âges

Sexe	Surface corporelle totale (m ²) selon l'âge et le sexe (Moyenne ± écart-type)				
	< 0,5 an	0,5 à < 5 ans	5 à < 12 ans	12 à < 20 ans	> 20 ans et +
Homme	0,346 ± 0,034	0,527 ± 0,235	0,995 ± 0,173	1,663 ± 0,242	1,966 ± 0,194
Femme	0,346 ± 0,052	0,580 ± 0,073	0,968 ± 0,153	1,552 ± 0,220	1,758 ± 0,226
Sexes combinés	0,345 ± 0,044	0,577 ± 0,074	0,985 ± 0,166	1,608 ± 0,235	1,856 ± 0,223

Tableau 9 Pourcentages de la surface corporelle totale attribués aux différentes parties du corps selon les classes d'âges

Âge (ans)	Pourcentages de la surface corporelle totale attribués aux différentes parties du corps					
	Tête	Torse	Bras	Mains	Jambes	Pieds
< 0,5 an	18,2	35,7	13,7	5,3	20,6	6,5
0,5 à < 5 ans	14,9	34,5	13,3	5,6	24,7	6,9
5 à < 12 ans	12,3	34,1	12,9	5,2	28,3	7,2
12 à < 20 ans	8,6	33,0	14,1	5,4	31,8	7,2
20 ans et +						
Homme	7,8 ± 1,0	35,9 ± 2,1	14,1 ± 0,9	5,2 ± 0,5	31,2 ± 1,6	7,0 ± 0,5
Femme	7,1 ± 0,6	34,8 ± 1,9	14,0 ± 0,6	5,1 ± 0,3	32,4 ± 1,6	6,5 ± 0,3
Combiné	7,5 ± 0,5	35,4 ± 1,4	14,1 ± 0,5	5,2 ± 0,3	31,8 ± 1,1	6,8 ± 0,3

4.2.2 Définition des données d'exposition concernant l'inhalation

Plusieurs études et organismes ont tenté d'estimer les données d'inhalation de la population. Les données de Brochu *et al.* (2006a, 2006b) ont été utilisées afin de générer des données propres aux classes d'âges retenues dans les lignes directrices, telles qu'elles ont été décrites à l'annexe 2. Ce choix est basé sur le fait qu'il s'agit de données récentes obtenues selon une méthode novatrice et qui ont été révisées et retenues dans des directives récentes à propos de l'évaluation de l'exposition chez les enfants, notamment par l'édition de 2008 du *Child-Specific Exposure Factors Handbook* de la U.S. EPA ainsi que par le RIVM aux Pays-Bas (van Engelen et Prud'homme de Lodder, 2007).

Ultimement, les taux d'inhalation les plus représentatifs possible de la population du Québec, exprimés en m³/kg-jour, ont été générés et sont rapportés dans le tableau 10; ces taux concernent les diverses classes d'âges. Il est recommandé d'employer les valeurs moyennes pour les approches déterministes. Si le projet l'exige, l'analyste peut utiliser des taux d'inhalation en fonction des différentes activités que la U.S. EPA (1997c) propose pour les enfants, les adultes ainsi que les travailleurs.

Tableau 10 Taux d'inhalation retenus

Classes d'âges	Distributions normales des volumes d'air inhalés par jour selon les classes d'âges (m ³ /kg-jour)		
	Hommes moyenne ± (écart-type)	Femmes moyenne ± (écart-type)	Sexes combinés moyenne ± (écart-type)
Enfants de < 0,5 an	0, 509 ^A ± 0,093	0, 509 ^A ± 0,093	0, 509 ^A ± 0,093
Enfants de 0,5 à < 5 ans	0,471 ± 0,062	0,453 ± 0,071	0,461 ± 0,047
Enfants de 5 à < 12 ans	0,4 ± 0,056	0,365 ± 0,063	0,382 ± 0,041
Enfants de 12 à < 20 ans	0,324 ± 0,043	0,27 ± 0,05	0,297 ± 0,032
Adultes de 20 ans et +	0,227 ± 0,035	0,219 ± 0,035	0,223 ± 0,025

^A Valeur non différenciée pour les sexes.

4.2.3 Définition des données d'exposition concernant l'ingestion

Classiquement, les trois sources principales d'exposition aux substances toxiques par la voie d'ingestion, qui sont communes à toutes les classes d'âges, sont la consommation d'eau potable, la consommation d'aliments ainsi que l'ingestion de sol et de poussières contaminés. À ces trois sources s'ajoute, pour les nourrissons seulement, l'ingestion de lait maternel. De plus, dans les cas d'expositions à des contaminants pouvant se déposer sur les diverses surfaces de l'environnement (comme les pesticides), la U.S. EPA considère, chez les jeunes enfants, le comportement main-bouche et l'ingestion de gazon contaminé comme des sources d'exposition à retenir (U.S. EPA, 1997d). Pour ce qui est du comportement main-bouche, il existe une quantité suffisante de données afin de permettre une évaluation quantitative du phénomène. De fait, Xue *et al.* (2007) ont effectué une revue exhaustive de ces données dans une méta-analyse. Le comportement main-bouche ne sera

toutefois pas abordé en détail dans les lignes directrices, mais l'analyste se référera à cette revue lorsqu'il jugera pertinent de tenir compte de cette voie d'exposition.

4.2.3.1 Consommation d'eau potable

La quantité d'eau potable consommée doit prendre en considération l'ingestion directe d'eau provenant du robinet et l'ingestion indirecte qui est la consommation de boissons ou d'aliments préparés à partir de l'eau du robinet (thé, café, jus reconstitués, soupes, etc.). L'annexe 2 présente un résumé de plusieurs études traitant de la consommation d'eau potable. Pour les adultes et les < 0,5 an, les données de Caron *et al.* (2004a, 2004b) ont été retenues. Pour les autres classes d'âges, aucune donnée québécoise n'était disponible. Celles recueillies par la Direction de l'hygiène du milieu de Santé et Bien-être social Canada en 1977-1978 (Richardson, 1997) ont donc été sélectionnées. De cette façon, pour les trois classes d'âges intermédiaires, les données de Richardson (1997) ont été ajustées afin de convenir précisément à l'intervalle défini par les classes d'âges des lignes directrices. Le tableau 11 présente ces données, et l'annexe 2 explique la façon dont ces valeurs et ces distributions ont été obtenues. Il est à noter que les valeurs déterministes proposées correspondent au 75^e centile des distributions décrites, lesquelles sont présumées comme étant log-normales.

Tableau 11 Consommation d'eau potable selon les classes d'âges

Âge (ans)	Distributions de la consommation pour les sexes combinés (ml/j)	
	Moyenne ± écart-type	75 ^e centile (valeur déterministe)
< 0,5 an	521 ± 311	655
0,5 à < 5 ans	728 ± 485	910
5 à < 12 ans	985 ± 493	1 198
12 à < 20 ans	1 232 ± 739	1 523
20 ans et +	1 528 ± 920	1 907

4.2.3.2 Consommation de lait maternel et de lait de formule chez les nourrissons

En ce qui concerne l'allaitement maternel, il est proposé de considérer la durée de l'allaitement s'échelonnant sur une période de 6 mois, qui est la période habituellement recommandée pour l'allaitement exclusif des nourrissons. En présumant que le volume de lait maternel consommé par les nourrissons allaités est équivalent au volume de lait de formule consommé par ceux nourris exclusivement au biberon, il est suggéré de tenir compte, au départ, de la distribution de valeurs obtenues par Caron *et al.* (2004a) pour la consommation d'eau employée dans la préparation de lait de formule destiné aux enfants âgés de 8 semaines, soit 623 ± 222 ml/jour. Cette valeur doit être augmentée de 10 % afin de tenir compte du volume occupé par la poudre de lait lors de la préparation du lait de formule. La distribution résultante serait donc de 685 ± 222 ml/jour. Tout comme pour la

consommation d'eau potable, puisque cet âge correspond approximativement à la médiane de la classe d'âges des 0-6 mois, cette distribution apparaît comme une estimation raisonnable, étant donné que les bébés allaités ne le sont pas tous pour une durée de 6 mois. De plus, la forme de la distribution est la même que celle attribuée à la consommation d'eau potable, soit log-normale. L'emploi, comme valeur déterministe, du taux d'ingestion de 742 ml/jour proposé par la U.S. EPA (1997c) est suggéré. Cette valeur correspond au 75^e centile de la distribution.

4.2.3.3 Consommation d'aliments

Pour l'ensemble des classes d'aliments, les valeurs propres au Québec ont été colligées à partir de l'*Enquête sur la santé des collectivités canadiennes* (ESCC) effectuée par Santé Canada en 2004. Cette enquête a fourni des données de consommation d'aliments pour les individus âgés de plus de 1 an (Santé Canada, 2005). Par conséquent, les valeurs décrites pour les 6 mois à < 5 ans apparaissent légèrement surestimées. Les valeurs ont été obtenues pour les aliments regroupés dans les mêmes classes que celles qui avaient été retenues dans les lignes directrices du MSSS. En l'absence de données canadiennes récentes pour les 0 à 6 mois, les valeurs présentées ici ont été estimées à partir de la distribution des poids corporels pour cette classe d'âges et de la pondération des taux d'ingestion en g/kg de poids corporel, rapportés par la U.S. EPA (2008), pour trois groupes de nourrissons, soit les 0 à 1 mois, les 1 à 3 mois et les 3 à 6 mois. Le détail des calculs est présenté à l'annexe 2.

Les tableaux 12 à 20 présentent la consommation suggérée pour 10 classes d'aliments en fonction de l'âge, en poids frais. Les valeurs indiquées sont sous la forme de distributions proposées comme étant log-normales. Pour une évaluation déterministe du risque, il est suggéré d'employer la valeur du 75^e centile, à l'exception de la classe du poisson et des fruits de mer pour laquelle ce centile n'était pas disponible; la valeur moyenne pourrait alors être utilisée. Ces valeurs correspondent aux quantités moyennes d'aliments ingérées par l'ensemble de la population, que les individus interrogés aient ou non consommé ces aliments. Ainsi, l'analyste qui s'intéresserait à une situation d'exposition à des contaminants par l'intermédiaire de la nourriture, chez des consommateurs spécifiques dont le patron de consommation est particulier, devrait voir à estimer la quantité ingérée chez les consommateurs seulement. De plus, l'enquête alimentaire de Santé Canada s'appuie sur un questionnaire concernant les aliments consommés durant une période donnée. De même, puisque les préparations de lait de formule sont faites à base d'eau potable, il est raisonnable de considérer que l'exposition aux contaminants trouvés dans le lait de formule résulte essentiellement de la contamination de l'eau. La considération de l'ingestion d'eau potable dans les scénarios d'exposition devrait donc équivaloir à une estimation raisonnable de l'ingestion de lait de formule.

Dans ces conditions, ces données ne représentent pas des habitudes alimentaires individuelles et ne permettent d'évaluer les risques qu'à l'échelle populationnelle.

Consommation de lait et de produits laitiers

Tableau 12 Consommation de lait et de produits laitiers selon les classes d'âges

Âge (ans)	Distributions de la consommation pour les sexes combinés (kg/lj)	
	Moyenne ; $\pm$ écart-type ; (95 ^e centile)	75 ^e centile (valeur déterministe)
< 0,5 an	0,046; $\pm$ 0,047	0,054
0,5 à < 5 ans	0,521; (1,161)	0,721
5 à < 12 ans	0,475; (1,255)	0,624
12 à < 20 ans	0,452; (1,308)	0,64
20 ans et plus	0,306; (0,944)	0,422

Consommation de viande et d'œufs

Tableau 13 Consommation de viande et d'œufs selon les classes d'âges

Âge (ans)	Distributions de la consommation pour les sexes combinés (kg/lj)	
	Moyenne ; $\pm$ écart-type ; (95 ^e centile)	75 ^e centile (valeur déterministe)
< 0,5 an	0,001; $\pm$ 0,002	0,001
0,5 à < 5 ans	0,073; (0,235)	0,099
5 à < 12 ans	0,126; (0,353)	0,168
12 à < 20 ans	0,161; (0,54)	0,204
20 ans et plus	0,151; (0,41)	0,204

Consommation de poisson et de fruits de mer

Tableau 14 Consommation de poisson et de fruits de mer selon les classes d'âges

Âge (ans)	Distributions de la consommation pour les sexes combinés (kg/j)	
	Moyenne $\pm$ écart-type	75 ^e centile (valeur déterministe)
< 0,5 an	— ^A	— ^A
0,5 à < 5 ans	0,003 $\pm$ 0,001	nd
5 à < 12 ans	0,01 $\pm$ 0,003	nd
12 à < 20 ans	0,016 $\pm$ 0,001	nd
20 ans et plus	0,02 $\pm$ 0,002	nd

^A Il est considéré que les 0 à 6 mois ne consomment ni poisson ni de fruits de mer.

nd : Valeur non disponible.

Si l'analyste doit utiliser une quantité de poisson et de fruits de mer ingérée par un groupe particulier en consommant régulièrement, ou par une population habitant certaines régions reconnues pour leur forte consommation, il pourra employer les données de Richardson (1997) : valeurs moyennes déterministes de 56, de 90, de 104 et de 111 g/jour, pour les classes d'âges supérieures à 0,5 an. Quant aux nourrissons, il est présumé que leur consommation de poisson et de fruits de mer est inexistante. Ces données (tableau 14) considèrent en fait la consommation moyenne des individus qui avaient effectivement consommé ces aliments lors d'une enquête nutritionnelle.

Consommation de légumes-racines

Tableau 15 Consommation de légumes-racines selon les classes d'âges

Âge (ans)	Distributions de la consommation pour les sexes combinés (kg/j)	
	Moyenne ; $\pm$ écart-type ; (95 ^e centile)	75 ^e centile (valeur déterministe)
< 0,5 an	0,017; $\pm$ 0,011	0,022
0,5 à < 5 ans	0,039; (0,147)	0,053
5 à < 12 ans	0,073; (0,248)	0,104
12 à < 20 ans	0,079; (0,279)	0,108
20 ans et plus	0,092; (0,337)	0,122

Consommation d'autres légumes

Tableau 16 Consommation d'autres légumes selon les classes d'âges

Âge (ans)	Distributions de la consommation pour les sexes combinés (kg/lj)	
	Moyenne ; $\pm$ écart-type ; (95 ^e centile)	75 ^e centile (valeur déterministe)
< 0,5 an	0,02; $\pm$ 0,013	0,025
0,5 à < 5 ans	0,064; (0,217)	0,089
5 à < 12 ans	0,126; (0,42)	0,174
12 à < 20 ans	0,152; (0,63)	0,191
20 ans et plus	0,202; (0,582)	0,285

Consommation de fruits et de jus de fruits

Tableau 17 Consommation de fruits et de jus de fruits selon les classes d'âges

Âge (ans)	Distributions de la consommation pour les sexes combinés (kg/lj)	
	Moyenne ; $\pm$ écart-type ; (95 ^e centile)	75 ^e centile (valeur déterministe)
< 0,5 an	0,036; $\pm$ 0,045	0,042
0,5 à < 5 ans	0,3; (0,753)	0,426
5 à < 12 ans	0,337; (1,047)	0,504
12 à < 20 ans	0,342; (1,042)	0,568
20 ans et plus	0,284; (0,91)	0,382

Consommation de céréales

Tableau 18 Consommation de céréales selon les classes d'âges

Âge (ans)	Distributions de la consommation pour les sexes combinés (kg/j)	
	Moyenne ; $\pm$ écart-type ; (95 ^e centile)	75 ^e centile (valeur déterministe)
< 0,5 an	0,005; $\pm$ 0,005	0,007
0,5 à < 5 ans	0,154; (0,427)	0,218
5 à < 12 ans	0,263; (0,543)	0,343
12 à < 20 ans	0,328; (0,85)	0,422
20 ans et plus	0,261; (0,641)	0,334

Consommation de sucre

Tableau 19 Consommation de sucre selon les classes d'âges

Âge (ans)	Distributions de la consommation pour les sexes combinés (kg/j)	
	Moyenne ; (95 ^e centile)	75 ^e centile (valeur déterministe)
< 0,5 an	0,01 ^A	0,01 ^A
0,5 à < 5 ans	0,022; (0,123)	0,032
5 à < 12 ans	0,047; (0,225)	0,06
12 à < 20 ans	0,056; (0,224)	0,06
20 ans et plus	0,03; (0,122)	0,032

^A Distributions de valeurs non disponibles.

Consommation d'huile et de noix

Tableau 20 Consommation d'huile et de noix selon les classes d'âges

Âge (ans)	Distributions de la consommation pour les sexes combinés (kg/j)	
	Moyenne ; (95 ^e centile)	75 ^e centile (valeur déterministe)
< 0,5 an	0,001 ^A	0,001 ^A
0,5 à < 5 ans	0,015; (0,063)	0,017
5 à < 12 ans	0,035; (0,114)	0,039
12 à < 20 ans	0,051; (0,152)	0,072
20 ans et plus	0,047; (0,152)	0,058

^A Distributions de valeurs non disponibles.

4.2.3.4 Fractions des aliments consommés d'origine locale

En milieu résidentiel urbain ou rural, une partie des aliments peuvent être produits localement (potager, ferme). Afin d'évaluer l'impact de la consommation d'aliments d'origine locale, les paramètres arbitrairement fixés par le MEF (1996b) ont été retenus; ils sont présentés au tableau 21. Toutefois, les valeurs pour les céréales ne sont pas rapportées dans ce document. Compte tenu du fait que les céréales ne peuvent généralement pas être consommées sans transformation (à l'exception du maïs), les quantités ingérées de céréales d'origine locale ont été fixées à 0 % pour l'occupation résidentielle en milieu urbain et l'occupation résidentielle en milieu rural. À titre indicatif, le National Institute for Public Health and the Environment des Pays-Bas (RIVM) considère également que 10 % des légumes consommés en milieu résidentiel urbain sont d'origine locale (Otte *et al.*, 2001), alors qu'en Belgique, la Société Publique d'Aide à la Qualité de l'Environnement (SPAQUE) retient une fraction de 20 % (SPAQUE, 2004).

Tableau 21 Fractions des aliments consommés d'origine locale

Type d'aliments	Occupation du territoire	
	Résidentielle en milieu urbain	Résidentielle en milieu rural
Lait	Ne s'applique pas	100 %
Viande	Ne s'applique pas	50 %
Poisson	Ne s'applique pas	50 %
Légumes-racines	10 %	50 %
Autres légumes	10 %	50 %
Fruits et jus de fruits	10 %	50 %
Céréales	0 %	0 %

4.2.3.5 Ingestion de sol et de poussières intérieures

Le sol peut constituer une source significative d'exposition aux contaminants, particulièrement chez les enfants, d'abord parce que ceux-ci peuvent l'ingérer (par exemple en portant à leur bouche leurs mains souillées) et ensuite parce que le sol est une source importante de poussières intérieures dans les maisons (Stanek et Calabrese, 1992; Lanphear et Roghmann, 1997).

L'ingestion de sol et de poussières intérieures peut représenter une exposition significative à des contaminants, particulièrement dans les évaluations du risque toxicologique associées à la réutilisation de terrains contaminés.

Les principales études qui visaient à estimer la quantité de sol et de poussières intérieures ingérée par les enfants et les adultes ont été revues (Binder *et al.*, 1986; Clausing *et al.*, 1987; Calabrese *et al.*, 1989; Van Wijnen *et al.*, 1990; Davis *et al.*, 1990; Thompson et Burmaster, 1991; Finley *et al.*, 1994; Sedman et Mahmood, 1994; Stanek et Calabrese,

1995; Sheppard, 1995; Calabrese *et al.*, 1997; Walker et Griffin, 1998; Stanek et Calabrese, 2000; Stanek *et al.*, 2001; Davis et Mirick, 2006). Deux études ont été effectuées chez les adultes afin d'estimer leur ingestion de sol. Calabrese *et al.* (1990) ont évalué que la quantité de sol ingérée variait de 5 à 77 mg/jour selon le traceur retenu. Quant à Stanek *et al.* (1997), ils ont estimé que la quantité moyenne de sol ingérée était de 10 mg/jour chez les adultes. La plupart de ces études sont basées sur la mesure de traceurs dans différents milieux. Les auteurs ont estimé des quantités de sol et de poussières intérieures ingérées par les enfants et les adultes en déduisant la quantité de traceurs présente dans la nourriture et les produits de consommation de la quantité de traceurs mesurée dans les fèces des sujets, et en tenant compte de la concentration de ces traceurs dans le sol et les poussières intérieures de l'environnement de ces individus. L'annexe 2 présente un résumé de ces études.

En s'appuyant sur les valeurs moyennes suggérées par les différentes études pour les enfants et les adultes, ainsi que sur les valeurs recommandées par différents organismes, les valeurs du tableau 22 sont recommandées pour les évaluations du risque. Le raisonnement ayant conduit à retenir ces valeurs, notamment pour ce qui est des distributions proposées, est détaillé à l'annexe 2.

Tableau 22 Quantités de sol et de poussières intérieures ingérées retenues

Population	Quantités de sol et de poussières intérieures ingérées (mg/jour)	
	Valeur déterministe	Distribution log-normale (médiane; 95 ^e centile)
Nourrissons de < 0,5 an	20	1; 35
Tout-petits de 0,5 à < 5 ans	85	30; 115
Enfants de 5 à < 12 ans	35	15; 75
Adolescents de 12 à < 20 ans	20	1; 35
Adultes de 20 ans et +	20	1; 35
Travailleurs œuvrant à l'intérieur	20	1; 35
Travailleurs œuvrant à l'extérieur (industrie ou agriculture)	85	30; 115

Pour ce qui est des valeurs déterministes, la valeur de 20 mg/jour pour les enfants de moins de 6 mois a été retenue selon la recommandation du CCME (1996), puisqu'ils ont généralement peu de contacts avec le sol et les poussières intérieures de la maison. On propose donc la valeur de 85 mg/jour pour les enfants de 6 mois à 4 ans étant donné qu'ils sont les plus susceptibles d'ingérer le sol et les poussières intérieures. Cette valeur représente un intermédiaire entre les valeurs suggérées par les différentes études à propos des enfants et les recommandations de la U.S. EPA (1997c) de 100 et de 200 mg/jour. Ces deux dernières valeurs sont mentionnées comme étant respectivement des estimations raisonnables et conservatrices de la moyenne. De fait, les études les plus récentes chez les enfants, où l'estimation a été plus affinée, situent cette moyenne de 30 à 50 mg/jour environ.

Pour les enfants de 5 à 11 ans, on propose d'avoir recours à la valeur de 35 mg/jour recommandée par Santé et Bien-être social Canada (1994) afin de tenir compte de leur niveau et de leur type d'activités, qui, sans être ceux de la classe d'âges des 0,5 à 4 ans, sont plus importants que ceux des adolescents et des adultes. En ce qui concerne les jeunes de 12 à 18 ans, les adultes et les travailleurs œuvrant à l'intérieur, il est suggéré d'employer la valeur de 20 mg/jour conseillée par le CCME (1996). Ces valeurs sont recommandées pour évaluer l'exposition chronique. Toutefois, en accord avec la recommandation de Stanek et Calabrese (2000), il est proposé d'augmenter ces valeurs de 25 % dans le cas où on voudrait faire une estimation d'une exposition par ingestion de sol à court terme, sur quelques jours par exemple. Enfin, l'exposition chez les travailleurs œuvrant à l'intérieur est présumée comme étant la même que pour les autres adultes. Toutefois, afin de tenir compte de l'exposition plus importante des travailleurs œuvrant à l'extérieur en industrie ou en milieu agricole, une valeur de 85 mg/jour est suggérée. En effet, dans son document, la U.S. EPA (1997c) souligne que de nombreuses évaluations du risque qu'elle a menées employaient des valeurs de 50 mg/jour pour des scénarios industriels et de 100 mg/jour pour des scénarios en milieu agricole. On remarque que toutes les valeurs déterministes proposées se situent environ à mi-chemin entre le 50^e et le 95^e centiles des distributions suggérées, ce qui apparaît comme étant raisonnablement prudent. Cela se justifie si on tient compte de la grande incertitude entourant l'ampleur de l'ingestion de sol chez les individus, particulièrement chez les enfants de 0,5 à < 5 ans.

Il n'existe pas beaucoup d'études visant à déterminer la proportion de sol et de poussières intérieures ingérée. À la lumière du raisonnement décrit à l'annexe 2 et en s'appuyant sur l'étude de Calabrese et Stanek (1992), il est suggéré que l'analyste présume que 50 % de la quantité ingérée est constituée de sol et 50 % de poussières intérieures, desquelles 30 % a pour origine le sol extérieur. En d'autres mots, l'ingestion de sol et de particules provient à 65 % du sol extérieur et à 35 % d'autres sources issues de la dégradation des meubles, des objets et des vêtements, des résidus de poils d'animaux ainsi que de la peau. Chez les travailleurs œuvrant à l'extérieur, la proportion de sol ingérée devrait être plus importante. Enfin, comme l'ingestion de sol dépend de la saison, l'analyste devrait prendre en considération que, durant environ 5 mois, le sol extérieur est couvert de neige et n'est pas accessible.

4.2.4 Définition des données relatives à l'exposition par contact cutané

L'absorption percutanée des contaminants est bien documentée pour certaines substances comme les solvants organiques et les insecticides organophosphorés, mais elle est beaucoup moins bien connue pour d'autres contaminants comme les métaux. De plus, l'absorption percutanée des métaux est souvent étudiée à l'aide de solutions de sel ou de dérivés alkylés, mais cette méthode a des limites : par exemple, le taux d'absorption de l'acétate de plomb ou du plomb tétraéthyle en solution ne s'applique pas au plomb métallique ou au sel de plomb présents dans les sols.

L'exposition par contact cutané peut survenir au cours de diverses activités par l'intermédiaire de différents milieux d'exposition et de différents microenvironnements : eau (prendre un bain, se laver, nager, etc.); sol (activités extérieures, jardinage, construction, etc.); sédiments (pêche, dragage, etc.); liquides, vapeurs et fumées (utilisation de produits

commerciaux) et activités intérieures (application de peintures, présence de tapis, etc.) (U.S. EPA, 1997c). La nécessité d'inclure l'exposition cutanée aux contaminants dans les évaluations du risque doit donc être examinée dans chaque situation en fonction des substances en cause. Lorsque cette voie d'exposition est retenue, divers facteurs doivent être pris en considération : la concentration de la substance chimique en contact avec la peau, la surface corporelle exposée et, lorsqu'il s'agit de particules, le taux d'accumulation des poussières sur la peau, la durée d'exposition et la fraction de la substance absorbée par la peau.

Les méthodes et les valeurs retenues pour les paramètres servant à estimer l'exposition aux contaminants par contact cutané par l'entremise des différents milieux sont présentées ci-dessous ainsi qu'à la sous-section 4.3.3. Néanmoins, lors de l'évaluation du risque, il est de la responsabilité de l'analyste d'employer les valeurs des paramètres les plus appropriées en fonction du contexte dans lequel s'inscrit le projet à l'étude. Les choix méthodologiques associés à l'estimation de l'exposition par contact cutané devraient être accompagnés d'une justification si l'analyste retient d'autres valeurs que celles suggérées dans le présent document.

4.2.4.1 Surface cutanée exposée au sol

La surface cutanée exposée au sol dépendra, entre autres choses, de l'activité pratiquée et du climat. En soi, ces deux facteurs influenceront la tenue vestimentaire qui déterminera la surface corporelle potentiellement exposée au sol. Les fractions corporelles possiblement exposées au sol, qui sont retenues, sont celles proposées par la U.S. EPA (1992b, 1997c). En été (juin, juillet, août), si on considère le port de chemises à manches courtes, de shorts et de chaussures, 25 % de la fraction de la surface corporelle totale est retenue comme étant potentiellement exposée au sol et aux poussières intérieures (tableau 23). Au printemps (avril et mai) et en automne (septembre et octobre), 10 % de la surface corporelle totale est potentiellement exposée au sol et aux poussières intérieures. Cette fraction est associée au port de chemises à manches longues, de pantalons et de souliers. En hiver (novembre à mars inclusivement), on présume que l'exposition au sol est nulle compte tenu du gel du sol et de la présence de neige. Cependant, la fraction corporelle totale exposée aux poussières intérieures est de 10 % en hiver. Il est à noter que l'on considère que les nourrissons (0 à 6 mois) n'entrent pas en contact avec le sol extérieur. Néanmoins, ils sont exposés aux poussières intérieures, à des fractions corporelles identiques à celles des autres classes d'âges, selon les conditions d'exposition prises en compte en milieu résidentiel.

Il faut noter que, dans le cas des travailleurs, la fraction du corps exposée aux contaminants varie énormément en fonction de la tâche accomplie; une valeur spécifique pour le cas étudié devrait donc être utilisée, le cas échéant, et justifiée par l'analyste.

Tableau 23 Surface corporelle potentiellement exposée au sol et aux poussières intérieures pour les différentes classes d'âges, selon diverses conditions d'exposition en milieu résidentiel

Conditions d'exposition	Âge	Fraction de la surface corporelle totale potentiellement exposée au sol et aux poussières intérieures
Milieu résidentiel au printemps et à l'automne	< 0,5 an	10 %
	0,5 à < 5 ans	
	5 à < 12 ans	
	12 à < 20 ans	
	20 ans et plus	
Milieu résidentiel en été	< 0,5 an	25 %
	0,5 à < 5 ans	
	5 à < 12 ans	
	12 à < 20 ans	
	20 ans et plus	
Milieu résidentiel en hiver (sol)	Toutes les classes d'âges	0 %
Milieu résidentiel en hiver (poussières)	< 0,5 an	10 %
	0,5 à < 5 ans	
	5 à < 12 ans	
	12 à < 20 ans	
	20 ans et plus	

Note : Il est présumé que les nourrissons (< 0,5 an) sont exposés uniquement aux poussières intérieures. Leur exposition au sol extérieur est nulle.

4.2.4.2 Concentration dans les poussières intérieures

L'exposition aux poussières intérieures est généralement prise en considération lorsqu'un bâtiment est situé à proximité d'un lieu contaminé. On présume alors qu'une fraction des poussières intérieures provient du sol extérieur contaminé. En s'appuyant sur les données de Calabrese et Stanek (1992), il est supposé que 30 % de la poussière intérieure est constituée de particules provenant du sol de surface extérieur durant la période estivale (avril à octobre inclusivement, soit 7 mois). Or, durant la période hivernale (novembre à mars), en raison du gel du sol et de la présence de neige, l'ajout de sol extérieur aux poussières intérieures est jugé nul.

4.2.4.3 Taux d'adhérence du sol (ou des poussières) sur la peau

Appelé par certains auteurs *taux de contact* ou *facteur d'adhérence*, le taux d'adhérence du sol (ou des poussières) sur la peau correspond à la quantité de sol (ou de poussières) qui adhère à la peau par unité de surface. Ce paramètre est à la fois fonction des propriétés physicochimiques du sol (humidité, grosseur des particules de sol ou des poussières, etc.), de la partie corporelle exposée au sol et de l'activité au cours de laquelle il y a exposition au sol (ou aux poussières).

Différentes valeurs et équations sont proposées dans la littérature afin d'exprimer le taux d'adhérence du sol sur la peau. Les valeurs retenues (tableau 24) sont celles suggérées par la U.S. EPA (2004a). La U.S. EPA recommande, pour un adulte en milieu résidentiel, un taux d'adhérence de 0,07 mg/cm², ce qui correspond au 50^e centile des valeurs mesurées chez l'adulte lors d'une activité de jardinage, tandis que chez l'enfant, la valeur proposée est de 0,2 mg/cm². Cette dernière valeur correspond à la fois au 95^e centile du taux d'adhérence des enfants jouant dans la garderie et au 50^e centile des enfants jouant sur un sol humide. Il est à noter que les valeurs retenues pour l'adulte et l'enfant représentent des valeurs pondérées des taux d'adhérence mesurés pour les parties du corps potentiellement exposées (la tête; les mains; les avant-bras; les pieds et les jambes, des pieds jusqu'aux genoux), en fonction de leur surface. Pour ce qui est des poussières, le taux d'adhérence diffère de celui du sol. Une valeur de 0,04 mg/cm², correspondant au 95^e centile d'une activité à faible exposition, est retenue pour toutes les classes d'âges comme le recommande la U.S. EPA (2004a).

L'adhérence du sol et des poussières sur la peau varie selon la partie du corps exposée, et, par conséquent, il importe d'utiliser la valeur de la littérature la plus appropriée selon le scénario d'exposition du cas étudié. L'analyste peut également se référer au tableau 25 qui propose des valeurs de taux d'adhérence pour différents types de scénarios d'exposition chez l'enfant et l'adulte.

Tableau 24 Taux d'adhérence du sol et des poussières sur la peau retenus selon les différentes classes d'âges

Taux d'adhérence (mg/cm ²)	Classes d'âges				
	< 0,5 an	0,5 à < 5 ans	5 à < 12 ans	12 à < 20 ans	20 ans et plus
Taux d'adhérence sol/peau	0	0,2	0,2	0,07	0,07
Taux d'adhérence poussières/peau	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04

Tableau 25 Taux d'adhérence du sol sur la peau selon l'activité pratiquée

Scénario d'exposition	Âge (années)	Taux d'adhérence du sol sur la peau (mg/cm²)	
		Moyenne géométrique	95 ^e centile
Enfants ^A			
Enfant à l'intérieur	1-13	0,01	0,06
Enfant à la garderie (jouant à l'extérieur et à l'intérieur)	1-6,5	0,04	0,3
Enfant jouant à l'extérieur (sol sec)	8-12	0,04	0,4
Enfant jouant à l'extérieur (sol humide)	8-12	0,2	3,3
Enfant jouant dans la boue	9-14	21	231
Adultes (résidentiel) ^B			
Gardien de parc	> 18	0,01	0,06
Paysagiste	> 18	0,04	0,2
Jardinier	> 16	0,07	0,3
Adultes (industriel/commercial) ^C			
Gardien de parc	> 18	0,02	0,1
Paysagiste	> 18	0,04	0,2
Installateur de tuyaux (sol sec)	> 15	0,07	0,2
Installateur de systèmes d'irrigation	> 18	0,08	0,3

^A Taux d'adhérence basé sur l'exposition de la face, des avant-bras, des mains, des jambes (pieds aux genoux) et des pieds.

^B Taux d'adhérence basé sur l'exposition de la face, des avant-bras, des mains et des jambes (pieds aux genoux).

^C Taux d'adhérence basé sur l'exposition de la face, des avant-bras et des mains.

^D Taux d'adhérence basé sur l'exposition de toutes les parties du corps pour lesquelles des données étaient disponibles.

Tableau tiré de U.S. EPA (2004).

Tableau 25 Taux d'adhérence du sol sur la peau selon l'activité pratiquée (suite)

Scénario d'exposition	Âge (années)	Taux d'adhérence du sol sur la peau (mg/cm²)	
		Moyenne géométrique	95 ^e centile
Adultes (industriel/commercial)^C (suite)			
Jardinier	> 16	0,1	0,5
Travailleur de la construction	> 18	0,1	0,3
Opérateur d'équipement lourd	> 18	0,2	0,7
Travailleur d'utilité	> 18	0,2	0,9
Installateur de tuyaux (sol mouillé)	> 15	0,6	13
Activités diverses^D			
Joueur de soccer (adolescent, conditions humides)	13-15	0,04	0,3
Fermier	> 20	0,1	0,4
Joueur de rugby	> 21	0,1	0,6
Archéologue	> 19	0,3	0,5
Tailleur de roseaux	> 22	0,3	27
Joueur de soccer (adulte)	> 18	0,01	0,08

^A Taux d'adhérence basé sur l'exposition de la face, des avant-bras, des mains, des jambes (pieds aux genoux) et des pieds.

^B Taux d'adhérence basé sur l'exposition de la face, des avant-bras, des mains et des jambes (pieds aux genoux).

^C Taux d'adhérence basé sur l'exposition de la face, des avant-bras et des mains.

^D Taux d'adhérence basé sur l'exposition de toutes les parties du corps pour lesquelles des données étaient disponibles.

Tableau tiré de U.S. EPA (2004).

4.3 ESTIMATION DE L'EXPOSITION

Cette étape vise à estimer les doses d'exposition potentielles chez des individus en contact avec des substances toxiques présentes dans l'environnement. Les doses d'exposition sont calculées à partir des concentrations de contaminants mesurées ou estimées dans l'environnement et des conditions d'exposition du scénario étudié.

Lors de l'évaluation de l'exposition, l'analyste ne doit tenir compte de la fraction absorbée des contaminants que si la valeur de référence ou l'estimateur de risque cancérigène ont été élaborés en tenant compte de la biodisponibilité du contaminant. En effet, si la valeur de référence ou l'estimateur de risque ont été établis à partir de données d'exposition sans tenir compte de la biodisponibilité de la substance, l'utilisation d'un facteur d'absorption lors de l'estimation de l'exposition entraînerait une sous-estimation du risque.

Quelques équations d'ordre général sont décrites ci-dessous en vue d'estimer l'exposition quotidienne de la population aux substances toxiques par inhalation, par ingestion et par contact cutané.

4.3.1 Exposition par inhalation

La méthode pour calculer l'exposition par inhalation tient compte de la concentration du contaminant dans l'air ambiant et du poids corporel. Dans le calcul de cette exposition, il faut tenir compte de l'inhalation d'air intérieur et d'air extérieur. Le temps passé à l'intérieur et à l'extérieur, défini au point 4.2.1.4, est fonction du type d'occupation du territoire (résidentiel en milieu urbain et en milieu agricole, commercial/industriel, etc.).

Le calcul de la dose d'exposition par inhalation tient compte des contaminants présents sous forme gazeuse et de ceux présents sous forme de particules. L'analyste doit prendre en considération le fait que toutes les particules présentes dans l'air sont inhalées et absorbées.

Les équations pour calculer la dose d'exposition par inhalation se formulent ainsi :

$$D_{inh_{int}} = (Ca_{int.g} + Ca_{int.part}) \times Inh \times T_{int} \times FE$$

$$D_{inh_{ext}} = (Ca_{ext.g} + Ca_{ext.part}) \times Inh \times T_{ext} \times FE$$

Où :

$D_{inh_{int}}$ = Dose d'exposition par inhalation d'air intérieur (mg/kg/jour)

$D_{inh_{ext}}$ = Dose d'exposition par inhalation d'air extérieur (mg/kg/jour)

$Ca_{int.g}$ = Concentration du contaminant sous forme gazeuse dans l'air intérieur (mg/m³)

$Ca_{int.part}$ = Concentration du contaminant sous forme de particules dans l'air intérieur (mg/m³)

$Ca_{ext.g}$ = Concentration du contaminant sous forme gazeuse dans l'air extérieur (mg/m³)

$Ca_{ext.part}$ = Concentration du contaminant sous forme de particules dans l'air extérieur (mg/m³)

Inh = Quantité d'air inhalée par jour en fonction de la classe d'âges et du sexe (m³/kg de poids corporel/jour)

T_{int} = Proportion du temps passé à l'intérieur quotidiennement (sans unité)

T_{ext} = Proportion du temps passé à l'extérieur quotidiennement (sans unité)

FE = Fréquence d'exposition; nombre de jours d'exposition par an divisé par 365 jours (sans unité)

4.3.2 Exposition par ingestion

L'exposition aux différents contaminants par ingestion se fait principalement par l'entremise des quatre milieux suivants : eau potable, aliments, sol et poussières intérieures. Pour ces milieux, le calcul des doses ingérées se fait selon le même principe; en tenant compte de la concentration de la substance dans le milieu (sol, eau, aliments, poussières), de la quantité de milieu ingérée et du poids corporel. Les équations permettant de calculer des doses d'exposition par ingestion se présentent ainsi :

$$D_e = \frac{C_e \times QI_e \times FE}{P} \qquad D_a = \frac{C_a \times QI_a \times FE}{P}$$
$$D_s = \frac{C_s \times QI_s \times FE}{P} \qquad D_p = \frac{C_p \times QI_p \times FE}{P}$$

Où :

D_e	=	Dose par ingestion d'eau potable (mg/kg/jour)
D_a	=	Dose par ingestion d'aliments (mg/kg/jour)
D_s	=	Dose par ingestion de sol (mg/kg/jour)
D_p	=	Dose par ingestion de poussières intérieures (mg/kg/jour)
C_e	=	Concentration du contaminant dans l'eau potable (mg/L)
C_a	=	Concentration du contaminant dans les aliments (mg/kg)
C_s	=	Concentration du contaminant dans le sol (mg/kg)
C_p	=	Concentration du contaminant dans les poussières intérieures (mg/kg)
QI_e	=	Volume d'eau potable ingéré par jour en fonction de la classe d'âges et du sexe (L/jour)
QI_a	=	Quantité d'aliments ingérée par jour en fonction de la classe d'âges et du sexe (kg/jour)
QI_s	=	Quantité de sol ingérée par jour en fonction de la classe d'âges et du sexe (kg/jour)
QI_p	=	Quantité de poussières intérieures ingérée par jour en fonction de la classe d'âges et du sexe (kg/jour)
FE	=	Fréquence d'exposition; nombre de jours d'exposition par an divisé par 365 jours (sans unité)
P	=	Poids corporel en fonction de la classe d'âges et du sexe (kg)

4.3.3 Exposition par contact cutané

L'estimation de l'exposition par contact cutané est une partie complexe de l'évaluation à cause de la grande part d'incertitude qu'elle comporte. L'exposition par contact cutané varie en fonction du milieu (air, eau, sol) qui sert de véhicule aux toxiques. Plusieurs modèles mathématiques ont été élaborés et publiés pour tenter de prévoir le degré d'absorption des substances à travers la peau. Bien que plusieurs de ces modèles semblent intéressants, aucun d'entre eux n'a été validé à ce jour. Les modèles présentés ci-dessous sont ceux retenus pour estimer les doses de contaminants par contact cutané dans les différents milieux d'exposition.

4.3.3.1 Exposition par contact cutané avec les particules (sol et poussières intérieures)

L'approche recommandée en vue d'estimer la dose absorbée par contact cutané avec le sol et les poussières est celle proposée dans le *Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I: Human Health Evaluation Manual – (RAGS) – Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment* de la U.S. EPA (2004a). Selon ce modèle, la dose absorbée par la peau, pour chaque événement de contact avec le sol, est calculée à partir d'un taux d'absorption, qui est indépendant de la durée de contact avec la matrice de sol ou de poussières. Cette approche simple s'applique aussi bien aux substances organiques qu'aux substances inorganiques. L'équation retenue pour estimer la dose absorbée par voie cutanée à partir des poussières est la même que celle servant à estimer la dose absorbée à partir du sol. La dose absorbée est fonction du taux d'adhérence des particules sur la peau, de la surface cutanée exposée, de la concentration dans les particules du sol et de la fraction de contaminants du sol absorbée par la peau. Pour un même contaminant, les doses absorbées, estimées pour les poussières et le sol, seront additionnées. La dose absorbée par voie cutanée à partir du sol ou des poussières est calculée d'après l'équation suivante :

$$D_{\text{cut. part}} = \frac{EV \times (C_s \times T_{\text{adh}} \times A) \times \text{Abs} \times FE \times 10^{-6}}{P}$$

Dcut. part.	=	Dose journalière absorbée par contact cutané avec les particules de sol ou de poussières (mg/kg/jour)
EV	=	Fréquence de l'événement; nombre d'événements de contact sol-peau par jour (événements/jour)
C _s	=	Concentration du contaminant dans les particules de sol ou de poussières (mg/kg)
T _{adh}	=	Taux d'adhérence des particules sur la peau (mg/cm ² -événement)
A	=	Surface de la peau exposée aux particules (cm ²)
Abs	=	Fraction du contaminant absorbée par la peau (sans unité)
FE	=	Fréquence d'exposition aux particules; nombre de jours d'exposition par année divisé par 365 jours (sans unité)

P = Poids corporel (kg)

10^{-6} = Facteur de conversion d'unité (kg/mg de particules)

L'approche retenue afin d'estimer la dose du contaminant absorbée par voie cutanée à partir du sol nécessite la connaissance de la fraction du contaminant absorbée par la peau (Abs). La fraction absorbée par la peau est un paramètre pour lequel la valeur varie selon les propriétés physicochimiques de la substance à l'étude. Des auteurs ont d'ailleurs élaboré des équations afin d'estimer la fraction du contaminant absorbée par la peau. Toutefois, étant donné la non-validation de ces modèles et compte tenu des connaissances qui sont restreintes à ce sujet, l'utilisation de valeurs expérimentales proposées dans la littérature, bien qu'elles soient incertaines, s'avère un choix beaucoup plus judicieux. Des valeurs de fractions d'absorption relevées dans la littérature sont indiquées dans le tableau 26. Dans le cas où aucune valeur n'est suggérée pour la fraction d'absorption d'un contaminant, une valeur par défaut de 1 % peut être attribuée à une substance inorganique et de 10 % à une substance organique. Il faut noter que le *Dermal Exposure Assessment: Principles and Applications* – DEA (U.S. EPA, 1992b) propose une approche différente, basée sur le coefficient de perméabilité cutanée, afin d'estimer la dose de contaminant absorbée par contact cutané avec les particules de sol ou de poussières. Quoique l'approche du RAGS présentée ci-dessus soit à privilégier, celle du DEA pourrait s'avérer une solution de rechange dans le cas où la fraction d'absorption (Abs) d'un contaminant ne serait pas définie.

Tableau 26 Valeurs recommandées de la fraction d'absorption cutanée (Abs) à partir du sol, pour différentes substances

Composés	Fractions d'absorption cutanée (Abs)	Références
Arsenic (inorganique)	0,03	Wester <i>et al.</i> (1993c)
	0,04	OEHHA (2003)
Benzo(a)pyrène et autres HAP	0,13	Wester <i>et al.</i> (1990)
Béryllium et composés	0,01	OEHHA (2003)
Cadmium et composés	0,001	Wester <i>et al.</i> (1992a) U.S. EPA (1992)
Chlordane	0,04	Wester <i>et al.</i> (1992b)
Chrome VI et composés	0,01	OEHHA (2003)
Acide 2,4-dichlorophénoxyacétique	0,05	Wester <i>et al.</i> (1996)
DDT	0,03	Wester <i>et al.</i> (1990)
Hexachlorocyclohexane	0,10	OEHHA (2003)
Mercure (inorganique)	0,01	OEHHA (2003)
Nickel et composés	0,04	OEHHA (2003)
TCDD et autres dioxines	0,03 0,001 ^A	U.S. EPA (1992)
Lindane	0,04	Duff et Kissel (1996)
Biphényles polychlorés (BPC)	0,14	Wester <i>et al.</i> (1993a)
Pentachlorophénol	0,25	Wester <i>et al.</i> (1993b)
Plomb (inorganique)	0,01	OEHHA (2003)
Composés organiques semi-volatils	0,1	U.S. EPA (2004)

^A Si la teneur en matière organique du sol est > 10 %.

Tableau tiré de U.S. EPA (2004a) et de OEHHA (2003).

4.3.3.2 Exposition par contact cutané avec l'air et les vapeurs

La peau est une voie potentielle d'exposition aux contaminants de l'air. Lors de cas de contamination atmosphérique, la dose absorbée par voie cutanée est généralement négligeable par rapport à celle inhalée. Toutefois, dans certains cas spécifiques de contamination, l'absorption de vapeurs par la peau pourrait s'avérer une voie d'exposition non négligeable. L'équation suggérée afin d'estimer la dose absorbée par contact cutané avec l'air et les vapeurs est tirée du DEA de la U.S. EPA (1992b) :

$$D_{\text{cut.air}} = \frac{C_{\text{air}} \times K_{\text{p.air}} \times A \times t \times FE}{P}$$

$D_{\text{cut. air}}$	=	Dose absorbée par voie cutanée à partir des vapeurs (mg/kg/jour)
C_{air}	=	Concentration du contaminant dans l'air (mg/cm ³)
$K_{\text{p.air}}$	=	Constante de perméabilité du contaminant dans l'air sous forme gazeuse (cm/heure)
A	=	Surface de la peau exposée aux vapeurs (cm ²)
t	=	Temps d'exposition (heures/jour)
FE	=	Fréquence d'exposition; nombre de jours d'exposition par année divisé par 365 jours (sans unité)
P	=	Poids corporel (kg)

Dans l'équation précédente, la valeur de la constante de perméabilité du contaminant sous forme gazeuse dans l'air ($K_{\text{p.air}}$) sera préférablement extraite de la littérature. Des valeurs de $K_{\text{p.air}}$ sont entre autres proposées dans le DEA (U.S. EPA, 1992b) pour plus d'une cinquantaine de contaminants. En l'absence de données, il est possible d'estimer la valeur de $K_{\text{p.air}}$ à partir du flux tel qu'il est décrit dans le DEA (U.S. EPA, 1992b). En dernier lieu, le $K_{\text{p.air}}$ peut être calculé à l'aide d'équations de régressions établies en fonction du coefficient octanol-eau. Toutefois, des limites et d'importantes incertitudes sont généralement rattachées à l'utilisation de ce type d'équation.

4.3.3.3 Exposition par contact cutané avec l'eau

Le modèle retenu afin d'évaluer l'exposition par contact cutané avec l'eau est celui proposé dans le RAGS (U.S. EPA, 2004a). La dose absorbée par voie cutanée par l'entremise de l'eau est estimée à partir d'une approche stationnaire basée sur l'équation de Fick pour les substances inorganiques et d'une approche non stationnaire pour les substances organiques.

$$D_{\text{cut.eau}} = \frac{DA \times A \times EV \times FE}{P}$$

$D_{\text{cut. eau}}$	=	Dose absorbée par voie cutanée à partir de l'eau (mg/kg/jour)
-----------------------	---	---

DA	=	Dose absorbée par événement d'exposition (mg/cm ² /événement)
A	=	Surface de la peau exposée à l'eau (cm ²)
EV	=	Nombre d'événements par jour (événements/jour)
FE	=	Fréquence d'exposition; nombre de jours d'exposition divisé par 365 jours (sans unité)
P	=	Poids corporel (kg)

Pour les substances inorganiques :

$$DA = Kp_{\text{eau}} \times Ce \times t$$

Pour les substances organiques :

$$\text{si } t \leq t^* : DA = 2 FA \times Kp_{\text{eau}} \times Ce \sqrt{(6\tau \times t) / \pi}$$

$$\text{si } t > t^* : DA = FA \times Kp_{\text{eau}} \times Ce [(t / (1+B) + 2\tau ((1+3B+3B^2) / (1+B)^2))]$$

DA	=	Dose absorbée par événement d'exposition (mg/cm ² /événement)
Ce	=	Concentration de la substance dans l'eau (mg/cm ³)
Kp _{eau}	=	Coefficient de perméabilité du contaminant de l'eau au travers de la peau (cm/heure)
FA	=	Fraction du contaminant pouvant être absorbée après l'événement d'exposition (sans unité)
B	=	Ratio du coefficient de perméabilité de la substance au travers de la strate cornée sur son coefficient de perméabilité à travers l'épiderme viable (sans unité)
t	=	Temps d'exposition par événement (heures/événement)
t*	=	Temps requis pour atteindre l'état d'équilibre (heures)
τ	=	Temps de latence par événement (heures/événement)

Le temps requis pour atteindre l'état d'équilibre (t*) se définit comme le temps nécessaire pour qu'un gradient de concentration constant au travers de la membrane s'établisse, c'est-à-dire pour que le taux de pénétration de la substance dans la peau soit égal au taux auquel la substance quitte la peau vers le système intérieur du corps humain, et ce, de façon constante. Quant au temps de latence par événement, il s'agit du temps nécessaire à une substance pour migrer au travers de la strate cornée, à partir du moment où elle est mise en contact avec la peau (heures/événement).

La dose absorbée par événement d'exposition s'estime à partir du coefficient de perméabilité de la substance dans l'eau ($K_{p_{\text{eau}}}$). Des valeurs de $K_{p_{\text{eau}}}$ *in vitro* et *in vivo* ont été mesurées expérimentalement pour quelques substances et sont disponibles dans la littérature. À partir de bases de données, des régressions ont également été établies, en vue de calculer la valeur du $K_{p_{\text{eau}}}$ en fonction du poids moléculaire et du coefficient octanol-eau des substances (U.S. EPA, 2004a, 1992b; WHO, 2005). Ainsi, dans le cas où le $K_{p_{\text{eau}}}$ d'une substance organique n'a pas été mesuré, l'analyste peut se référer à une de ces équations. Il faut noter que ces régressions comportent des limites et ne peuvent systématiquement pas être appliquées à toutes les substances.

Pour les substances inorganiques, la valeur du $K_{p_{\text{eau}}}$ se situe entre 6E-4 et 2E-3 cm/h pour les métaux, à l'exception du mercure (vapeur) pour lequel le $K_{p_{\text{eau}}}$ est de 0,24 cm/h. Une valeur de 1E-3 cm/h peut être attribuée au $K_{p_{\text{eau}}}$ de toute autre substance inorganique.

En ce qui concerne le paramètre FA, il représente la fraction de contaminant, qui peut atteindre la circulation systémique par rapport à la quantité entrée dans la peau. Il permet de prendre en compte la perte de contaminant attribuable à la desquamation. Des valeurs de FA sont disponibles pour plus de 200 substances à l'annexe B du RAGS (U.S. EPA, 2004a). Si aucune valeur n'est disponible, une valeur par défaut de 1 est attribuée. La démarche mathématique permettant de calculer la valeur des paramètres B, τ et t^* , qui servent à estimer la dose absorbée par voie cutanée à partir de l'eau, est détaillée ci-dessous.

Estimation du ratio du coefficient de perméabilité de la substance au travers de la strate cornée sur son coefficient de perméabilité à travers l'épiderme viable (B) :

$$B \approx K_{p_{\text{eau}}} \sqrt{\frac{PM}{2,6}}$$

PM = Poids moléculaire (g/mole)

$K_{p_{\text{eau}}}$ = Coefficient de perméabilité de la substance dans l'eau (cm/heure)

Estimation du temps de latence par événement (τ) :

$$\tau = 0,150 \times 10^{(0,0056 PM)}$$

Estimation du temps pour atteindre l'état d'équilibre (t^) :*

Si $B \leq 0,6$, $t^* = 2,4\tau$

Si $B > 0,6$ $t^* = 6 \tau [b - \sqrt{(b^2 - c^2)}]$

Où :

$$b = \frac{2(1 + B^2)}{\pi} - c$$

$$c = \frac{1 + 3B + 3B^2}{3(1 + B)}$$

4.3.4 Exposition par l'entremise du lait maternel chez les nouveau-nés

L'exposition de l'enfant par l'allaitement aux substances toxiques présentes dans le lait maternel dépend essentiellement de l'exposition de la mère, de la consommation de lait maternel par l'enfant, de l'origine des constituants du lait et de la pharmacocinétique du transfert des contaminants du plasma vers le lait. Cette pharmacocinétique est particulièrement difficile à évaluer, car il existe un haut niveau d'incertitude associé aux divers modèles existants à cet égard.

Ainsi, pour une situation donnée de concentration dans l'environnement, ou encore de dose quotidienne à laquelle la mère est exposée, l'estimation de la concentration dans le plasma de la mère devrait idéalement se faire en fonction des données de la littérature concernant divers scénarios d'exposition et sur la base de modèles pharmacocinétiques déjà publiés pour la substance en question. Ce processus peut être long et fastidieux, d'autant plus que des variations importantes peuvent être observées entre les diverses substances et selon des facteurs variables, particulièrement en fonction de la liposolubilité et du potentiel de bioaccumulation des substances (Schechter *et al.*, 1998; Fleishaker *et al.*, 2003; LaKind *et al.*, 2009). Parmi les substances bioaccumulables ou pouvant donc potentiellement se retrouver dans le lait maternel, on note les biphényles polychlorés (BPC), les dioxines et les furanes (PCDD/PCDF), les pesticides organochlorés, les éthers diphenyliques polybromés (EDP), le plomb et le mercure de même que certains solvants (Byczkowski *et al.*, 1994; Fisher *et al.*, 1997). Ainsi, il importe de faire preuve de discernement dans le choix d'un modèle pour l'évaluation des concentrations d'une substance donnée dans le lait maternel. Parmi les divers modèles existants, on peut mentionner un modèle proposé par la U.S. EPA (1998a) qu'il pourrait être convenable d'appliquer aux substances hautement lipophiles et bioaccumulables. L'approche décrite par l'INSPQ (2005), lors d'une étude de validation de critères de contamination du sol, de même qu'un modèle décrit par le MEF (1996) constituent également des modèles ayant été utilisés dans des évaluations du risque réalisées au Québec. Dans tous les cas, l'analyste devra vraisemblablement procéder à l'évaluation spécifique du cas étudié. Puisque les divers modèles existants n'ont à ce jour pas été validés formellement, le présent document ne propose pas de modèle à retenir. Cependant, pour plus de détails concernant les méthodes possibles pour évaluer l'exposition par l'entremise du lait maternel chez les nouveau-nés, il est recommandé de consulter le document de l'INSPQ sur ce sujet (INSPQ, sous presse).

4.3.5 Autres sources d'exposition

Il est possible que d'autres sources d'exposition que celles mentionnées aux sections précédentes doivent être prises en considération pour une situation particulière, par exemple le contact main-bouche ou objet-bouche chez les jeunes enfants. Il revient donc à l'analyste d'en tenir compte et de justifier ses choix méthodologiques.

5 ESTIMATION DU RISQUE

Cette dernière étape permet d'estimer le niveau de risque en mettant en relation les renseignements sur les caractéristiques toxicologiques des contaminants (valeurs de référence et estimateurs de risque cancérigène) avec les doses d'exposition.

En présentant les résultats de ses estimations de risque, l'analyste devra expliquer et justifier les méthodes de calcul retenues. Il décrira et détaillera les limites, les conséquences et les incertitudes reliées à ses choix. L'estimation du risque doit s'opérer pour chaque type d'effets (cancer, effets chroniques non cancérigènes, effets aigus) et pour chaque contaminant.

Dans le cas de certains projets, l'analyste pourra estimer qu'il soit pertinent de modifier une partie des approches recommandées (par exemple dans le cas de nouvelles connaissances ou de nouvelles méthodes). Il devra expliquer les modifications apportées et leurs justifications. Il en précisera aussi les limites et les incertitudes.

5.1 ESTIMATION DU RISQUE EN FONCTION DES EFFETS CANCÉRIGÈNES ET NON CANCÉRIGÈNES

Il est généralement admis que la plupart des substances toxiques ont un *seuil de toxicité* pour les effets non cancérigènes. Cela signifie qu'il existe un niveau d'exposition en deçà duquel la probabilité d'apparition d'effets toxiques est pratiquement nulle.

Par contre, il existe des divergences d'interprétation concernant la relation dose-réponse cancérigène dans le cas d'expositions à de faibles doses. Quoique la communauté scientifique considère généralement que les substances promotrices ont un seuil d'effets en deçà duquel il n'y a pas d'effets cancérigènes, elle ne s'entend pas sur la présence ou l'absence de ce seuil chez les substances cancérigènes initiatrices. Par prudence, les organismes, comme la U.S. EPA, imposent souvent la « pire hypothèse » selon laquelle une seule mutation de la cellule fille pourrait déclencher la cancérogenèse complète.

Si une substance présente à la fois des effets cancérigènes et non cancérigènes (par exemple l'arsenic, le cadmium), les risques reliés à cette substance doivent être évalués selon les deux approches.

5.1.1 Effets cancérigènes

Il est proposé de tenir compte des effets cancérigènes de toutes les substances classées comme étant cancérigènes et probablement cancérigènes pour l'humain par la U.S. EPA ou par le Centre international de Recherche sur le Cancer (CIRC) (groupe 1, groupes 2A et 2B). Pour la plupart de ces substances, la U.S. EPA a, en général, établi des valeurs de référence toxicologiques cancérigènes pour la voie orale ou pour l'inhalation, appelées coefficients de cancérogénicité.

Ces valeurs de référence toxicologiques cancérigènes permettent d'estimer le risque de cancer dans la population lors d'une exposition à vie. Le risque cancérigène représente en fait l'excès d'incidence du cancer attribuable à une exposition donnée par rapport à

l'incidence du cancer attendue dans la population, laquelle découle d'autres facteurs tels que la génétique, les habitudes de vie, etc. Conséquemment, pour l'estimation du risque cancérigène relatif à l'exposition à un contaminant présent sur un site donné, le calcul du risque consiste à chiffrer le risque cancérigène imputable à l'exposition totale aux substances en cause, c'est-à-dire en prenant en compte les concentrations mesurées ou estimées sur le site à l'étude dans leur intégralité, et dont on n'a pas soustrait le bruit de fond. De plus, dans le contexte de l'évaluation des impacts d'un nouveau projet ou d'une nouvelle source de contamination de l'environnement (l'implantation d'une usine, l'ouverture d'un site d'enfouissement, l'installation d'un incinérateur, etc.), il peut être approprié de comparer le risque cancérigène attribuable à l'exposition aux contaminants résultant de ce projet à celui résultant de l'exposition au bruit de fond de la région concernée, ceci afin de juger de son caractère acceptable. Cette comparaison peut également être réalisée lorsqu'on veut mettre en perspective le risque cancérigène imputable à une contamination existante mesurée par rapport à l'incidence attendue dans la population en général. Par conséquent, l'analyste devra également présenter le risque cancérigène attribuable au bruit de fond. La différence entre le risque cancérigène imputable au projet à l'étude et le risque cancérigène correspondant au bruit de fond constituera l'excès de risque cancérigène attribuable au projet à l'étude. Cette manière d'exposer les résultats assurera une transparence totale permettant à toutes les parties prenantes de prendre connaissance des enjeux, conformément au principe directeur de transparence en matière de gestion du risque toxicologique.

5.1.1.1 Estimation de la dose d'exposition aux substances cancérigènes

Le risque de cancer est estimé à partir de l'exposition cumulative aux contaminants durant les 70 premières années de la vie, période pendant laquelle l'exposition est susceptible de provoquer l'apparition de tumeurs. Concrètement, la dose d'exposition durant toute la vie est estimée en pondérant les doses d'exposition moyennes par classe d'âges en fonction du nombre d'années comprises dans ces tranches.

La dose moyenne est calculée à l'aide de l'équation suivante :

$$D_{\text{moy}} = \frac{\sum_{i=1}^5 D_i \times T_i}{\sum_{i=1}^5 T_i}$$

Où :

D_{moy} = Dose d'exposition moyenne entre 0 et 70 ans (en µg/kg/j)

D_i = Dose d'exposition moyenne de la classe d'âges i (en µg/kg/j)

T_i = Nombre d'années comprises dans la classe d'âges i

Dans la plupart des cas, les doses utilisées pour ce calcul sont les doses intégrant toutes les voies d'exposition. Toutefois, pour ce qui est d'une substance dont l'effet toxique ne dépend que d'une seule voie d'exposition, on considère la dose reçue uniquement par cette voie. Par exemple, si on veut estimer le risque de cancer du poumon associé à l'exposition au benzo[a]pyrène, on ne tiendra compte que de la dose inhalée, puisque cette dernière est la seule à contribuer au risque de cancer du poumon.

5.1.1.2 Estimation du risque cancérigène

La méthode suivie pour évaluer le risque de cancer peut varier selon les organismes de santé. Dans la banque de données IRIS (U.S. EPA, 1998b), les coefficients de cancérogénicité de la plupart des substances sont définis selon la procédure de linéarisation du modèle multistade à faibles doses. Selon ce modèle, la relation dose-réponse des effets cancérigènes est linéaire et passe par l'origine. Le coefficient de cancérogénicité (q^*) correspond approximativement à la pente de la courbe dose-réponse passant par le point 0. Les plus récentes directives de la U.S. EPA concernant l'évaluation du risque cancérigène (U.S. EPA, 2005a) privilégient une nouvelle approche pour les substances cancérigènes sans seuil. Selon cette approche, le risque unitaire cancérigène (s^*) correspond à la pente de la ligne unissant le point 0 au point de l'incidence du cancer, associé à la limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95 % (*Lowest Effect Dose* ou LED) de la dose engendrant un excès d'incidence cancérigène de 10 % dans les études animales (*Effect Dose* ou ED_{10}) et de 5 % dans les études épidémiologiques. Dans le cas des substances cancérigènes avec seuil, les valeurs de référence sont calculées à partir de la LED_{10} en appliquant des facteurs d'incertitude. Ces facteurs permettent de calculer une marge d'exposition sécuritaire pour une exposition durant toute la vie. Le calcul du risque de cancer pour ces substances cancérigènes avec seuil est développé au point 5.1.2.1 relatif à l'estimation du risque non cancérigène.

Le calcul du risque de cancer, pour les substances cancérigènes sans seuil, s'effectue donc en multipliant les coefficients de cancérogénicité (q^* ou s^*) par la dose moyenne d'exposition durant les 70 premières années de la vie pour l'exposition orale, ou la concentration d'exposition moyenne dans l'air durant les 70 premières années de la vie par le risque unitaire pour l'exposition par inhalation.

$$R_{\text{cancer}} = [D_{\text{moy}} \text{ ou } C_{\text{moy}}] \times [C_{\text{can}} \text{ ou } RU]$$

Où :

R_{cancer} = Risque cancérigène

D_{moy} = Dose d'exposition moyenne entre 0 et 70 ans (mg/kg de poids corporel-jour), calculée selon l'équation présentée au point 5.1.1.1

C_{moy} = Concentration moyenne d'exposition dans l'air entre 0 et 70 ans ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

C_{can} = Coefficient de cancérogénicité (mg/kg de poids corporel-jour)⁻¹

RU = Risque unitaire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)⁻¹

En effet, pour certaines substances, les organismes de santé reconnus présentent deux coefficients de cancérogénicité : un pour la voie orale et un pour l'inhalation. Ce dernier prend généralement la forme du risque unitaire (RU) qui représente le niveau de risque correspondant à une exposition vie durant à une concentration de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ d'une substance dans l'air (U.S. EPA, 1998b). L'estimation du risque cancérigène doit alors être traitée séparément en mettant en relation, d'une part, la somme des doses d'exposition par les autres voies que l'inhalation avec le coefficient de cancérogénicité par voie orale et, d'autre part, la concentration moyenne dans l'air du contaminant cancérigène avec le coefficient de cancérogénicité par inhalation. Cette manière de procéder est cohérente avec les dernières recommandations de Santé Canada et de la U.S. EPA en la matière (Santé Canada, 2004; U.S. EPA, 2009).

Par ailleurs, s'il n'existe qu'un seul coefficient de cancérogénicité, généralement pour la voie orale, l'estimation du risque cancérigène doit intégrer toutes les voies d'exposition qu'il est biologiquement plausible de considérer ensemble. Dans de tels cas, les facteurs d'absorption respectifs des diverses voies d'exposition doivent être pris en considération pour transformer la dose administrée par une voie en dose équivalente administrée par la voie pour laquelle la valeur de référence existante a été définie.

5.1.2 Effets chroniques non cancérigènes

5.1.2.1 Estimation du risque

En ce qui concerne les substances ayant des effets chroniques non cancérigènes, l'exposition moyenne, pour chacun des sexes et chacune des classes d'âges de la population potentiellement exposée, doit être comparée à une valeur toxicologique de référence (VTR), c'est-à-dire un niveau d'exposition en deçà duquel les individus exposés ne sont pas susceptibles de subir des effets nocifs. Le fait que le risque d'effets non cancérigènes soit estimé pour différentes classes d'âges permet, lors de circonstances particulières, de s'assurer que l'exposition de certaines classes d'âges ne dépasse pas la VTR.

L'estimation du risque d'effets non cancérigènes doit être réalisée pour :

- l'exposition bruit de fond, qui représente l'exposition de la population;
- l'exposition relative au projet en question;
- l'exposition totale qui correspond à la somme de l'exposition bruit de fond et de l'exposition découlant du projet.

Pour ces trois expositions, l'estimation du risque d'effets non cancérigènes s'exprime par un indice de risque, qui se calcule en mettant en relation la VTR avec l'exposition moyenne pour chaque classe d'âges prise en compte. Contrairement à la voie orale, pour laquelle les VTR sont des doses de référence exprimées en fonction du poids corporel – ex. : dose de référence; RfD de la U.S. EPA en $\text{mg}/\text{kg}\text{-jour}$, les VTR pour l'inhalation sont exprimées sous la forme de concentrations de référence – ex. : concentration de référence; RfC de la U.S. EPA en mg/m^3 (U.S. EPA, 1998b). Conformément au principe de dosimétrie de la U.S. EPA (2009), l'indice de risque pour l'inhalation se calcule donc en comparant la

concentration moyenne dans l'air, à laquelle les individus sont exposés quotidiennement, à la concentration de référence. De manière générale donc :

$$IR = \frac{D_{moy} \text{ ou } C_{moy}}{VTR}$$

Où :

<i>IR</i>	=	Indice de risque
<i>D_{moy}</i>	=	Dose moyenne d'exposition par classe d'âges, considérant les autres voies que l'inhalation (mg/kg de poids corporel-jour)
<i>C_{moy}</i>	=	Concentration moyenne d'exposition par classe d'âges pour l'inhalation (mg/m ³)
<i>VTR</i>	=	Valeur toxicologique de référence (mg/kg de poids corporel-jour pour les autres voies que l'inhalation; mg/m ³ pour l'inhalation)

Il est à noter que pour certaines substances cancérigènes qui ont été démontrées avec seuil, des VTR ont été définies par des organismes réglementaires selon la même méthodologie que celle utilisée pour les substances non cancérigènes, soit en ajoutant un facteur d'incertitude supplémentaire afin de tenir compte du caractère cancérigène de la substance. Pour ces substances, le risque se calcule de la même façon que pour les substances non cancérigènes, pour autant qu'il n'y ait pas également de valeurs de coefficients de cancérogénicité établies pour ces substances.

Si l'exposition au bruit de fond n'est ni connue ni définissable, **et seulement dans ces cas**, il est envisageable de ne considérer que l'exposition reliée au projet à l'étude, que l'on comparera à une valeur correspondant à 20 % de la valeur de référence. Cette approche sous-tend que les sources d'exposition autres que le projet à l'étude contribuent à 80 % de la VTR.

5.1.2.2 Voies d'exposition

Pour certaines substances, les organismes de santé reconnus peuvent présenter deux valeurs de référence : une dose de référence (en mg/kg de poids corporel/jour) pour la voie orale et une concentration de référence (en mg/m³ d'air) pour l'inhalation. Dans de tels cas, l'estimation des risques chroniques non cancérigènes doit être traitée séparément en fonction de chacune des voies d'exposition.

S'il n'y a qu'une seule valeur de référence, l'estimation des risques chroniques non cancérigènes doit intégrer toute les voies d'exposition qu'il est biologiquement plausible de considérer ensemble. Dans de tels cas, les facteurs d'absorption respectifs des diverses voies d'exposition doivent être pris en considération pour transformer la dose administrée par une voie en dose équivalente administrée par la voie pour laquelle la valeur de référence existante a été définie. Pour plus de précisions, on suggère de se référer au document concernant la validation des critères du sol produit par l'INSPQ (2005). Dans le cas où uniquement une RfC est disponible **et** que la voie orale ou cutanée s'avère pertinente, et seulement dans ce cas, la RfC (en mg/m³) peut être convertie en RfD « par inhalation » (en

mg/kg-jour) de façon à intégrer toutes les voies d'exposition pertinentes dans le calcul du risque d'effets non cancérogènes. La conversion de la RfC en RfD « par inhalation » se fait en multipliant la RfC par le taux moyen d'inhalation de l'adulte (en m³/kg-jour).

5.1.3 Estimation du risque lors d'expositions sous-chroniques

Il peut arriver que la réalisation de projets entraîne une exposition non continue de la population comme lors de l'application de pesticides à quelques reprises au cours de la saison de culture, ou lors de la consommation de poissons contaminés pendant la saison des activités de pêche sportive (en été). Dans ces situations, il peut arriver qu'une forte exposition à court terme à des substances chimiques, lorsqu'elle est répartie sur toute la durée de la vie, soit inférieure à la valeur de référence chronique, mais que l'exposition en question puisse représenter un risque pour la santé de cette population durant la courte période où elle est exposée. Afin de protéger ce groupe d'individus, il est important de tenir compte de la dose d'exposition, de la durée d'exposition et de la persistance des substances dans l'organisme pour déterminer les cas où une augmentation de la charge corporelle pourrait constituer un risque toxique, même pour une courte période (quelques mois par exemple). Le cas échéant, il faudra comparer la dose d'exposition de la population pour une plus courte période à une valeur de référence établie pour une période de temps semblable. L'ATSDR (1997) et la U.S. EPA (1997b) ont élaboré respectivement des MRL (*Minimal Risk Levels*) et des RfD (*Reference Doses*) sous-chroniques pour des périodes d'exposition de moins d'un an. De même, l'Office of Pesticide et le National Center for Environmental Assessment (NCEA), tous deux faisant partie de la U.S. EPA, proposent également dans certains cas des valeurs de référence sous-chroniques.

5.1.4 Effets aigus

Pour les substances entraînant des effets aigus, la dose d'exposition doit être calculée sur une durée d'exposition de 1 à 14 jours, comme le suggère la durée applicable aux MRL aigus de l'ATSDR, et être comparée aux valeurs de référence toxicologiques aiguës lorsqu'elles existent. Dans le cas de substances émises dans l'air (ex. : substances irritantes), la concentration moyenne dans l'air ambiant doit aussi être comparée aux concentrations de référence établies par les organismes de santé reconnus.

Il est également important de mentionner qu'il existe des effets aigus reliés à une exposition aux substances chimiques émises lors d'un accident technologique. Dans ces circonstances, l'évaluation du risque technologique peut se révéler un outil utile à la prise de décisions (évacuation, confinement, interdiction de consommation de légumes ou d'eau potable, etc.). Cependant, puisque ce type d'évaluation fait appel à une compétence particulière, il n'est pas abordé dans les présentes lignes directrices.

5.2 ESTIMATION DU RISQUE LORS D'UNE EXPOSITION CUTANÉE AUX CONTAMINANTS

Le calcul des doses d'exposition aux substances toxiques par voie cutanée varie selon les différents milieux d'exposition (air, eau et sol). Lors de la démarche d'estimation du risque attribuable à une exposition cutanée, on doit aussi tenir compte de ces différents milieux d'exposition pour le choix des valeurs de référence et des estimateurs de risque cancérigène.

Dans un premier temps, l'analyste doit déterminer si l'effet toxique de la substance se manifeste localement ou s'il s'agit d'un effet systémique. Quelques limites d'exposition ont été fixées pour des expositions cutanées en milieu de travail à des substances ayant des effets toxiques locaux. On peut alors comparer les doses d'exposition calculées aux limites d'exposition existantes.

Par contre, il n'existe pas de valeurs de référence ni d'estimateurs de risque cancérigène établis spécifiquement pour les effets toxiques systémiques attribuables à une exposition cutanée. Les doses absorbées découlant d'une exposition cutanée sont alors comparées aux données établies à partir d'études d'exposition par ingestion et par inhalation comme cela est décrit dans l'IRIS (U.S. EPA, 1998b) ou par d'autres organismes. La U.S. EPA (1992) recommande d'utiliser les valeurs de référence et les estimateurs de risque cancérigène établis pour la voie orale (RfD et coefficient de cancérogénicité établi pour la voie orale) dans les cas d'exposition cutanée à des substances toxiques présentes dans les sols et dans l'eau. Dans le cas d'une exposition cutanée à des vapeurs, la U.S. EPA recommande l'utilisation de données établies pour la voie d'inhalation (RfC et coefficient de cancérogénicité par inhalation).

Toutefois, d'autres considérations peuvent justifier l'utilisation d'une valeur de référence ou d'un estimateur de risque cancérigène pour une voie plutôt qu'une autre. L'organisme humain répond, en effet, différemment à une exposition par la voie orale comparativement à une exposition cutanée, notamment en raison de l'effet de premier passage hépatique résultant de l'ingestion. Si l'effet toxique du contaminant est principalement attribuable à l'action, au niveau d'un organe cible, d'un métabolite de cette substance produit par le foie, le risque peut être surestimé quand on utilise une valeur de référence ou un estimateur de risque pour le cancer établi pour la voie orale afin d'évaluer le risque d'une exposition cutanée. À l'opposé, l'emploi de données déterminées pour la voie orale peut engendrer une sous-estimation du risque associé à une exposition cutanée à une substance dont l'effet toxique est diminué par le processus de détoxification hépatique. L'usage d'une valeur de référence établie pour l'inhalation pourrait être plus approprié dans ces deux situations (Buteau et Valcke, 2010).

De plus, il faut tenir compte du fait que les valeurs de référence pour la voie orale sont établies à partir de doses administrées. Or, les doses estimées à partir d'expositions cutanées sont des doses absorbées. La conversion des valeurs de référence pour l'ingestion en doses absorbées est possible si on connaît le facteur d'absorption gastro-intestinale des substances. En multipliant la dose de référence par ce facteur d'absorption, on obtient une dose de référence absorbée. Cependant, il faut mentionner que la U.S. EPA (2000a) ne recommande d'effectuer cet ajustement que lorsque la substance est absorbée à 50 % ou

moins par la voie gastro-intestinale, en raison de l'incertitude qui est inhérente à la détermination de cette fraction d'absorption dans les études expérimentales.

L'extrapolation d'une relation dose-réponse, établie pour l'ingestion ou pour l'inhalation par la voie cutanée, comporte des incertitudes qui doivent être discutées lors de l'analyse. L'analyste devra donc faire état des données issues des modèles toxicocinétiques qui justifient le choix des estimateurs d'exposition et qui ont servi à la modification ou à l'élaboration des estimateurs utilisés.

5.3 ESTIMATION DU RISQUE LORS D'UNE EXPOSITION À UN MÉLANGE DE SUBSTANCES

Lorsque des individus sont exposés simultanément ou consécutivement à plusieurs substances, ces dernières peuvent agir de façon additive ou encore interagir entre elles. Le risque associé à une telle exposition dépend donc non seulement de la toxicité intrinsèque des différentes substances, mais aussi de la manière dont ces substances influencent mutuellement leurs toxicités.

5.3.1 Additivité des doses

L'additivité des doses suppose que tous les constituants du mélange ont des propriétés toxicologiques identiques d'un point de vue qualitatif (quand elles ont le même mode d'action et engendrent le même type de réponse) : seule l'intensité des réponses varie. Par conséquent, chacun des constituants agit comme s'il était une dilution ou une concentration des autres. On peut donc prédire la toxicité d'un mélange en additionnant les concentrations des constituants après les avoir corrigées en fonction de leur potentiel toxique (U.S. EPA, 1986). Cette approche s'applique surtout à des familles de substances dont les structures chimiques sont analogues comme les dioxines et les furanes ainsi que les BPC et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Dans ces cas bien documentés, des facteurs d'équivalence toxique (*Toxicity Equivalent Factors* ou TEF) ont été déterminés pour estimer la toxicité des mélanges. Safe (1994) a établi des TEF en rapportant la toxicité des différents BPC coplanaires sur celle de la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-*p*-dioxine (2,3,7,8-TCDD). Quant à l'Organisation du Traité de l'Atlantique Nord (OTAN, 1988), elle a proposé des TEF pour les dioxines et les furanes en comparant leur toxicité avec la toxicité de la 2,3,7,8-TCDD. De même, des TEF ont été déterminés pour les HAP en comparant leur toxicité à celle du benzo[a]pyrène (Nisbet et LaGoy, 1992; Petry *et al.*, 1996).

Ces échelles d'équivalences sont régulièrement révisées, et certaines différences quant à la classification de chaque analogue peuvent être trouvées selon les organismes réglementateurs qui effectuent les révisions. Ainsi, en comparant les plus récentes échelles d'équivalences des dioxines/furanes, on constate que, pour deux analogues octasubstitués, le facteur d'équivalence toxique est plus élevé pour l'échelle de l'OMS que pour celle de la U.S. EPA, et inversement pour deux analogues pentasubstitués. De plus, certains analogues non orthosubstitués et monoorthosubstitués se sont vu attribuer un facteur d'équivalence par l'OMS mais pas par la U.S. EPA (Van den Berg *et al.*, 2006; U.S. EPA, 2005b). Il est difficile de mesurer l'effet de ces différences sur les évaluations du risque, puisque cet effet dépendra de la présence ou de l'absence des substances en cause dans le milieu environnemental analysé. Par mesure de prudence, il est recommandé d'utiliser les échelles

les plus récentes constituées par chaque organisme et de comparer les résultats des estimations de risque faites dans chaque cas.

5.3.2 Évaluation du risque associé aux mélanges de substances

On parle d'*interaction toxicologique* lorsque l'exposition à une substance modifie l'intensité ou la nature des effets toxiques d'une autre substance. Dans le cas où l'exposition à un mélange de substances produit une réponse plus forte que la somme des réponses qu'auraient provoquées les substances individuelles, on parle de *synergie*. Si l'effet du mélange est moindre que la somme des effets de ses constituants, on parle d'*antagonisme*. En toxicologie, les cas les plus évidents d'interaction sont l'induction et l'inhibition des enzymes de biotransformation (Cassee *et al.*, 1998).

Afin de tenir compte des risques associés aux mélanges de substances, il est recommandé de considérer que des substances qui produisent un même effet sur un organe ou un système d'organes, par un même mécanisme d'action, ont des effets additifs (MEF, 1996b; U.S. EPA, 1999). Sinon, et dans le cas où suffisamment de renseignements seraient disponibles sur les interactions entre les substances en cause, l'approche la plus adéquate pour l'évaluation du risque pourra être choisie en se référant au document de la U.S. EPA (U.S. EPA, 1999) et à son complément (U.S. EPA, 2000b). En résumé, l'approche consiste à diviser la valeur de la dose d'exposition à chaque substance par sa valeur de référence. Pour les substances causant un même effet toxique et partageant un même mécanisme d'action, la somme des rapports obtenus est effectuée. Si cette somme est supérieure à 1, on peut conclure à un risque. Cette approche est notamment employée fréquemment par le Minnesota Department of Health (MDH) pour la gestion des contaminations mixtes de l'eau souterraine (Minnesota Department of Health [MDH], 2008).

5.4 PRÉSENTATION ET INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS

L'objectif des présentes lignes directrices est de définir les balises des différentes étapes de l'évaluation du risque toxicologique, tout en laissant une certaine flexibilité à la démarche, en tenant compte des nouvelles connaissances et approches scientifiques ainsi que du contexte particulier du projet. L'évaluation du risque doit fournir aux décideurs et à la population les éléments objectifs nécessaires aux prises de décisions.

La présentation et l'interprétation des résultats de l'estimation du risque sont parmi les éléments de l'évaluation du risque toxicologique suscitant le plus de controverses. Les débats entourant la notion d'acceptabilité du risque illustrent bien les difficultés de baliser la présentation et l'interprétation de ces résultats.

Pour établir des balises relatives à la présentation et à l'interprétation des résultats de l'estimation du risque, un certain nombre de procédures administratives de gestion des résultats des évaluations du risque toxicologique de plusieurs organismes gouvernementaux, tant canadiens qu'américains, ont été révisées. Toutefois, la démarche n'est pas exhaustive. Les résultats sont présentés à l'annexe 3.

5.4.1 Présentation des résultats

La présentation des résultats doit d'abord être basée sur un souci de transparence. L'analyste doit présenter les valeurs des doses d'exposition estimées en les comparant aux estimateurs de risque cancérigènes ou non cancérigènes. Il doit également décrire les valeurs d'exposition et de risque estimées pour le bruit de fond et en discuter dans le contexte de l'étude.

Dans le cas des évaluations du risque probabilistes, l'analyste doit présenter l'indice du risque (IR) moyen et son écart-type, le 95^e centile, ainsi que le centile de l'exposition, qui équivaut à la VTR, donc à un indice de risque (IR) égal à 1 pour les effets non cancérigènes. Cela permet d'estimer l'étendue possible de l'exposition des individus de même que la proportion de la population dont l'exposition est égale, ou dépasse, la VTR compte tenu : 1) des hypothèses du scénario d'exposition retenu et 2) de la variabilité des paramètres d'entrée du modèle d'exposition⁹.

Puisque le risque cancérigène est populationnel par définition, les résultats à présenter dans le cas d'une approche probabiliste sont : sa moyenne, son écart-type et son 95^e centile. Ceci permet de représenter l'étendue des valeurs de risque possible, compte tenu de la variabilité des paramètres caractérisant la population.

L'analyste doit illustrer la nature des risques (effets locaux ou systémiques; réversibles ou irréversibles; aigus, sous-chroniques ou chroniques; cancérigènes, tératogènes, neurotoxiques, etc.). Il doit identifier les sous-groupes de la population potentiellement les plus à risque en fonction de leur âge, de leur sexe, de leur lieu d'habitation, de leur fonction, de leur mode de vie, de leur état de santé, etc.

Tout au long de la démarche d'évaluation, les hypothèses retenues, les modèles d'estimation et la qualité des données employées introduisent des limites et des incertitudes dans l'estimation des risques toxicologiques. L'analyste doit cerner, analyser de façon qualitative et décrire les incertitudes générées à chacune des étapes de l'évaluation du risque.

5.4.2 Interprétation des résultats

Il n'est pas du ressort de l'analyste de définir si un risque est acceptable ou non pour la population. La présentation des résultats de l'estimation du risque ne doit pas inclure de jugement de valeur. Or, l'acceptabilité du risque est un jugement de valeur résultant d'une démarche scientifique et sociale au terme de laquelle un gestionnaire prend une décision relative à un risque supplémentaire imposé à un groupe dûment informé et concerné.

Il est proposé ici quelques balises pour guider l'interprétation des résultats des évaluations du risque toxicologique. L'établissement de telles balises semble être utile pour orienter les décisions à prendre aux étapes subséquentes relatives à la gestion du dossier.

⁹ La variabilité des paramètres peut dépendre à la fois de la variabilité normale populationnelle du paramètre et de l'incertitude entourant leur valeur réelle. Il faut souligner que ces deux éléments sont souvent difficiles à distinguer.

Pour les **substances qui produisent des effets toxiques non cancérigènes**, les doses totales qui découlent de l'exposition imputable au projet et au bruit de fond doivent être inférieures ou égales aux valeurs de référence ($IR \leq 1$). Dans un tel cas, le projet ne demande alors habituellement pas d'intervention particulière, quoiqu'il puisse tout de même arriver que le projet ne soit pas considéré comme acceptable par les gestionnaires et la population concernée. Des mesures de gestion environnementale pourraient dans ce contexte être nécessaires afin de réduire l'exposition de la population aux contaminants.

Si les doses totales découlant de l'exposition attribuable au projet à l'étude et au bruit de fond sont plus élevées que les valeurs de référence retenues ($IR > 1$), une gestion environnementale¹⁰ des contaminants émis devra être mise en place ou être renforcée de façon à ce que les doses totales d'exposition ne soient pas supérieures aux valeurs de référence. Le public et les groupes concernés devraient également être consultés.

Si la dose bruit de fond excède à elle seule la valeur de référence retenue, cela signifie que d'autres milieux (eau, air, sol et aliments) sont fortement contaminés, et ce, même sans la prise en compte du nouveau projet. Une évaluation des sources particulières de contamination devrait être faite par les instances gouvernementales. En ce qui concerne le projet à l'étude, il est important de mettre en relation la dose qui lui est attribuable avec la dose bruit de fond afin d'apprécier l'importance de la contribution à la dose totale. Les effets sur la santé des résidents, résultant de l'exposition attribuable au projet et au bruit de fond, doivent être bien documentés et bien expliqués. Dans le présent guide, on ne propose ni valeur ni pourcentage à l'ajout de contaminants au bruit de fond en deçà duquel un dépassement pourrait être autorisé, peu importe le contexte environnemental et les substances en cause. Il apparaît plutôt que les résultats de l'évaluation du risque réalisée dans le cadre du projet devront faire l'objet d'un examen de la part des organismes gouvernementaux qui détermineront à ce moment si l'ajout de contaminants est tolérable, et ce, après la consultation des groupes concernés. La tenue de séances d'information auprès du public peut être privilégiée, et la mise en place d'une gestion environnementale n'est pas exclue.

¹⁰ Par gestion environnementale, on entend la mise en place et l'application des meilleurs moyens pour diminuer à la source les émissions, les rejets ou l'exposition aux contaminants; la mise en place et l'application des méthodes de contrôle les plus appropriées de même que la surveillance des milieux et des populations touchés afin que l'intégrité dans le temps des mesures de contrôle soit assurée.

Pour les **substances cancérigènes**, l'évaluation du risque permet d'estimer le risque de cancer attribuable à l'exposition à chaque substance cancérigène découlant du projet à l'étude¹¹. Ainsi, lorsqu'un risque de cancer est inférieur à 1×10^{-6} , il se situe à un niveau généralement considéré par de nombreux organismes nationaux et internationaux comme négligeable du point de vue toxicologique. Le projet ne demande alors habituellement pas d'intervention particulière, quoiqu'il puisse tout de même arriver que le projet ne soit pas jugé acceptable par les gestionnaires et la population concernée. Dans un tel cas, des mesures de gestion environnementale pourraient tout de même être nécessaires afin de réduire l'exposition de la population aux contaminants.

Si le risque cancérigène est supérieur à 1×10^{-6} , le projet devra faire l'objet d'un examen de la part des organismes gouvernementaux, d'une gestion environnementale appropriée et d'une consultation auprès du public et des groupes concernés.

En conséquence, une gestion environnementale des contaminants est nécessaire lorsque les doses d'exposition sont supérieures aux valeurs de référence définies, considérant les effets non cancérigènes, ou lorsque le risque de cancer attribuable au projet à l'étude est supérieur à 1×10^{-6} . Dans de tels cas, certaines conditions doivent être observées :

- mise en place et application des meilleurs moyens pour réduire à la source les émissions, les rejets ou l'exposition aux contaminants;
- mise en place et application des méthodes de contrôle les plus appropriées (ex. : suivi des émissions à la cheminée);
- surveillance des milieux et des populations touchés afin que l'intégrité dans le temps des mesures de contrôle soit assurée.

L'Équipe scientifique sur les risques toxicologiques (ESRT) considère également que la protection de l'environnement est un principe permettant de conserver des milieux sains et sécuritaires pour l'humain. En ce sens, une attention particulière doit être portée à la présence de substances persistantes et bioaccumulables dans l'environnement et à leur ajout à la suite de la réalisation de nouveaux projets. L'ESRT reconnaît également l'importance de réaliser simultanément des évaluations du risque toxicologique et

¹¹ Le choix d'une valeur guide pour les substances cancérigènes est sans doute celui qui est le plus controversé. C'est pour cette raison qu'il ne s'agit pas ici de proposer un critère absolu de décision, puisque plusieurs autres facteurs doivent être pris en compte dans la décision d'accepter ou de refuser la réalisation d'un projet. Il s'agit par exemple de considérations économiques, technologiques, sociales, écologiques, éthiques, légales, culturelles ou politiques. La valeur guide retenue pour les substances cancérigènes est un excès de risque de 1×10^{-6} , c'est-à-dire d'un cas supplémentaire de cancer par million de personnes exposées aux contaminants provenant d'un projet industriel ou d'un terrain contaminé qui doit être réhabilité. On ne porte pas ici de jugement sur l'acceptabilité ou la non-acceptabilité sociale ou même scientifique de cet excès de risque et, par conséquent, de ces projets. Chaque cas devrait être discuté avec la population et les groupes concernés, et il faudrait prendre en considération un ensemble de facteurs. Il s'agit d'une proposition de valeur guide basée sur le fait qu'un certain consensus, non parfait, semble s'être institutionnalisé à propos de cette valeur. Elle apparaît donc être issue d'un certain choix social, assez bien généralisé et non scientifique, qui s'est répandu avec le temps aux États-Unis et à travers le monde, et ce, même si des décisions favorables sur des projets ont tout de même parfois été prises à des niveaux de risque supérieurs, lorsque la balance des inconvénients et des bénéfices a supporté l'autorisation de ces projets. En fait, les membres de l'Équipe scientifique sur les risques toxicologiques ont comme position qu'il faut réduire le plus possible l'exposition aux contaminants chimiques environnementaux cancérigènes.

environnemental (écotoxicologique et impacts sur l'eau souterraine) pour que les programmes de gestion environnementale soient élaborés de façon à protéger, sur la base des résultats de ces évaluations, les paramètres tenus pour les plus sensibles. Le tableau 27 résume les balises proposées pour l'interprétation des résultats.

Tableau 27 Guide d'interprétation des résultats de l'estimation du risque

Substances qui produisent des effets toxiques non cancérogènes		
Doses totales d'exposition (incluant le bruit de fond)	Doses inférieures ou égales aux valeurs de référence	Aucune intervention particulière, à moins que le projet ne soit pas considéré comme socialement acceptable par les gestionnaires et les populations concernées.
	Doses supérieures aux valeurs de référence	Examen par les organismes gouvernementaux; gestion environnementale ^A des contaminants émis de façon à ramener les doses totales d'exposition sous le niveau des valeurs de référence et consultation auprès du public et des groupes concernés.
Dose de bruit de fond uniquement	Dose supérieure aux valeurs de référence ^B	Évaluation gouvernementale des autres sources particulières de contamination; examen du projet par les organismes gouvernementaux afin de déterminer si l'ajout de contaminants est acceptable; gestion environnementale appropriée ^A et consultation auprès du public et des groupes concernés.
Substances cancérogènes^C		
Risque cancérogène	Risque inférieur ou égal à 1×10^{-6D}	Aucune intervention particulière à moins que le projet ne soit pas considéré comme socialement acceptable par les gestionnaires et les populations concernées.
Risque cancérogène	Risque supérieur à 1×10^{-6}	Examen par les organismes gouvernementaux, gestion environnementale appropriée ^A et consultation auprès du public et des groupes concernés.

^A Par gestion environnementale, on entend la mise en place et l'application des meilleurs moyens pour réduire à la source les émissions, les rejets ou l'exposition aux contaminants; la mise en place et l'application des méthodes de contrôle les plus appropriées de même que la surveillance des milieux et des populations touchés afin que l'intégrité dans le temps des mesures de contrôle soit assurée.

^B Cela signifie que d'autres milieux (eau, air, sol et aliments) sont fortement contaminés, et ce, même sans tenir compte du nouveau projet à l'étude.

^C L'évaluation du risque permet d'estimer un risque de cancer attribuable à toutes les substances cancérogènes mises en cause par le projet à l'étude.

^D Plage de risque généralement considérée par de nombreux organismes nationaux et internationaux comme négligeable du point de vue toxicologique.

CONCLUSION

L'évaluation du risque toxicologique fournit de l'information scientifique objective nécessaire à la gestion du risque. Ces lignes directrices s'inscrivent dans un effort d'harmonisation des procédures d'évaluation du risque toxicologique au Québec. Toutefois, l'évaluation du risque toxicologique est un domaine qui est caractérisé par une évolution rapide des connaissances et des approches méthodologiques. Même si la souplesse de l'approche retenue permet aux lignes directrices de s'adapter facilement aux nouveautés scientifiques, il est à prévoir qu'elles évolueront régulièrement durant les prochaines années en fonction des innovations scientifiques et de l'expérience acquise dans la gestion des dossiers d'évaluation du risque toxicologique par le MSSS, l'INSPQ, le réseau des directions régionales de santé publique et le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.

RÉFÉRENCES

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (1997). *ATSDR's Toxicological Profiles*. Cédérom. CRC Lewis Publishers.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2005). *Agency for Toxic Substances and Disease Registry, MRLs*. Page consultée le 19 octobre 2006 de <http://www.atsdr.cdc.gov/mrls.html>.
- Allan, M. (1995). *Probabilistic assessment of 24-hour breathing rates*. Calgary: Cornerstone Engineering and Consulting Inc. Préparé pour Santé Canada. (Cité par Richardson, 1997).
- Allan, M., Richardson G. M. et Jones-Otazo, H. (2008). Probability density functions describing 24-hour inhalation rates for use in human health risk assessments: an update and comparison. *Human and Ecological Risk Assessment*, 14, 372-391.
- Anderson, L. et Laberge J. (2003). *Guide de caractérisation des terrains*. Direction des politiques du secteur industriel, Services des lieux contaminés, ministère de l'Environnement. Récupéré du site du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs : http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/guide/guide_caracterisation.pdf.
- Arcus-Arth, A. et Blaisdell, R. J. (2007). Statistical distributions of daily breathing rates for narrow age groups of infants and children. *Risk Analysis*, 27(1), 97-110.
- Baars, A.J., Theelen, R. M. C., Janssen, P.J .C. M., Hesse, J. M., van Apeldoorn, M.E., Meijerink, M.C.M., Verdam, L. et Zeilmaker, M.J. 2001. *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels* (rapport no. 711701025). Pays-Bas: National Institute of Public Health and the Environment.
- Binder, S., Soka, D. et Maughan, D. (1986). Estimating soil ingestion: the use of tracer elements in estimating the amount of soil ingested by young children. *Archives of Environmental Health*, 41(6), 341-345.
- Boyd, E. (1935). *The growth of the surface area of the human body*. Minneapolis, MN: University of Minnesota Press.
- Brochu, P., Ducre-Robitaille, J. F. et Brodeur, J. (2006a). Physiological daily inhalation rates for free-living individuals aged 1 month to 96 years, using data from doubly labelled water measurements: a proposal for air quality criteria, standard calculations and health risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment*, 12, 675-701.
- Brochu, P., Ducre-Robitaille, J. F. et Brodeur, J. (2006b). Physiological daily inhalation rates for free-living individuals aged 2.6 month to 96 years based on doubly labelled water measurements: comparison with time-activity-ventilation and metabolic energy conversion estimates. *Human and Ecological Risk Assessment*, 12, 736-761.

- Buteau, S. et Valcke, M., (2010). Probabilistic human health risk assessment for quarterly exposure to high chloroform concentrations in drinking-water distribution network of the province of Quebec, Canada. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 73, 1626-1644.
- Byczkowski, J. Z., Gearhart, J. M. et Fisher, J. W. (1994). Occupational exposure of infants to toxic chemicals via breast milk. *Nutrition*, 10, 43-48.
- Calabrese, E. J. et Stanek, E.J. (1995). Resolving intertracer inconsistencies in soil ingestion estimation. *Environmental Health Perspectives*, 103, 454-457.
- Calabrese, E. J. et Stanek, E.J. (1992). What proportion of house hold dust is derived from outdoor soil? *Journal of Soil Contamination*, 1 (3), 253-263.
- Calabrese, E. J., Stanek, E. J., Gilbert, C.E. et Barnes, R. M. (1990). Preliminary adult soil ingestion estimates: results of a pilot study. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 12, 88-95.
- Calabrese, E. J., Barnes, R., Stanek, E. J. 3rd, Pastides, H., Gilbert, C. E., Veneman, P. et al. (1989). How much soil do young children ingest: an epidemiologic study. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 10, 123-137.
- Calabrese, E. J., Stanek, E.J., Pekow, P. et Barnes, R. (1997). Soil ingestion estimates for children residing on a superfund site. *Ecotoxicological and Environmental Safety*, 36(3), 258-268.
- California Environmental Protection Agency. Risk Assessment Advisory Committee. (1996). *A review of the California Environmental Protection Agency's risk assessment practices, policies, and guidelines*. Auteur.
- Caron, M., Levallois, P., Gingras, S. et Phaneuf, D. (2004a). *Étude sur la qualité de l'eau potable dans sept bassins versants en surplus de fumier et impacts potentiels sur la santé. Étude de consommation d'eau chez les nourrissons*. Institut national de santé publique du Québec.
- Caron, M., Levallois, P., Gingras, S. et Phaneuf, D. (2004b). *Étude sur la qualité de l'eau potable dans sept bassins versants en surplus de fumier et impacts potentiels sur la santé. Étude de consommation d'eau dans la population adulte*. Institut national de santé publique du Québec.
- Cassee, F.R., Groten, J. P., van Bladeren, P. J. et Feron, V. J. (1998). Toxicological evaluation and risk assessment of chemical mixtures. *Critical Reviews in Toxicology*, 28, 73-101.
- Clausing, P., Brunekreff, B. et Van Wijnen, J. H. (1986). A method for estimating soil ingestion in children. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 59, 73.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement. (2008). *Canada-wide standard for petroleum hydrocarbons (PHC) in soil: scientific rationale. Technical document*. Auteur.

- Conseil canadien des ministres de l'environnement. Sous-comité sur les critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés. (1997). *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols*. Ottawa : Auteur.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement. Sous-comité sur les critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés. (1996). *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine*. Ottawa : Auteur.
- Davis, S. et Mirick, D.K. (2006). Soil ingestion in children and adults in the same family. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 16(1), 63-75.
- Davis, S., Waller, P., Buschom, R., Ballou, J. et White, P. (1990). Quantitative estimates of soil ingestion in normal children between the ages of 2 and 7 years: population-based estimates using aluminum, silicon and titanium as soil tracer elements. *Archives of Environmental Health*, 45, 112-122.
- Dubois, D. et Dubois, E. F. (1916). A formula to estimate the approximate surface area if height and weight be known. *Archives of Internal Medicine* 17, 863-871.
- Duff, R. M. et Kissel, J. C. (1996). Effect of soil loading on dermal absorption efficiency from contaminated soils. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 48(1), 93-106.
- Finley B., Proctor, D., Scott, P., Harrington, M., Paustenbach, B. et Price, P. (1994). *Recommended distributions for exposure factors frequently used in health risk assessment*. *Risk Analysis*, 14(4), 533-553.
- Fisher, J., Mahle, D., Bankston, L., Green R. et Gearhart, J. (1997). Lactational transfer of volatile chemicals in breast milk. *American Industrial Hygiene Association Journal*, 58, 425-431.
- Fleishaker, J. C. (2003). Models and methods for predicting drug transfer into human milk. *Advances in Drug Delivery Review*, 55, 643-652.
- Gehan, E. et George, G.L. (1970). Estimation of human body surface area from height and weight. *Cancer Chemotherapy Rep* 54(4), 225-235.
- Golder Associates Ltd. (2004). Soil vapour intrusion guidance for Health Canada screening level risk assessment (SLRA) (Draft). Préparé pour Santé Canada. Burnaby, BC : Canada.
- Gouvernement du Canada. (1990). *Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Polychlorodibenzodioxines et polychlorodibenzofuranes*. Auteur.
- Gouvernement du Québec, (2003). *Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains*. c. Q-2, r. 18.1.0.
- Hébert, S. et Légaré, S. (2000). *Suivi de la qualité de l'eau des rivières et des petits cours d'eau* (rapport n° QE-123). Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement. Récupéré du site du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/rivieres/sommaire.htm.

- Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques. (2003). *Évaluation des risques sanitaires dans les études d'impact des installations classées pour la protection de l'environnement – Substances chimiques*.
- Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques. (2005). Bonnard, R. et al. *Analyse de la sensibilité et de l'incertitude liées au modèle d'exposition de l'homme aux substances chimiques (EUSES). Module d'exposition de l'homme via l'environnement*. (N° DRC/ERSA/RBn – 67645/166). Rapport présenté au ministère de l'Environnement et du Développement Durable.
- Institut national de santé publique du Québec. (sous presse). *Évaluation de l'exposition de l'enfant aux substances toxiques indésirables via l'allaitement maternel : analyse des facteurs à considérer*. Auteur.
- Institut national de santé publique du Québec. (2007). *Réévaluation des risques toxicologiques des biphényles polychlorés*. Auteur.
- Institut national de santé publique du Québec. (2005). *Validation des critères B et C de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés – Protection de la santé humaine*. Auteur.
- Kissel, J. C., Richter, K. Y. et Fenske, R. A. (1996). Field measurement of dermal soil loading attributable to various activities: implications for exposure assessment. *Risk Analysis*, 16, 115-124.
- LaKind, J. S., Berlin, C. M. Jr, Sjödin, A., Turner, W., Wang, R. Y., Needham, L. L. et al. (2009). Do human milk concentrations of persistent organic chemicals really decline during lactation? Chemical concentrations during lactation and milk/serum partitioning. *Environmental Health Perspectives*, 117, 1625-1631.
- Lanphear, B. P. et Roghmann, K.J. (1997). Pathways of lead exposure in urban children. *Environmental Research*, 74, 67-73.
- Leduc, R. (2005). *Guide de la modélisation de la dispersion atmosphérique*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, (rapport no QA/49). Récupéré du site de : <http://www.mddep.gouv.qc.ca/air/atmosphere/guide-mod-dispersion.pdf>.
- Leech, J. A., Nelson, W. C., Burnett, R. T., Aaron, S. et Raizenne, M. E. (2002). It's about time: a comparison of Canadian and American time-activity patterns. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 12, 427-432.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune. Service des lieux contaminés, Direction des politiques du secteur industriel. (1998a). *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*. Les Publications du Québec.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. (1998b). *Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés*. Ministère de l'Environnement et de la Faune.

- Ministère de l'Environnement et de la Faune. Groupe d'analyse de risque, Direction des laboratoires. (1996a). *Lignes directrices pour la réalisation des analyses de risques toxicologiques*. Auteur. (document non publié).
- Ministère de l'Environnement et de la Faune. Direction des laboratoires. (1996b). *Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques*. Auteur. (document non publié).
- Ministère de la Santé et des Services sociaux. Groupe sur les principes directeurs de gestion du risque toxicologique. (1999). *Évaluation et gestion du risque toxicologique au Québec. Principes directeurs d'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine*. Auteur.
- Minnesota Department of Health. (2008). *Ground water health risk limits. Risk assessment for contaminant mixtures*. Page consultée le 25 avril 2008 de <http://www.health.state.mn.us/divs/eh/groundwater/hrlmix.html>.
- National Research Council. (1983). *Risk assessment in the Federal Government: managing the process*. National Academy of Sciences. National Academy Press. Washington, D.C.
- Nisbet, I. C. et Lagoy, P. K. (1992). Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 16, 290-300.
- Office of Environmental Health Hazard Assessment. (2003). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. The air toxics hot spots program guidance manual for preparation of health risk assessments*. Oakland, CA : Office of Environmental Health Hazard Assessment, California Protection Agency. Document consulté le 20 juin 2005 de http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/HRAfinalnoapp.pdf.
- Organisation du Traité de l'Atlantique Nord (OTAN). (1988). *International toxicity equivalency factor (I-TEF) method of risk assessment for complex mixture of dioxins and related compounds*. (NATO-CCMS rapport 176).
- Organisation mondiale de la Santé (OMS). (2004). *Directives de qualité pour l'eau de boisson, volume 1 - Recommandations*. International Programme on Chemical Safety. Organisation mondiale de la Santé. Genève. ISBN 92 4 154638 7.
- Otte, P. F., Lijzen, J. P. A., Otte, J.G., Swartjes F. A. et Versluijs, C. W. (2001). *Evaluation and revision of the CSOIL parameter set*. (report no 711701021). Pays-Bas: National Institute for Public Health and the Environment (RIVM).
- Ouellette, H. (2007). *Lignes directrices sur l'évaluation des teneurs de fond naturelles dans les sols*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.
- Petry, T., Schmid, P. et Schlatter, C. (1996). The use of toxic equivalency factors in assessing occupational and environmental health risk associated with exposure to airborne mixtures of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Chemosphere*, 32, 639-648.
- Presidential/Congressional Commission on Risk Assessment and Risk Management. (1997a). *Framework for environmental health risk management* (Final report, volume 1). Washington, D.C.: Auteur.

- Presidential/Congressional Commission on Risk Assessment and Risk Management (1997b). *Risk assessment and risk management in regulatory decision-making* (Final report, volume 2). Washington, D.C.: Auteur.
- Richardson, G. M. (1997). *Compendium of canadian human exposure factors for risk assessment*. O'Connor Associates Environmental inc.
- Safe, S. H. (1994). Polychlorinated biphenyls (PCBs): environmental impact, biochemical and toxic responses, and implications for risk assessment. *Critical Reviews in Toxicology*, 24, 87-149.
- Santé et Bien-être social Canada. Direction de l'hygiène du milieu. (1981). *Consommation de l'eau du robinet au Canada* (rapport 82-DHM-80).
- Santé Canada. (2005). *Enquête sur la santé dans les collectivités canadiennes (ESCC) : Information détaillée pour 2004 (Cycle 2.2)*. Gouvernement du Canada. Documents de l'enquête consultés sur le site de Statistique Canada au http://www.statcan.gc.ca/cgi-bin/imdb/p2SV_f.pl?Function=getSurvey&SDDS=5049&lang=fr&db=imdb&adm=8&dis=2.
- Santé Canada. (2004). *L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie I : l'évaluation quantitative préliminaire des risques (EQPR) pour la santé humaine*. Ottawa : Auteur.
- Santé et Bien-être social Canada. (1994). *Loi canadienne sur la protection de l'environnement. L'évaluation du risque à la santé humaine des substances d'intérêt prioritaire*. Ottawa : Auteur.
- Schecter A., Ryan J. J. et Pöpke, O. (1998). Decrease in levels and body burden of dioxins, dibenzofurans, PCBS, DDE, and HCB in blood and milk in a mother nursing twins over a thirty-eight month period. *Chemosphere*, 37, 1807-1816.
- Sedman, R. M. (1989). The development of applied action levels for soil contact: a scenario for the exposure of humans to soil in a residential setting. *Environmental Health Perspectives*, 79, 291-313.
- Sedman, R. M. et Mahmood, R. J. (1994). Soil ingestion by children and adults reconsidered using the results of recent tracer studies. *Journal of Air and Waste Management Association*, 44(2), 141-144.
- Sheppard, S. C. (1995). Parameter values to model the soil ingestion pathway. *Environmental Monitoring and Assessment*, 34, 27-44.
- Société Publique d'Aide à la Qualité de l'Environnement (SPAQUE). (2004). *Établissement d'une réglementation relative à l'assainissement des sols pollués en région wallonne*. Belgique.
- Stanek, E. J. et Calabrese, E. J. (2000). Daily soil ingestion estimates for children at a superfund site. *Risk Analysis*, 20(5), 627-635.
- Stanek, E. J. et Calabrese, E. J. (1995). Daily estimates of soil ingestion in children. *Environmental Health Perspectives*, 103(3), 276-285.

- Stanek, E. J. et Calabrese, E. J. (1992). Soil ingestion in children: outdoor soil or indoor dust. *Journal of Soil Contamination*, 1, 1-28.
- Stanek, E. J., Calabrese, E. J., Barnes, R. et Pekow, P. (1997). Soil ingestion in adults—results of a second pilot study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 36, 249-257.
- Stanek, E. J., Calabrese, E. J. et Zorn, M. (2001). Soil ingestion distributions for Monte Carlo risk assessment in children. *Human and Ecological Risk Assessment*, 7(2), 357-368.
- Thompson, K. M. et Burmaster, D. E. (1991). Parametric distributions for soil ingestion by children. *Risk Analysis*, 11(2), 339-342.
- United States Environmental Protection Agency. Office of Superfund Remediation and Technology Innovation. (2009). *Risk assessment guidance for superfund. Volume I: human health evaluation manual – Part F: Supplemental guidance for inhalation risk assessment* (Report no. EPA/540/R/070/002). Washington, D. C.: Auteur.
- United States Environmental Protection Agency. (2008). *Child-Specific exposure factors handbook* (EPA/600/R-06/096F). Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency.
- United States Environmental Protection Agency (2007). *Metabolically-derived human ventilation rates: a revised approach based upon oxygen consumption rates*. Washington, *Federal Register*, 72(15), 3135-3136.
- United States Environmental Protection Agency. Risk Assessment Forum. (2005a). *Guidelines for carcinogen risk assessment* (Document no EPA/630/P-03/001B). Washington, D.C.: Auteur.
- United States Environmental Protection Agency. (2005b). Dioxin and dioxin-like compounds; toxic equivalency reporting: community right to know toxic chemical release reporting. *Federal Register*, 70(43), 10919-10929.
- United States Environmental Protection Agency. Office of Superfund Remediation and Technology Innovation. (2004a). *Risk assessment guidance for superfund. Volume I: human health evaluation manual – Part E: Supplemental guidance for dermal risk assessment* (Report no. EPA/540/R/99/005). Washington, D. C.: Auteur.
- United States Environmental Protection Agency. Office of Emergency and Remedial Response, Toxic Integration Branch. (2004b). *User's guide for the Johnson and Ettinger (1991). Model for subsurface vapor intrusion into buildings* (Revised version). Washington, D.C. : Auteur.
- United States Environmental Protection Agency. Office of Research and Development – Washington Office. National Center for Environmental Assessment. (2002). *Child-specific exposure factors handbook* (Interim report no. EPA-600-P-00-002B.). U. S. Washington, D. C.: Auteur.
- United States Environmental Protection Agency. Risk Assessment Forum. (2000a). *Summary report for the workshop on issues associated with dermal exposure and uptake* (Document no. EPA/630/R-00/003). Washington, D.C.: Auteur.

- United States Environmental Protection Agency. Risk Assessment Forum. (2000b). *Supplementary guidance for conducting health risk assessment of chemical mixture* (Document no. EPA/630/R-00/002). Washington, D. C.: Auteur.
- United States Environmental Protection Agency. (1999). *Guidance for conducting health risk assessment of chemical mixture – External scientific peer review* (Draft NCEA-C-0148).
- United States Environmental Protection Agency. (1998a). *Methodology for assessing health risks associated with multiple pathways of exposure to combustor emissions* (EPA 600/R-98/137). Washington, DC : U.S. Environmental Protection Agency.
- United States Environmental Protection Agency. (1998b). *Integrated Risk Information System*. [Banque de données en ligne]. Auteur. Banque consultée le 4 mars 2011 de <http://www.epa.gov/iris>.
- United States Environmental Protection Agency. Risk Assessment Forum. (1997a). *Guiding principles for Monte Carlo Analysis*. (Report no. EPA/630/R-97/001). Washington D.C.: Auteur.
- United States Environmental Protection Agency. Office of Research and Development. Office of Emergency and Remedial Response. (1997b). *Health effects assessment summary tables. FY'97 update* (Report no. EPA 540-F-97-036). Washington D.C.: Auteur.
- United States Environmental Protection Agency. Office of Research and Development. National Center for Environmental Assessment. (1997c). *Exposure factors handbook*. (volume 1, 2 and 3). Washington, D. C.: United States Environmental Protection Agency de <http://www.epa.gov/ncea/expofac.htm>.
- United States Environmental Protection Agency. The Residential Exposure Assessment Work Group (1997d). *Standard operating procedures (SOPs) for residential exposure assessments* (draft). United States Environmental Protection Agency de <http://www.epa.gov/pesticides/trac/science/trac6a05.pdf>.
- United States Environmental Protection Agency. Risk Assessment Forum. (1992a). *Guidelines for exposure assessment* (report no. EPA/600/Z-92-01). Washington, D. C.: Auteur.
- United States Environmental Protection Agency. Exposure Assessment Group, Office of Health and Environmental Assessment. (1992b). *Dermal exposure assessment: principles and application* (Interim report no. EPA/600/891/011B). Washington D.C.: Auteur.
- United States Environmental Protection Agency. (1986). Guidelines for the health risk assessment of chemical mixtures. *Federal Register*, 51, 34014-34025.
- United States Environmental Protection Agency. Office of research and development, Office of Health and Environmental Assessment. (1985). *Development of statistical distributions or ranges of standard factors used in exposure assessments*. Final report no. EPA/600/885/010). Washington D.C.: Auteur.

- Van Den Berg, M., Birnbaum, L. S., Denison, M., De Vito, M., Farland, W., Feeley, M. *et al.* (2006). The 2005 World Health Organisation reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. *Toxicological Sciences*, 93(2), 223-241.
- Van Engelen, J. G. M. et Prud'homme de Lodder, L. C. H. (2007). *Non-food products: how to assess children's exposure?* Centre for Substances and Integrated Risk Assessment (report no 320005005/2007). Pays-Bas: National Institute for Public Health and the Environment (RIVM).
- Van Graan, C.H. (1969). The determination of body surface area. *South Africa Medical Journal*, 43(31), 952-959.
- Van Wijnen, J. H., Clausen, P. et Brunekreef, B. (1990). Estimated soil ingestion by children. *Environmental Research*, 51, 147-162.
- Walker, S. et Griffin, S. (1998). Site-specific data confirm arsenic exposure predicted by the U. S. Environmental Protection Agency. *Environmental Health Perspectives*, 106(3), 133-139.
- Wester, R. C., Maibach, H. I., Bucks, D., Sedik, L., Melendres, J., Laio, C. L. et Dezio, S. (1990). Percutaneous absorption of [14c]ddt and [14c]benzo(a)pyrene from soil. *Fundamental and Applied Toxicology*, 15, 510-516. (cité dans U.S. EPA, 2004).
- Wester, R. C., Maibach, H. I., Sedik, L., Melendres, J., Dezio, S. et Wade, M. (1992a). In vitro percutaneous absorption of cadmium from water and soil into human skin. *Fundamental and Applied Toxicology*, 19, 1-5. (cité dans U.S. EPA, 2004).
- Wester, R. C., Maibach, H. I., Sedik, L., Melendres, J., Laio, C. L. et Dezio, S. (1992b). Percutaneous absorption of [14C]chlordane from soil. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 35, 269-277. (cité dans U.S. EPA, 2004).
- Wester, R. C., Maibach, H. I., Sedik, L., Melendres, J. et Wade, M. (1993a). Percutaneous absorption of PCBs from soil: in-vivo rhesus monkey, in-vitro human skin, and binding to powdered human stratum corneum. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 39, 375-382. (cité dans U.S. EPA, 2004).
- Wester, R. C., Maibach, H. I., Sedik, L., Melendres J, Wade, M. et Dezio, S. (1993b). Percutaneous absorption of pentachlorophenol from soil. *Fundamental and Applied Toxicology*, 20, 68-71. (cité dans U.S. EPA, 2004).
- Wester, R. C., Maibach, H. I., Sedik, L., Melendres, J. et Wade, M. (1993c). In-vivo and in-vitro percutaneous absorption and skin decontamination of arsenic from water and soil. *Fundamental and Applied Toxicology*. (20), 336-340. (cité dans U.S. EPA, 2004).
- World Health Organization. International Programme on Chemical Safety. (2005). Environmental health criteria document on dermal absorption. Geneva, Switzerland.: Auteur.
- Xue, J., Zartarian, V., Moya, J., Freeman, N., Beamer, P., Black, K. *et al.* (2007). A meta-analysis of children's hand-to-mouth frequency data for estimating nondietary ingestion exposure. *Risk Analysis*, 27(2), 411-420.

ANNEXE 1

PROCÉDURES PARTICULIÈRES POUR LES ÉVALUATIONS DU RISQUE TOXICOLOGIQUE RÉALISÉES DANS LE CADRE DE PROJETS DE RÉHABILITATION DE TERRAINS CONTAMINÉS

PROCÉDURES PARTICULIÈRES POUR LES ÉVALUATIONS DU RISQUE TOXICOLOGIQUE RÉALISÉES DANS LE CADRE DE PROJETS DE RÉHABILITATION DE TERRAINS CONTAMINÉS

La présente annexe a pour objectif de définir plus précisément la procédure employée dans le contexte des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine s'appliquant aux dossiers de réhabilitation de terrains contaminés. Selon l'article 31.43 de la section IV.2.1 de la Loi sur la qualité de l'environnement, l'estimation des impacts et du risque se fait, dans un premier temps, à l'aide des valeurs limites fixées à l'annexe I et à l'annexe II du RPRT, et un plan de réhabilitation doit être soumis dans les cas où la contamination d'un terrain dépasse ces valeurs. Conformément à l'article 31.45 de la section IV.2.1 de la loi citée ci-dessus, un plan de réhabilitation peut prévoir de laisser en place des contaminants dont les concentrations excèdent les valeurs réglementaires, et une évaluation du risque toxicologique et écotoxicologique ainsi que de l'impact sur l'eau souterraine doit être produite. L'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine sert alors à évaluer le risque que comporte le terrain, de façon à confirmer ou à infirmer l'existence d'un impact ou d'un risque significatif. Si la situation représente (ou est susceptible de représenter) un risque significatif pour la santé, différents modes de gestion du risque sont possibles. Ces modes comprennent la gestion en fonction des critères génériques; l'utilisation de mesures de confinement, de contrôle et de suivi; l'emploi de mesures restrictives ainsi que la combinaison de deux ou de plusieurs de ces approches.

Cependant, la procédure ne s'applique pas à tous les terrains. Dans certains cas, des limitations quant aux mesures de gestion sont présentes. Ces limitations concernent la réutilisation de terrains contaminés pour des usages résidentiels lorsque les utilisateurs ont accès à des parcelles de terrains individuelles, ou encore à tout type de terrain lorsque les sols sont contaminés par des produits pétroliers.

Utilisation de l'évaluation du risque toxicologique

L'évaluation du risque toxicologique est une approche qui permet de donner un aperçu du risque pour la santé associé à une situation donnée; il n'en demeure pas moins que l'évaluation du risque est un exercice théorique, pour lequel il est généralement impossible de savoir avec précision dans quelle mesure il représente la réalité.

Lorsqu'une évaluation du risque est effectuée en conformité avec la section IV.2.1 de la Loi sur la qualité de l'environnement et le RPRT, c'est une évaluation de type déterministe qui doit être réalisée. Dans un tel contexte, l'évaluation du risque est réalisée en vue d'estimer s'il y a présence ou absence d'un risque attribuable à la contamination d'un terrain. Ainsi, l'évaluation du risque déterministe apporte suffisamment de renseignements pour favoriser une prise de décisions éclairée quant à la gestion d'un terrain, par les décideurs et les gestionnaires, dans le cadre de l'application de la Loi sur la qualité de l'environnement et du RPRT. Bien que la méthodologie pour la réalisation d'une évaluation du risque probabiliste soit développée dans les présentes lignes directrices et que les paramètres d'utilisation y soient définis, le recours à cette approche n'est requis pour la gestion des terrains contaminés que lorsque l'évaluation du risque déterministe ne fournit pas suffisamment de renseignements aux gestionnaires et aux preneurs de décisions (Lester *et al.*, 2007; U.S. EPA, 2001). Le cas échéant, il revient alors aux décideurs de juger si l'information

supplémentaire qu'apporte une évaluation du risque probabiliste, à savoir une caractérisation plus complète de la variabilité du risque et une évaluation des incertitudes, est requise pour une gestion plus adéquate du dossier, par exemple lorsque de grandes populations sont concernées. Auquel cas, l'évaluation probabiliste produite devra intégrer les distributions de valeurs décrites dans le présent document.

En théorie, lors de la préparation des devis relatifs à un dossier concernant des terrains contaminés, il est possible d'émettre différentes hypothèses en matière de gestion du risque pour diminuer l'exposition aux contaminants. Ces hypothèses peuvent alors avoir des conséquences importantes sur les résultats de l'évaluation. C'est pour cette raison qu'un analyste ne pourra intégrer des facteurs atténuants que s'il est capable d'en démontrer l'applicabilité et la **pérennité**. Aussi, l'introduction de mesures d'atténuation telles que l'interdiction d'avoir des jardins potagers, d'avoir des arbres avec des racines profondes, de remanier les sols, d'employer de l'eau souterraine comme eau de consommation, etc., peut être proposée, pourvu qu'un avis de restriction d'utilisation soit inscrit dans le registre foncier conformément à la section IV.2.1 de la Loi sur la qualité de l'environnement.

De plus, si l'évaluation confirme l'existence d'un impact significatif sur la santé, relié à un terrain contaminé, les modes de gestion du risque proposés par le consultant ne peuvent être justifiés seulement par les conclusions d'une nouvelle évaluation du risque. Ces conclusions doivent aussi être conformes aux principes de gestion énoncés dans les *Lignes de conduite pour le traitement des dossiers de terrains contaminés ayant recours à l'analyse de risque* rédigées par le GTE (MDDEP, 2008). En effet, dans certaines situations, les résultats d'une évaluation du risque toxicologique seront sensiblement les mêmes, qu'il y ait eu un ajout de quelques centimètres ou de 2 mètres de sol propre sur un terrain contaminé. La gestion subséquente du risque est une décision administrative qui relève des organismes gouvernementaux.

Caractérisation environnementale

Lors de la réalisation d'une évaluation du risque toxicologique dans le contexte de projets de réhabilitation de terrains contaminés, l'analyste doit considérer directement le sol contaminé et ne pas tenir compte de certaines surfaces, comme une couche de gravier, qui pourraient être présentes sur le terrain.

Pour ce qui est de la caractérisation, une attention particulière devrait être portée à deux points particuliers, soit la profondeur qui doit être prise en considération pour l'évaluation du risque et la distribution géostatistique des résultats sur un site donné.

Profondeur de la contamination

Pour les contaminants non volatils (pour lesquels l'exposition ne peut se faire par volatilisation dans l'air ou par infiltration dans les sous-sols de bâtiments) ou non solubles (c'est-à-dire qu'il n'y a pas d'exposition potentielle par la consommation d'eau ayant reçu des contaminants solubles provenant du sol), la contamination en surface est plus susceptible d'affecter les récepteurs que la contamination en profondeur. Les concentrations à employer dans le modèle d'exposition doivent donc généralement être représentatives de la contamination de surface. Cette dernière devrait correspondre à celle présente dans le

premier mètre de sol. L'analyste devra par conséquent justifier le choix des données qu'il utilise en tenant compte de la nature du sol en place. Toutefois, ce choix ne fait pas en sorte que la contamination en profondeur n'ait pas à être prise en compte dans l'évaluation globale du projet. En effet, la présence d'une contamination en profondeur peut entraîner des risques pour l'environnement et les biens (ex. : valeur des propriétés) ainsi que pour la santé si les sols ne sont pas confinés lors de l'aménagement futur du terrain; en ce sens, elle ne doit pas être négligée. Afin de dresser un portrait complet de la contamination des sols, l'analyste devra présenter les statistiques décrivant la contamination des sols situés à moins de 1 m de profondeur et celles de la contamination des sols plus profonds.

Cependant, dans certains cas, comme dans celui des composés qui, par leur caractère volatil, peuvent migrer vers les sous-sols des bâtiments ou vers la surface, la contamination en profondeur peut engendrer une exposition des récepteurs. La concentration de composés volatils, représentative de la contamination en profondeur, doit alors être employée dans le modèle d'exposition pour évaluer ce qui pourra résulter de leur migration vers la surface ou vers les sous-sols de bâtiments.

Comme il est impossible de prévoir toutes les situations susceptibles d'être évaluées, l'analyste pourrait avoir à prendre en considération d'autres paramètres afin de s'assurer que les choix qui seront faits n'auront pas comme conséquence la sous-estimation des résultats de l'évaluation du risque.

Distribution géostatistique des échantillons

La caractérisation environnementale revêt une grande importance lors d'une évaluation du risque toxicologique. Comme on connaît rarement l'ensemble des concentrations de polluants dans l'espace, l'analyste doit s'assurer, avant de procéder à l'évaluation du risque, qu'il a une bonne connaissance du terrain à l'étude. Pour ce faire, il peut utiliser l'historique du terrain pour tenter de définir des zones de contamination distinctes. L'analyste peut également avoir recours à une analyse spatiale ou géostatistique des données d'échantillonnage. Un certain nombre de méthodes d'interpolation ou d'extrapolation spatiale peuvent être employées pour déterminer les patrons spatiaux d'un site spécifique. Ainsi, un secteur dont la contamination est nettement supérieure en termes de concentration ou nettement différente en termes de nature doit être considéré séparément. Lorsque l'analyse permet d'identifier des patrons ou des zones de contamination différents sur un même site à l'étude, il est nécessaire de procéder à une évaluation du risque pour chacune de ces zones. Les concentrations présentes dans les sols d'un secteur contaminé (par exemple au-delà des critères C) ne doivent pas être traitées avec les données d'un autre secteur non contaminé (par exemple sous la limite de quantification) par ces substances, à moins que l'analyse spatiale ou géostatistique ne montre qu'il s'agit d'une même population de données.

RÉFÉRENCES

- Lester R. R., Green L. C. et Linkov I. (2007). Site-specific applications of probabilistic health risk assessment: review of the literature since 2000. *Risk Analysis*. 3, 635-658.
- Gouvernement du Québec. (2003). *Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains*. c. Q-2, r. 18.1.0.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune. Service des lieux contaminés, Direction des politiques du secteur industriel. (1998). *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*. Les Publications du Québec.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Groupe technique d'évaluation. (2008) *Lignes de conduite pour le traitement des dossiers de terrains contaminés ayant recours à l'analyse de risque*. Auteur.
- United States Environmental Protection Agency. (2001). *Risk assessment guidance for superfund: Volume III-Part A, process for conducting probabilistic risk assessment* (EPA 540-R-02-002). Office of Emergency and Remedial Response. Washington, DC. Récupéré sur le site de la U.S. EPA de <http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/rags3adt/>.

ANNEXE 2

**REVUE DE LITTÉRATURE CONCERNANT LE TEMPS
PASSÉ À L'INTÉRIEUR ET À L'EXTÉRIEUR, L'INHALATION,
LA CONSOMMATION D'EAU POTABLE, LA CONSOMMATION
D'ALIMENTS AINSI QUE L'INGESTION DE SOL ET DE
POUSSIÈRES INTÉRIEURES**

REVUE DE LITTÉRATURE CONCERNANT LE TEMPS PASSÉ À L'INTÉRIEUR ET À L'EXTÉRIEUR, L'INHALATION, LA CONSOMMATION D'EAU POTABLE, LA CONSOMMATION D'ALIMENTS AINSI QUE L'INGESTION DE SOL ET DE POUSSIÈRES INTÉRIEURES

1 INTRODUCTION

Les données provenant des diverses études recensées ainsi que les justifications de certains choix retenus dans les *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec* sont présentées ci-dessous. Elles concernent les points suivants :

1. Temps passé à l'intérieur et à l'extérieur;
2. Inhalation;
3. Consommation d'eau potable;
4. Consommation d'aliments destinés aux bébés;
5. Ingestion de sol et de poussières intérieures.

2 TEMPS PASSÉ À L'INTÉRIEUR ET À L'EXTÉRIEUR

Le temps passé à l'intérieur et à l'extérieur a un impact sur d'autres données d'exposition, en particulier sur l'inhalation de contaminants présents dans l'air.

2.1 Résumé des principales études ou des estimations du temps passé à l'intérieur et à l'extérieur

- **Leech et al. (2002)**

Leech et al. (2002) ont procédé à une enquête téléphonique sur une période d'un an auprès de 3 693 répondants demeurant dans 4 grandes villes canadiennes, soit Toronto, Edmonton, Vancouver et Saint-John, N.-B., et ils ont demandé à ces personnes de relater leurs activités des 24 dernières heures. Un total de 2 381 individus ont accepté de participer. De ce nombre, 653 individus ont été interrogés en hiver (décembre-février) et 725 en été (juin-août). Les réponses des individus ont notamment été classées en fonction de l'âge des répondants, soit les moins de 11 ans, les 11 à 17 ans et les 18 ans et plus. Les résultats moyens sont présentés à la page suivante.

Tableau 1 Temps passé à l'intérieur et à l'extérieur selon Leech et al. (2002)

Période	Classes d'âges			
	< 11 ans	11-17 ans	18 ans et plus	Tous
Annuelle				
Intérieur (h/jour)	22,33	21,72	22,67	22,55
Extérieur (h/jour)	1,67	2,28	1,33	1,45
Été				
Intérieur (h/jour)	20,77	20,12	21,53	Non disponible
Extérieur (h/jour)	3,23	3,88	2,47	Non disponible
Hiver				
Intérieur (h/jour)	23,28	23,42	23,55	Non disponible
Extérieur (h/jour)	0,72	0,58	0,45	Non disponible

- **Richardson (1997)**

Richardson (1997) a utilisé les résultats du *General Social Survey 1992 – Cycle 07* de Statistique Canada. Cette enquête avait été menée auprès d'environ 9 000 Canadiens (en excluant les résidents du Yukon et des Territoires du Nord-Ouest ainsi que les résidents à temps plein d'institutions) âgés de 15 ans et plus afin de connaître, entre autres choses, le temps passé à l'intérieur et à l'extérieur. Un questionnaire téléphonique avait été rempli afin de noter les activités réalisées au cours des dernières 24 heures. L'échantillonnage avait été réparti sur une période de 12 mois, comprise entre janvier et décembre 1992, afin de tenir compte de la variation saisonnière et sur 7 jours afin de représenter une semaine.

Le tableau 2 montre la moyenne arithmétique des fonctions de densité de la probabilité du temps passé à l'intérieur et à l'extérieur pour les Canadiens âgés de 15 ans et plus, puisque l'enquête originale ne comportait pas de volet pour déterminer cette variable chez les moins de 15 ans. De même, ce tableau indique qu'il n'y a pas de différences significatives entre les données relatives aux 15-19 ans et aux 20 ans et plus d'une part et entre les hommes et les femmes d'autre part. De plus, les données ne sont pas disponibles spécifiquement pour les résidents de milieux urbains et agricoles.

Tableau 2 Temps passé à l'intérieur et à l'extérieur selon Richardson (1997)

Sexe	Âge	Temps passé à l'intérieur (heures/jour) Moyenne $\pm$ erreur-type	Temps passé à l'extérieur (heures/jour) Moyenne $\pm$ erreur-type
Hommes	15-19 ans	22,6 $\pm$ 1,2	1,4 $\pm$ 1,2
	20-59 ans	22,5 $\pm$ 1,4	1,5 $\pm$ 1,4
	60 ans et plus	22,7 $\pm$ 1,4	1,3 $\pm$ 1,4
	20 ans et plus	22,5 $\pm$ 1,4	1,5 $\pm$ 1,4
Femmes	15-19 ans	22,6 $\pm$ 1,2	1,4 $\pm$ 1,2
	20-59 ans	22,6 $\pm$ 1,2	1,4 $\pm$ 1,2
	60 ans et plus	22,7 $\pm$ 1,4	1,3 $\pm$ 1,4
	20 ans et plus	22,7 $\pm$ 1,2	1,3 $\pm$ 1,2
Combinés	15-19 ans	22,6 $\pm$ 1,2	1,4 $\pm$ 1,2
	20-59 ans	22,6 $\pm$ 1,3	1,4 $\pm$ 1,3
	60 ans et plus	22,7 $\pm$ 1,4	1,3 $\pm$ 1,4
	20 ans et plus	22,6 $\pm$ 1,3	1,4 $\pm$ 1,3

• **Guévin et al. (1996)**

Cette étude visait à mieux connaître la consommation d'eau potable au Québec. Le projet-pilote a été réalisé en avril et en mai 1996 auprès de 125 adultes des régions de Québec et de la Côte-de-Beaupré. En plus de noter leur consommation d'eau, les participants devaient indiquer le temps passé à l'intérieur du domicile. Ces valeurs ne représentent pas tout le temps passé à l'intérieur, puisque le temps passé au travail, à l'école ou à tout autre endroit intérieur n'est pas pris en compte. De plus, les données ne concernent pas les enfants.

Tableau 3 Temps passé à l'intérieur de la résidence selon Guévin et al. (1996)

Individus	Durée de séjour dans la maison (heures/jour) Moyenne $\pm$ erreur-type
Travailleurs	15,5 $\pm$ 0,5
Étudiants	16,8 $\pm$ 2,1
Sans emploi	20,1 $\pm$ 0,4
Ensemble des individus	17,4 $\pm$ 0,4

- **MEF (1996)**

Les auteurs avaient fixé de façon arbitraire le temps passé à l'intérieur et à l'extérieur en fonction des saisons et de l'occupation du territoire (tableau 4).

Tableau 4 Temps passé à l'intérieur et à l'extérieur selon les saisons et le type d'occupation du territoire

Saison		Occupation du territoire (heures/jour)			
		Résidentielle	Résidentielle et agricole	Commerciale	Industrielle
Été	Temps à l'intérieur	21,6	14,4	22,8	2,4
	Temps à l'extérieur	2,4	9,6	1,2	21,6
Hiver	Temps à l'intérieur	23,5	22,8	22,8	12
	Temps à l'extérieur	0,5	1,2	1,2	12

- **U.S. EPA (1997)**

La U.S. EPA (1997) ne propose pas de données sur le temps passé à l'intérieur et à l'extérieur pour toute la journée. Elle a cependant évalué le temps passé à l'extérieur pour plusieurs activités, ce qui peut s'avérer utile lors de certains projets spécifiques.

2.2 Proposition pour les lignes directrices

Les études traitant du temps total passé à l'intérieur et à l'extérieur ne sont pas nombreuses. L'étude la plus récente de Leech *et al.* (2002), où des moyennes annuelles de 1,33 et 1,45 heure par jour ont été obtenues pour le temps respectivement passé à l'extérieur par les adultes seulement et tous les répondants, tend à confirmer la valeur moyenne de 1,4 heure par jour sur une base annuelle obtenue pour l'adulte par Richardson (1997). Les données de Leech *et al.* (2002) sont donc celles recommandées. En effet, il s'agit de données récentes, qui sont disponibles pour un grand nombre de personnes d'âges variables, spécifiques aux Canadiens, représentatives de toute l'année et détaillées en fonction des saisons. Il est donc recommandé d'utiliser différenciellement les données pour l'hiver et l'été si un projet à l'étude porte sur une exposition saisonnière. Par contre, si l'exposition étudiée se déroule à long terme sur une base annuelle, il est recommandé d'employer les données calculées sur toute l'année, ce qui inclut l'automne et le printemps. Les données de Leech *et al.* (2002) sur les moins de 11 ans devraient s'appliquer aux 0,5 à < 12 ans des lignes directrices, alors que les données relatives aux 11-17 ans devraient s'appliquer aux 12-19 ans. Pour ce qui est des données relatives aux 18 ans et plus, il est recommandé de les appliquer aux 20 ans et plus ainsi qu'aux nourrissons, puisqu'il est difficilement concevable que les enfants de moins de 6 mois aient des patrons d'activités différents de ceux de leurs parents quant à la durée du temps passé à l'intérieur ou à l'extérieur. Ainsi, les valeurs du temps passé à l'extérieur que l'on recommande pour les 0,5 à < 12 ans sont respectivement de 0,7; 3,2 et 1,7 heures par jour pour l'hiver, l'été et toute l'année. Quant à celles pour les 12-19 ans, elles sont respectivement de 0,6; 3,9 et 2,3 heures par jour pour l'hiver, l'été et toute l'année, alors que les valeurs recommandées

pour les nourrissons et les 20 ans et plus sont respectivement de 0,5; 2,5 et 1,3 heures par jour pour l'hiver, l'été et toute l'année. Si l'analyste a besoin de données concernant des individus vivant en milieu rural (sans tenir compte du travail agricole), il lui est suggéré d'augmenter la durée du temps passé à l'extérieur, puisque les données de Leech *et al.* (2002) ont été colligées en milieu urbain. Ces dernières permettent aussi de prendre en considération les enfants de manière particulière, mais la vigilance demeurera de rigueur lorsque le territoire concerné par le projet à l'étude comportera des milieux de vie propres aux enfants (garderie, école, etc.).

En ce qui concerne l'occupation commerciale/industrielle du territoire, le temps que les travailleurs œuvrant à l'intérieur passent à l'intérieur devrait représenter environ les 10 heures de présence au travail, tout en tenant compte de la durée des pauses qui peuvent être prises à l'extérieur. Toutefois, si on tient compte des travailleurs de la voirie, de la construction et de l'agriculture, on devrait plutôt considérer 10 heures de travail par jour passées à l'extérieur.

3 INHALATION

Un résumé des quelques études portant sur les données d'inhalation, que l'on trouve dans la littérature, ainsi que la recommandation proposée dans le cadre des lignes directrices sont présentés dans les pages subséquentes.

3.1 Résumé des principales études ou des estimations ayant trait à l'inhalation

- **Allan *et al.* (2008)**

En ayant recours à de nouvelles données sur les volumes/minute inhalés et sur le temps par niveau d'activité, Allan *et al.* (2008) ont mis à jour les taux d'inhalation proposés par Allan (1995) et publiés par Richardson (1997), sur la base de la même méthode que celle utilisée précédemment. Le tableau 5 montre les résultats de cette mise à jour, sous forme de distributions log-normales.

Tableau 5 Distributions log-normales des volumes d'air inhalés par jour selon les classes d'âges par Allan *et al.* (2008)

Âge (ans)	Hommes (m ³ /j)	Femmes (m ³ /j)	Combinés (m ³ /j)
< 0,5	- ^A	- ^A	2,2 ± 0,6
0,5 à 4	8,9 ± 2,3	7,8 ± 2,0	8,3 ± 2,2
5 à 11	15,2 ± 3,4	13,9 ± 3,1	14,5 ± 3,4
12 à 19	17,1 ± 4,1	14,0 ± 3,2	15,6 ± 4,0
20 et +	18,0 ± 4,2	15,3 ± 3,5	16,6 ± 4,1

^A Valeur non différenciée pour le sexe.

• **Arcus-Arth et Blaisdell (2007)**

Ces auteurs se sont basés sur une méthode de conversion métabolique de Layton (1993) appliquée aux plus récentes données issues d'une enquête de rappel alimentaire sur 48 heures réalisée au sein de la population des États-Unis. Ils ont généré des distributions de taux d'inhalation pour les enfants de 0 à 18 ans inclusivement, qui étaient séparés en 19 classes d'âges. Cette méthode permet de calculer le volume d'air respiré en fonction du volume d'oxygène requis pour produire 1 kcal (kilocalorie) d'énergie, de la proportion d'oxygène dans l'air et de la dépense d'énergie quotidienne. Cette dernière a été évaluée à partir du rappel alimentaire et des calories attribuées à chaque aliment consommé par les individus ayant participé à l'enquête. Le « meilleur ajustement » des distributions obtenues est résumé dans le tableau 6.

Tableau 6 Description des distributions des taux de ventilation évalués par Arcus-Arth et Blaisdell (2007)

Catégories d'âges	Forme de la distribution	Paramètres définissant la distribution			95 ^e centile (litres/jour)
		paramètre 1	paramètre 2	paramètre 3	
0 - < 1	valeur extrême	mode : 4,645	échelle : 1,891	-	9,967
1 - < 2	log-normale	moy. : 8,780	é.-t. : 2826	-	13,830
2 - < 3	gamma	pos. : 253	échelle : 923	forme : 10	14,824
3 - < 4	gamma	pos. : 1,057	échelle : 960	forme : 10	15,888
4 - < 5	gamma	pos. : 0	échelle : 917	forme : 12	17,181
5 - < 6	gamma	pos. : 0	échelle : 942	forme : 13	18,260
6 - < 7	gamma	pos. : 641	échelle : 980	forme : 12	18,280
7 - < 8	log-normale	moy. : 12,856	é.-t. : 3,326	-	19,095
8 - < 9	gamma	pos. : 1,297	échelle : 1,029	forme : 11	19,371
9 - < 10	log-normale	moy. : 14,929	é.-t. : 4279	-	22,894
10 - < 11	logistique	moy. : 15,220	échelle : 2,495	-	22,582
11 - < 12	log-normale	moy. : 15,489	é.-t. : 5,572	-	23,699
12 - < 13	gamma	pos. : 0	échelle : 2,164	forme : 8	29,294
13 - < 14	log-normale	moy. : 15,849	é.-t. : 5,572	-	26,686
14 - < 15	valeur extrême	mode : 14745	échelle : 5,305	-	29,839
15 - < 16	weibull	pos. : 4,035	échelle : 16,392	forme : 2	31,066
16 - < 17	gamma	pos. : 4,900	échelle : 4,617	forme : 3	31,604
17 - < 18	log-normale	moy. : 18,070	é.-t. : 9,678	-	38,885
18 - < 19	valeur extrême	mode : 15,046	échelle : 6,160	-	36,628

é.-t. : écart-type.

moy. : moyenne.

pos. : position.

• **U.S. EPA (2007)**

La U.S. EPA a publié un document intérimaire visant à mettre à jour les données du *Exposure Factor Handbook* concernant les taux d'inhalation. L'organisme présente ainsi une approche révisée qui permet de calculer les taux de ventilation directement à partir du taux de consommation d'oxygène des individus. Elle applique cette méthode à l'aide d'un modèle de régression basé sur les plus récentes données statistiques de répartition des poids des individus colligées dans l'enquête américaine sur la santé et la nutrition (*National Health and Nutrition Examination Survey* ou NHANES). Les données de patrons d'activités, recueillies dans la base de données nationale, ont également été utilisées à cet effet. La consommation d'oxygène est calculée à partir du taux de métabolisme basal des individus, lequel dépend du poids corporel, et en tenant compte du niveau de métabolisme équivalant à diverses intensités d'activités. Des simulations statistiques ont été faites afin de combiner les données sur les patrons d'activités possibles et la distribution des poids corporels pour obtenir le portrait global le plus susceptible de représenter la population américaine. Les résultats obtenus sont résumés dans le tableau 7.

Tableau 7 Taux de ventilation évalués par la U.S. EPA (2007)

Catégorie d'âges (années)	Taux de ventilation chez les hommes (m ³ /jour)			Taux de ventilation chez les femmes (m ³ /jour)		
	moyenne	médiane	95 ^e centile	moyenne	médiane	95 ^e centile
0 - < 1	8,76	8,70	12,69	8,53	8,41	12,66
1 - < 2	13,49	13,11	17,89	13,31	13,03	18,62
2 - < 3	13,23	13,19	17,71	12,74	12,60	16,37
3 - < 6	12,65	12,58	15,42	12,16	12,02	14,93
6 - < 11	13,42	13,09	17,72	12,41	11,95	16,34
11 - < 16	15,32	14,79	21,21	13,22	13,08	17,41
16 - < 21	17,22	16,63	23,38	13,59	13,20	18,29
21 - < 31	18,82	18,18	27,14	14,57	14,10	21,14
31 - < 41	20,29	19,83	28,90	14,98	14,68	20,45
41 - < 51	20,93	20,60	28,37	16,20	15,88	21,35
51 - < 61	20,91	20,41	29,09	16,18	15,90	21,22
61 - < 71	17,94	17,60	23,50	12,99	12,92	16,15
71 - < 81	16,35	16,23	20,42	12,04	11,82	15,20
81 et plus	15,15	14,90	18,68	11,14	11,02	13,94

• **Brochu et al. (2006)**

Brochu *et al.* (2006a, 2006b, 2006c) ont mesuré des taux quotidiens de diminution de deux formes isotopiques de l'eau ($^2\text{H}_2\text{O}$ et H_2^{18}O) dans les urines par rapport à des doses ingérées préalablement connues de molécules d'eau doublement marquées. Ces mesures ont été effectuées durant plus de 36 000 personnes-journées, et elles ont été complétées par calorimétrie indirecte et par bilan du régime alimentaire afin de déterminer les taux physiologiques quotidiens d'inhalation de 2 210 individus âgés de 3 semaines à 96 ans. Les résultats ont été présentés de manière détaillée (moyenne, écart-type, distribution) en 13 catégories d'âges pour les hommes et les femmes, incluant les sujets obèses, ainsi que pour les adolescentes et les femmes enceintes âgées de 11 à 55 ans. Les besoins en oxygène reflétés par des taux d'inhalation exprimés en $\text{m}^3/\text{kg}/\text{jour}$ sont également indiqués dans l'étude. De plus, on note dans les articles mentionnés la très grande variabilité des besoins en oxygène des individus. En effet, une femme enceinte obèse va inhaler jusqu'à $47 \text{ m}^3/\text{jour}$, alors que les jeunes enfants ne vont inhaler que quelques mètres cubes pour la même période. D'après les auteurs, les résultats résumés dans le tableau ci-dessous, qui concernent les individus de poids corporels normaux (indice de masse corporelle < 25 pour les adultes), suivent une distribution normale et constituent les valeurs les plus adéquates publiées à ce jour. En effet, ces valeurs sont basées sur des bilans physiologiques évaluant les besoins en oxygène et sont mesurées sur une période totale de 21 jours chez des individus en bonne santé et de poids corporels normaux vaquant à leurs activités de tous les jours. Les variations inhérentes au fait que les individus s'adonnent à des occupations requérant des efforts très variables, et ont donc un volume d'oxygène et un taux d'inhalation conséquents, sont automatiquement prises en compte dans la méthode suivie par ces auteurs.

Tableau 8 Taux d'inhalation pour des individus en bonne santé et de poids corporels normaux, obtenus par Brochu et al. (2006a)

Âge	Hommes (m^3/j) Moyenne $\pm$ écart-type	Femmes (m^3/j) Moyenne $\pm$ écart-type
3 semaines	$0,85 \pm 0,17^A$	
1 mois	$2,72 \pm 0,38^A$	
2 à < 6 mois	$3,38 \pm 0,72$	$3,26 \pm 0,66$
6 mois à < 1 an	$4,22 \pm 0,79$	$3,96 \pm 0,72$
1 à < 2 ans	$5,12 \pm 0,88$	$4,78 \pm 0,96$
2 à < 5 ans	$7,60 \pm 1,28$	$7,06 \pm 1,16$
5 à < 7 ans	$8,64 \pm 1,23$	$8,22 \pm 1,31$
7 à < 11 ans	$10,59 \pm 1,99$	$9,84 \pm 1,69$
11 à < 23 ans	$17,23 \pm 3,67$	$13,28 \pm 2,60$
23 à < 30 ans	$17,48 \pm 2,81$	$13,67 \pm 2,28$
30 à < 40 ans	$16,88 \pm 2,50$	$13,68 \pm 1,76$
40 à < 65 ans	$16,24 \pm 2,67$	$12,31 \pm 2,07$
65 à ≤ 96 ans	$12,96 \pm 2,48$	$9,80 \pm 2,17$

^A Valeur non différenciée pour les sexes.

Tableau tiré de Brochu *et al.* (2006a).

• Richardson (1997)

Richardson (1997) a eu recours à une étude réalisée pour le compte de Santé et Bien-être social Canada par Allan (1995). Il a utilisé des simulations de Monte Carlo afin d'estimer des volumes d'air inhalés durant 24 heures en combinant les volumes d'air inhalés par jour, rapportés en fonction de différents niveaux d'activités, avec les renseignements sur la durée de ces activités. Le tableau 9 montre les estimations des moyennes arithmétiques des volumes d'air inhalés quotidiennement selon les classes d'âges.

Tableau 9 Distributions log-normales des volumes d'air inhalés par jour selon les classes d'âges par Richardson (1997)

Âge (ans)	Hommes (m ³ /j)	Femmes (m ³ /j)	Combinés (m ³ /j)
< 0,5	- ^A	- ^A	2,1 ± 0,3
0,5 à 4	9,7 ± 2,7	8,8 ± 2,4	9,3 ± 2,6
5 à 11	15,1 ± 3,4	14,0 ± 3,0	14,5 ± 3,2
12 à 19	17,7 ± 4,1	14,0 ± 2,9	15,8 ± 4,0
20 et +	17,2 ± 4,1	14,4 ± 3,1	15,8 ± 3,9

^A Valeur non différenciée pour le sexe.

• U.S. EPA (1997)

La U.S. EPA (1997) a effectué une revue de la littérature et a proposé les valeurs suivantes comme quantités d'air inhalées en fonction de l'âge (tableau 10). On constate que le volume d'air inhalé chez les enfants de moins de 1 an est plus élevé que celui proposé par Richardson (1997). Le volume d'air inhalé de 4,5 m³/jour retenu par la U.S. EPA provient de l'étude de Layton (1993).

Tableau 10 Volume d'air inhalé en fonction de l'âge selon la U.S. EPA (1997)

Population	Volume d'air moyen inhalé (m ³ /jour)
Enfants de moins de 1 an	4,5 ^A
Enfants de 1 à 12 ans	8,7
Adultes	
• Femmes	11,3
• Hommes	15,2

^A Basé sur l'étude de Layton (1993).

- **Finley *et al.* (1994)**

Finley *et al.* (1994) ont également basé leur recommandation sur l'étude de Layton (1993). Le tableau 11 présente les volumes d'air inhalés qu'ils suggèrent d'utiliser.

Tableau 11 Volumes d'air inhalés en fonction de l'âge selon Finley *et al.* (1994)

Âge	Volumes d'air inhalés (m ³ /jour)			
	50 ^e centile	75 ^e centile	90 ^e centile	95 ^e centile
< 3 ans	4,7	5,5	6,2	6,7
3-10 ans	8,4	9,7	10,9	11,8
10-18 ans	13,1	15,3	17,7	19,3
18-30 ans	14,8	17,1	19,5	21,0
30-60 ans	11,8	13,6	15,4	16,7
> 60 ans	11,9	13,7	15,6	16,7

- **MEF (1996)**

Le MEF (1996) avait proposé des valeurs pour l'inhalation en tenant compte du scénario d'occupation, du temps passé à l'intérieur et à l'extérieur, de l'été, de l'hiver ainsi que du sexe (tableau 12).

Tableau 12 Volumes d'air inhalés en fonction de l'âge selon le MEF (1996)

Âge	Volumes d'air inhalés par les hommes et les femmes combinés (m ³ /jour)				
	Intérieur		Extérieur		Total
	Été	Hiver	Été	Hiver	
0	2,98	3,17	0,24	0,05	3,22
0,25	4,10	4,40	0,37	0,07	4,47
0,5	5,11	5,49	0,48	0,10	5,59
1	6,55	7,06	0,64	0,13	7,19
2	8,83	9,52	0,85	0,17	9,68
3	11,07	11,91	1,05	0,21	12,12
4	13,27	14,25	1,23	0,25	14,5
5	15,15	16,25	1,37	0,27	16,52
6	16,69	17,87	1,48	0,30	18,17
7,5	18,91	20,23	1,65	0,33	20,56
10	21,43	22,88	1,81	0,36	23,24
15	24,10	25,64	1,92	0,38	26,02
20	22,93	24,39	1,83	0,37	24,76
30	20,65	21,99	1,67	0,33	22,32
40	18,76	19,98	1,53	0,31	20,29
60	16,93	18,01	1,34	0,27	18,27
80	15,94	16,88	1,17	0,23	17,11

3.2 Proposition pour les lignes directrices

Plusieurs études et organismes ont cherché à estimer les données d'inhalation de la population. Les données de Brochu *et al.* (2006a, 2006c) ont été utilisées afin de générer des taux d'inhalation propres aux classes d'âges requises et exprimés en $\text{m}^3/\text{kg}\cdot\text{jour}$. Ce choix est basé sur le fait qu'il s'agit de données récentes obtenues selon une méthode novatrice et qu'il s'agit de données révisées et retenues dans des directives récentes pour l'évaluation de l'exposition chez les enfants, notamment selon la version de 2008 du *Child-Specific Exposure Factor Handbook* de la U.S. EPA et le National Institute of Public Health and the Environment (RIVM) aux Pays-Bas (Van Engelen et Prud'homme de Lodder, 2007). Brochu *et al.* (2006c) ont fourni directement des taux d'inhalation pour les sujets masculins et féminins des classes d'âges des 5 à < 12 ans et des 12 à < 20 ans. De plus, pour les trois autres classes d'âges, la contribution relative de chacune d'elles à la durée totale de la période définie par les classes d'âges des lignes directrices a été prise en compte pour générer, à l'aide de simulations de Monte Carlo, des taux d'inhalation ajustés au poids corporel (c'est-à-dire exprimés en $\text{m}^3/\text{kg}\cdot\text{jour}$) des 0 à 6 mois, des 0,5 à < 5 ans et des adultes. Ainsi, les données publiées pour les enfants de 3 semaines, de 1 mois et de 2,6 à 6 mois ont été regroupées pour générer les valeurs pour les 0 à 6 mois; celles publiées pour les 0,5 à < 1 an, les 1 à < 2 ans et les 2 à < 5 ans ont été regroupées pour générer celles des 0,5 à < 5 ans (Brochu *et al.*, 2006a); et celles publiées pour les 19 à 22 ans, les 23 à 34 ans, les 35 à 50 ans et les 51 à 64 ans ont été regroupées pour générer celles des adultes (Brochu *et al.*, 2006c). Puisque, d'une part, les valeurs ainsi générées s'appliquent uniquement aux individus de poids corporels normaux et que, d'autre part, la grossesse et le surplus de poids influent sur le taux d'inhalation, les taux d'inhalation initiaux ont été ajustés en fonction des proportions d'individus en surplus de poids et de femmes enceintes dans la population adulte québécoise. Ainsi, pour les individus obèses et en surplus de poids, des facteurs de correction de respectivement 0,85 et 0,90 ont été appliqués aux taux exprimés en $\text{m}^3/\text{kg}\cdot\text{jour}$ obtenus pour les individus de poids corporels normaux. Ces facteurs ont été calculés à partir des taux de Brochu *et al.* (2006a, 2006b, 2006c) relatifs à ces sous-groupes. Dans le cas des femmes enceintes, les taux retenus étaient ceux associés à la 36^e semaine de grossesse pour les femmes âgées de 23 à 30 ans. La proportion d'individus présentant un surplus de poids au Québec a été tirée de Mongeau *et al.* (2005), alors que la proportion de femmes enceintes (environ 5 %) a été estimée à partir du registre des naissances de l'année 2003. Puisque le facteur de correction à appliquer aux taux d'inhalation exprimés en $\text{m}^3/\text{kg}\cdot\text{jour}$ des non-adultes ayant un surplus de poids et étant obèses est très près de 1 (0,98), cet ajustement n'a pas été fait pour ces classes d'âges. Ultimement, des taux d'inhalation plus représentatifs de la population du Québec, exprimés en $\text{m}^3/\text{kg}\cdot\text{jour}$, ont été générés et retenus pour les présentes lignes directrices.

4 INGESTION D'EAU POTABLE

L'ingestion d'eau potable doit prendre en compte l'ingestion directe d'eau provenant du robinet et l'ingestion indirecte, c'est-à-dire l'ingestion d'eau du robinet utilisée dans la préparation de boissons ou d'aliments (thé, café, jus reconstitués, soupes, etc.).

Dans cette section, les différents taux d'ingestion suggérés par des organismes gouvernementaux et des auteurs québécois et canadiens sont d'abord présentés. Puis, à la lumière des forces et des faiblesses de ces données, des quantités d'eau consommées sont proposées pour les lignes directrices.

4.1 Résumé des principales études et estimations ayant trait à l'ingestion d'eau potable

- **Santé et Bien-être social Canada (1981)**

Une enquête a été menée pour le compte de la Direction de l'hygiène du milieu de Santé et Bien-être social Canada en 1977 et en 1978 en vue d'estimer la consommation d'eau du robinet au Canada. Elle a été effectuée en deux phases (fin été 1977 et hiver 1978) chez 970 particuliers provenant de 295 ménages au cours de deux journées, une en semaine et une autre au cours de la fin de semaine. On a eu recours aux techniques de l'entrevue et du questionnaire pour établir la consommation individuelle d'eau du robinet, en tenant compte de toutes les formes de boissons ainsi que de la répartition de l'eau du robinet consommée dans diverses boissons (eau, thé, café, lait reconstitué, soupes, boissons alcoolisées maison, etc.). Dans cette étude, la courbe de distribution des données de consommation d'eau potable est tirée vers la droite. La consommation quotidienne moyenne d'eau potable par la population était de 1,34 L/jour, alors que 90 % de la population consommait moins de 2,36 L/jour. Les tableaux ci-dessous montrent les résultats de cette enquête.

Tableau 13 Quantités moyennes d'eau consommées par jour chez les Canadiens selon l'enquête de Santé et Bien-être social Canada (1981)

Âge	Quantités moyennes d'eau consommées (L/jour)		
	Hommes	Femmes	Hommes et femmes
< 3 ans	0,50	0,69	0,61
3-5 ans	0,90	0,85	0,87
6-17 ans	1,27	1,00	1,14
18-34 ans	1,43	1,33	1,38
35-54 ans	1,47	1,63	1,55
> 55 ans	1,59	1,55	1,57

Tiré de Richardson (1997).

Tableau 14 Quantités d'eau consommées par jour chez 90 % des Canadiens selon l'enquête de Santé et Bien-être social Canada (1981)

Âge	Quantités moyennes d'eau consommées (L/jour)		
	Hommes	Femmes	Hommes et femmes
< 3 ans	1,07	1,50	1,50
3-5 ans	1,57	1,50	1,40
6-17 ans	2,64	1,79	2,21
18-34 ans	2,57	2,50	2,57
35-54 ans	2,57	2,64	2,57
> 55 ans	2,29	2,28	2,29

- **Richardson (1997)**

Richardson (1997) a employé les données de Santé et Bien-être social Canada (1981) pour son étude. Toutefois, comme les données brutes de l'enquête n'existaient plus, il a dû utiliser les tableaux résumés où les fréquences de la consommation d'eau des individus étaient rapportées en consommation totale par intervalles de 0,5 L. Comme il ne pouvait pas faire de tests statistiques afin de déterminer s'il y avait une différence entre la consommation d'eau des hommes et des femmes, Richardson a présenté les résultats regroupés pour les deux sexes.

L'auteur a déterminé des fonctions de densité de probabilités en regroupant les 18-34 ans et les 35-54 ans dans la classe des 20-59 ans et en utilisant le groupe des 55 ans et plus pour la classe des 60 ans et plus. Par la suite, il a combiné les données des trois groupes d'adultes de Santé et Bien-être social Canada dans la classe des 20 ans et plus. Les données pour les enfants des 4 classes d'âges retenues ont été basées sur les études de Ershow et Cantor (1989) réalisées chez 26 081 Américains à partir d'une enquête menée en 1977-1978. Comme les données américaines pour les adultes étaient semblables à celles des adultes canadiens, il a présumé que les données concernant les enfants américains pouvaient être utilisées pour les enfants canadiens. Les résultats de cette étude sont présentés au tableau 15.

Tableau 15 Consommation d'eau potable basée sur une enquête américaine de Ershow et Cantor (1989)

Classes d'âges	Consommation d'eau potable par les hommes et les femmes Moyenne arithmétique et erreur-type (L/jour)
0-5 mois	0,27 +/- 0,25
5-11 mois	0,33 +/- 0,27
1-3 ans	0,65 +/- 0,39
4-6 ans	0,74 +/- 0,41
7-10 ans	0,79 +/- 0,42
11-19 ans	0,97 +/- 0,56
20-64 ans	1,37 +/- 0,73
65 ans et plus	1,46 +/- 0,64

Richardson a ensuite généré des distributions de fréquences par des simulations de Monte Carlo. Comme les données de base et celles générées ainsi étaient tirées vers la droite, il a recommandé que les taux de consommation d'eau potable soient définis comme étant log-normaux. Le tableau 16 présente les données de consommation d'eau potable suggérées par Richardson (1997) pour la population canadienne.

Tableau 16 Quantités d'eau potable ingérées par les Canadiens, suggérées par Richardson (1997)

Classes d'âges	Consommation d'eau potable par la population canadienne (L/jour)	
	Moyenne arithmétique et erreur-type	Moyenne arithmétique et erreur-type des données transformées log _e
0-6 mois	0,3 +/- 0,2	-1,39 +/- 0,61
6 mois-4 ans	0,6 +/- 0,4	-0,69 +/- 0,61
5-11 ans	0,8 +/- 0,4	-0,33 +/- 0,47
12-19 ans	1,0 +/- 0,6	-0,15 +/- 0,55
20-59 ans	1,5 +/- 0,8	0,28 +/- 0,50
60 ans et plus	1,6 +/- 0,6	0,40 +/- 0,36
20 ans et plus	1,5 +/- 0,8	0,28 +/- 0,50

- **Guévin et al. (1996)**

Cette étude présente les résultats d'un projet-pilote réalisé en avril et en mai 1996 auprès de 125 adultes des régions de Québec et de la Côte-de-Beaupré. Un rappel de 24 heures et un journal de 48 heures ont été employés pour évaluer la consommation d'eau potable par ingestion d'eau ou d'aliments.

La consommation moyenne d'eau était de $1,617 \pm 0,924$ L/jour (moyenne $\pm$ erreur-type), la moitié provenant de l'eau bue nature et l'autre moitié provenant de l'eau utilisée pour reconstituer des aliments et des boissons. La consommation moyenne d'eau embouteillée était de 0,374 L/jour. Il n'y avait pas de différence statistique entre la consommation d'eau des hommes et celle des femmes. Diverses données ont été mesurées dans cette enquête, et elles sont présentées dans le tableau 17. Par ailleurs, l'étude a fait ressortir une différence entre la consommation d'eau des régions urbaines et celle des régions rurales.

Tableau 17 Quantités d'eau consommées par jour par des Québécois d'après l'enquête de Guévin *et al.* (1996)

Âge	Quantités d'eau consommées (L/jour)					
	Moyenne et erreur-type de la population totale	10 ^e centile	50 ^e centile	90 ^e centile	Moyenne et erreur-type de la population urbaine	Moyenne et erreur-type de la population rurale
Adultes	1,617 ± 0,924	0,648	1,526	2,662	1,493 ± 0,099	1,760 ± 0,135
20-29 ans	1,262 ± 0,172					
30-39 ans	1,696 ± 0,171					
40-49 ans	1,516 ± 0,133					
50-59 ans	1,689 ± 0,200					
60-64 ans	1,921 ± 0,209					

- **MEF (1996)**

Le Groupe d'analyse de risque du MEF (1996) s'est servi des données de Santé et Bien-être social Canada (1981), qui ont été revues en fonction des 17 classes d'âges retenues (voir le tableau 18).

Tableau 18 Quantités d'eau consommées, retenues par le MEF (1996)

Âge (ans)	Quantités d'eau consommées (L/jour)		
	Hommes	Femmes	Combinés
0	0,350	0,350	0,350
0,25	0,366	0,425	0,395
0,5	0,386	0,492	0,439
1	0,437	0,604	0,520
2	0,574	0,752	0,663
3	0,740	0,821	0,780
4	0,900	0,850	0,875
5	1,027	0,872	0,949
6	1,120	0,892	1,006
7,5	1,208	0,922	1,065
10	1,262	0,970	1,116
15	1,297	1,075	1,186
20	1,358	1,191	1,274
30	1,459	1,416	1,437
40	1,474	1,583	1,528
60	1,484	1,650	1,567
80	1,590	1,550	1,570

- **U.S. EPA (1997)**

À la suite d'une revue de la littérature américaine, la U.S. EPA (1997) a suggéré les quantités d'eau potable consommées indiquées dans le tableau 19. La U.S. EPA propose également différentes valeurs de centiles ainsi que des données pour les femmes enceintes et qui allaitent, et les adultes qui effectuent des activités intenses lorsque la température est élevée.

Tableau 19 Quantités d'eau consommées par jour suggérées par la U.S. EPA (1997)

Classes d'âges	Quantités d'eau consommées (L/jour)	
	Moyenne	90 ^e centile
< 1 an	0,30	0,65
< 3 ans	0,61	1,5
3-5 ans	0,87	1,5
1-10 ans	0,74	1,3
11-19 ans	0,97	1,7
Adultes	1,4	2,4

- **Finley et al. (1994)**

Le tableau 20 montre les quantités d'eau consommées par jour, suggérées par Finley et al. (1994). Les 50^e, 75^e, 90^e et 95^e centiles sont présentés.

Tableau 20 Quantités d'eau consommées par jour, suggérées par Finley et al. (1994)

Âge	Consommation d'eau par jour (L/jour)			
	50 ^e centile	75 ^e centile	90 ^e centile	95 ^e centile
< 1 an	0,24	0,42	0,65	0,78
1-11 ans	0,67	0,96	1,3	1,5
11-18 ans	0,87	1,2	1,7	2,0
18-65 ans	1,3	1,7	2,3	2,7
> 65 ans	1,4	1,8	2,3	2,6

- **U.S. EPA (2004)**

Sur la base d'une enquête sur la nutrition réalisée par le United States Department of Agriculture (USDA) entre 1994 et 1996 et en 1998, au cours de laquelle les habitudes alimentaires et de consommation d'eau de plus de 20 000 Américains ont été colligées à l'aide d'un journal alimentaire sur deux jours, la U.S. EPA a ajusté les données pour qu'elles soient représentatives des distributions des classes d'âges dans la population américaine. Elle a ainsi généré des distributions de valeurs de la consommation journalière d'eau potable pour 11 classes d'âges, s'étendant de < 0,5 an à plus de 65 ans. Une attention particulière a

été prêtée aux 19 ans et moins. Chez les consommateurs seulement, c'est-à-dire ceux qui mentionnaient effectivement avoir consommé de l'eau, la consommation moyenne était respectivement de 1 465 ml/jour (IC 90 % : 1 427 ml/jour – 1 504 ml/jour) et de 486 ml/jour (IC 90 % : 472 ml/jour – 500 ml/jour) pour les adultes et les moins de 6 ans. En tenant compte de l'ensemble des répondants, y compris ceux qui ne mentionnaient aucune consommation, les valeurs moyennes rapportées sont respectivement de 1 460 ml/jour (IC 90 % : 1 422 ml/jour – 1 498 ml/jour) et de 470 ml/jour (IC 90 % : 456 ml/jour – 484 ml/jour) pour les adultes et les moins de 6 ans. Pour l'ensemble de la population, la moyenne chez les consommateurs seulement est de 1 242 ml/jour (IC 90 % : 1 210 ml/jour – 1 274 ml/jour), alors que, chez l'ensemble des répondants, elle est de 1 233 ml/jour (IC 90 % : 1 200 ml/jour – 1 265 ml/jour).

- **Caron *et al.* (2004)**

Dans le contexte d'une étude sur les risques pour la santé que comportent les activités intensives de production animale dans certaines municipalités agricoles du Québec, Caron *et al.* (2004a, 2004b) ont procédé à une vaste enquête téléphonique extrêmement détaillée sur les habitudes de consommation d'eau des nourrissons de moins de 3 mois et des adultes. Les habitudes de consommation de 642 nourrissons ont ainsi été établies à partir d'un questionnaire auquel les parents devaient répondre entre le 26 février et le 28 juin 2002. De ce nombre, 393 recevaient un apport en eau à l'âge de 8 semaines. La consommation moyenne d'eau de ces enfants était de 521 ± 311 ml/jour. En considérant les 278 enfants de ce groupe qui étaient nourris exclusivement au biberon, la consommation d'eau évaluée était de 655 ± 233 ml/jour (Caron *et al.*, 2004a).

Pour ce qui est des adultes, plus de 8 000 ont été interrogés d'avril à mai à propos de leur consommation d'eau la journée précédant l'entrevue. Chez l'ensemble des répondants, c'est-à-dire en incluant ceux qui ne mentionnaient aucune consommation d'eau, la consommation totale (du robinet + embouteillée) au domicile était en moyenne de $1\,528 \pm 920$ ml/jour. Chez les consommateurs seulement, c'est-à-dire ceux ayant effectivement consommé de l'eau, la moyenne était de $1\,586 \pm 887$ ml/jour. Si on regarde la consommation d'eau incluant ce qui a été consommé à l'extérieur du domicile, les valeurs pour les répondants et les consommateurs sont respectivement de $1\,885 \pm 1\,002$ ml/jour et de $1\,907 \pm 986$ ml/jour (Caron *et al.*, 2004b).

4.2 Proposition pour les lignes directrices

Pour les besoins des lignes directrices, les critères de sélection des valeurs de consommation d'eau potable étaient, entre autres, la représentativité des données pour les Québécois ainsi que la disponibilité des données pour les enfants et pour les classes d'âges retenues. Les données de Caron *et al.* (2004a, 2004b) sont retenues pour les nourrissons et les adultes, alors que les données de Richardson (1997) s'appuyant sur l'enquête de Santé et Bien-être social Canada (1981) ont été utilisées pour les autres classes d'âges (voir le tableau 21). Bien que cette enquête date de 1977-1978, on constate que les valeurs moyennes de cette enquête sont du même ordre de grandeur que celles d'enquêtes plus récentes.

Les données de Caron *et al.* (2004a, 2004b) peuvent être considérées comme raisonnablement représentatives de la consommation des Québécois adultes et de ceux âgés de moins de 6 mois. En effet, l'ampleur et le niveau de détail atteints par cette étude militent en sa faveur. De plus, comme on ne s'attend pas à observer de différence entre la consommation d'eau des régions urbaines et rurales, il semble que les résultats de cette enquête peuvent être utilisés pour l'ensemble de la population québécoise.

Pour ce qui est des données concernant les nourrissons, elles proviennent d'enfants qui ont 8 semaines, soit près de la valeur médiane (13 semaines) de la classe d'âges d'intérêt des lignes directrices (0-6 mois). Les données de Caron *et al.* (2004a) ont montré qu'il n'y avait presque pas de différence entre la consommation d'eau des enfants de 4 et de 8 semaines, laissant supposer qu'elle n'augmentera pas beaucoup entre l'âge de 8 et de 13 semaines. De plus, même si l'écart-type des valeurs représentant la consommation moyenne d'eau entre 0 et 6 mois était probablement plus grand que celui chez des nourrissons ayant tous pratiquement le même âge (8 semaines), un nombre potentiellement plus élevé de sujets inclus dans l'intervalle de 0-6 mois que dans le groupe ayant précisément 8 semaines permet de croire que l'écart-type ne serait finalement pas plus important. La valeur déterministe retenue est la moyenne des enfants nourris exclusivement au biberon, soit 655 ml/jour, et cette valeur représente une situation du pire cas raisonnable, à notre avis. Quant à la distribution à retenir, celle qui inclut les enfants nourris au moins partiellement au lait maternel (521 ± 311 ml/jour), elle apparaît raisonnable à utiliser pour une évaluation faite sur une population qui comprend un mélange d'enfants nourris exclusivement ou partiellement au lait maternel ainsi que des poupons nourris exclusivement au biberon.

En ce qui a trait aux adultes, il est proposé d'employer comme valeur déterministe la moyenne de la consommation totale des consommateurs d'eau seulement (du robinet et embouteillée; au domicile et à l'extérieur), moyenne observée par Caron *et al.* (2004b), ce qui semble représentatif d'un pire cas réaliste. Cette valeur est de 1 907 ml/jour. Quant à la distribution à utiliser, il est suggéré d'employer celle de tous les individus et celle du domicile seulement ($1\,528 \pm 920$ ml/jour) afin de représenter une consommation-type dans l'ensemble de la population. En effet, lors d'évaluations du risque au niveau populationnel, il n'apparaît pas nécessaire de considérer l'exposition aux contaminants par l'eau potable en dehors du domicile, sauf en de rares exceptions où l'analyste aura alors à ajuster son scénario d'exposition en fonction de la situation précise qui est analysée. Il est à noter en terminant que tant chez les nourrissons que chez les adultes, la valeur déterministe retenue correspond au 75^e centile de la distribution de valeurs lorsque celle-ci a, comme le propose Richardson (1997), la forme log-normale.

Pour les autres classes d'âges, il est nécessaire de procéder à des extrapolations pour suggérer des valeurs, et il est proposé d'utiliser les données de Richardson (1997), puisque ces dernières englobent ces classes d'âges. Toutefois, comme les classes d'âges utilisées par Santé et Bien-être social Canada sont différentes de celles retenues dans les lignes directrices, certaines transformations ont été apportées aux données. Pour ce faire, une valeur médiane a d'abord été attribuée à chacune des classes d'âges employées par Santé

et Bien-être social Canada, et une limite supérieure de 79 ans a été attribuée à la dernière classe d'âges (tableau 21).

Tableau 21 Classes et médianes des âges de l'enquête de Santé et Bien-être social Canada (1981) et celles retenues dans les lignes directrices

Données de Santé et Bien-être social Canada		Données recalculées selon les classes d'âges retenues	
Classes (ans)	Médianes (ans)	Classes (ans)	Médianes (ans)
< 3	1,5		
3-5	4,5	0,5 à < 5	2,75
6-17	12	5 à < 12	8,5
18-34	26,5	12 à < 20	16
35-54	45		
> 55	67,5		

Puis, à l'aide du logiciel SPSS, des équations de type $Y = b_0 + b_1X + b_2X^2 + b_3X^3$ ont été générées. Toutes les régressions obtenues avaient un coefficient de corrélation supérieur à 0,9. Ces équations ont ensuite servi au calcul des quantités moyennes d'eau consommées en fonction des trois classes d'âges (0,5 à 19 ans) pour lesquelles aucune donnée québécoise n'est disponible (tableau 22).

Tableau 22 Quantités moyennes d'eau consommées par résolution de droite de régression des trois classes d'âges pour lesquelles aucune donnée n'est disponible

Classes d'âges	Quantités moyennes d'eau consommées (L/jour)
	Combinés
0,5 à < 5	0,728
5 à < 12	0,985
12 à < 20	1,232

Par la suite, les coefficients de variation calculés à partir de la moyenne et de l'écart-type des distributions proposées par Richardson (1997) pour ces trois classes d'âges (respectivement de 67 %, de 50 % et de 60 %) ont été utilisés pour estimer un écart-type approprié aux valeurs moyennes estimées dans le tableau 17. Cette opération a permis de proposer des distributions log-normales de valeurs pour les classes d'âges manquantes, comme le suggère Richardson (1997). Enfin, par souci de cohérence avec les nourrissons et les adultes, les 75^{es} centiles de ces distributions ont été obtenus à l'aide de simulations de Monte Carlo, et ils ont été retenus comme valeurs déterministes. L'ensemble des valeurs et des distributions retenues est donc présenté au tableau 23.

Tableau 23 Quantités d'eau consommées retenues pour les lignes directrices

Âge (ans)	Consommation d'eau (ml/jour)
	Combinés
<u>< 0,5</u>	
Valeur	655
Distribution de valeurs	
Moyenne (écart-type)	521 (311)
Forme de la distribution	log-normale
<u>0,5 à < 5</u>	
Valeur	910
Distribution de valeurs	
Moyenne (écart-type)	728 (485)
Forme de la distribution	log-normale
<u>5 à < 12</u>	
Valeur	1 198
Distribution de valeurs	
Moyenne (écart-type)	985 (493)
Forme de la distribution	log-normale
<u>12 à < 20</u>	
Valeur	1 523
Distribution de valeurs	
Moyenne (écart-type)	1 232 (739)
Forme de la distribution	log-normale
<u>20 et +</u>	
Valeur	1 907
Distribution de valeurs	
Moyenne (écart-type)	1 528 (920)
Forme de la distribution	log-normale

5 TAUX D'INGESTION DES ALIMENTS DESTINÉS AUX BÉBÉS

En nutrition, il est suggéré de ne pas introduire d'aliments solides avant l'âge de 4 à 6 mois, car l'enfant n'est pas prêt à avaler des aliments solides. Cependant, certains bébés ont un bon appétit et vont réclamer des céréales vers l'âge de 3 mois. Ainsi, pour un nombre non négligeable d'enfants, les céréales seront introduites dans l'alimentation vers l'âge de 3 mois, tandis que les légumes et les fruits le seront vers l'âge de 4, 5 ou 6 mois. Par la suite, les aliments tels que la viande, le poisson, etc., seront ajoutés. Toutefois, pour certains enfants, l'introduction des aliments peut ne pas respecter cette chronologie.

Compte tenu du fait qu'il est possible d'introduire l'ensemble de ces aliments dans le régime alimentaire avant l'âge de 6 mois, les taux d'ingestion d'autres que le lait (maternel ou de formule) ont été définis à partir des données récentes publiées par la U.S. EPA (2008) pour trois sous-groupes de nourrissons (0-1 mois, 1-3 mois, 3-6 mois). Ainsi, à l'aide de simulations de Monte Carlo, des distributions pondérées de taux d'ingestion pour les 0-6 mois ont été générées à partir de la moyenne et du 95^e centile des taux d'ingestion décrits pour ces sous-groupes. Ce faisant, les taux d'ingestion journaliers en g/kg de poids corporel ont été utilisés et multipliés par les distributions de poids corporel retenues dans les présentes lignes directrices. Puisque les données disponibles ne permettaient pas de faire une distinction entre les légumes-racines et les autres légumes, la valeur moyenne de 37 g/jour obtenue pour les légumes totaux a été répartie en 17 g/jour pour les légumes-racines et en 20 g/jour pour les autres légumes, ce qui suit approximativement la tendance de répartition observée en ce qui concerne les ingestions de ces deux types de légumes chez la classe d'âge voisine, soit les 0,5 à 4 ans. L'écart-type proposé pour l'ingestion de chaque type de légumes a été défini en fonction du maintien du même coefficient de variation des légumes totaux (66 %). Le 75^e centile a été déterminé en ajoutant 26 % à la valeur moyenne, ce qui correspond à ce qui a été obtenu pour les légumes totaux. Enfin, aucune valeur n'était disponible pour le sucre ainsi que pour les huiles et les noix; par conséquent, les valeurs déterministes utilisées lors des travaux entourant la rédaction de la validation des critères B et C (INSPQ, 2005), effectués après la publication des lignes directrices du MSSS, ont été retenues. À l'occasion de ces travaux, les taux d'ingestion des aliments s'appliquant aux 0-6 mois avaient d'ailleurs été revus (voir le tableau 24), puisque ceux indiqués dans les lignes directrices du MSSS avaient été jugés trop conservateurs. Le tableau 25 présente pour sa part les valeurs moyennes pondérées issues de la U.S. EPA (2008) pour les 0-6 mois; ces valeurs sont comparées à celles obtenues pour les présentes lignes directrices. On constate que les valeurs sont très similaires, avec toutefois une différence plus prononcée dans le cas des légumes.

Tableau 24 Modification des taux d'ingestion des aliments consommés par les enfants de moins de 6 mois lors des travaux de l'INSPQ (2005)

Aliments	Valeur pour les deux sexes combinés (kg/j)	
	Ancienne valeur	Valeur corrigée
Fruits et de jus de fruits	0,136	0,02
Légumes totaux	0,155	0,035
Viande et œufs	0,052	0,01
Céréales	0,04	0,04
Sucre	0,06	0,01
Huiles et noix	0,026	0,001

Tableau 25 Comparaison des taux d'ingestion moyens de certains types d'aliments à l'aide des données issues de la U.S. EPA (2008) et celles des présentes lignes directrices

Aliments	Moyenne – U.S. EPA (g/j)	Moyenne – Lignes directrices (g/j)
Fruits et de jus de fruits	35,3	35,7
Légumes totaux	22,8	36,7
Viande et œufs	1,1	1,0
Céréales	4,3	5,5

6 INGESTION DE SOL ET DE POUSSIÈRES INTÉRIEURES

Une revue des principales études concernant l'ingestion de sol et de poussières intérieures chez les enfants et chez les adultes est présentée ci-après.

6.1 Résumé des principales études portant sur l'ingestion de sol et de poussières intérieures chez les enfants

- **Binder *et al.* (1986)**

Une des premières études traitant de l'ingestion de sol a été faite par Binder *et al.* (1986) dans une ville du Montana. Durant 3 jours, les chercheurs ont mesuré la concentration de 3 traceurs (Al, Si et Ti¹²) dans les fèces de 65 enfants âgés de 1 à 3 ans et dans le sol de la cour arrière du lieu de résidence de ces enfants. Ils ont présumé que le poids sec des fèces était de 15 g/jour. Toutefois, leur étude ne tenait pas compte de la présence de traceurs dans la nourriture et dans les médicaments. De plus, elle ne distinguait pas l'ingestion de sol de l'ingestion de poussières intérieures. Un résumé des résultats de cette étude est présenté au tableau 26.

L'étude surestime probablement l'ingestion de sol, puisque la présence de traceurs dans la nourriture n'était pas mesurée et que le poids sec des fèces était surestimé.

Tableau 26 Quantités de sol et de poussières intérieures ingérées par des enfants de 1 à 3 ans selon Binder *et al.* (1986)

Méthode d'estimation	Moyenne (mg/jour)	Médiane (mg/jour)	95 ^e centile (mg/jour)
Al	181	121	584
Si	184	136	578
Ti	1 834	618	9 590
Minimum ^A	108	88	386

^A Basé sur la concentration minimale des trois traceurs.

¹² Les éléments-traces sont représentés par leur symbole chimique.

- **Clausing et al. (1987)**

L'étude de Clausing *et al.* (1987) a été menée auprès de 18 enfants hollandais âgés de 2 à 4 ans durant 5 jours à l'aide d'une méthode de traceurs semblable à celle de Binder *et al.* (1986). La concentration d'Al, de Ti et de résidus insolubles dans l'acide (*Acid Insoluble Residues* ou AIR) a été mesurée dans le sol des cours d'école où ces enfants jouent et dans leurs fèces. Le poids sec des fèces a été estimé à 10 g/jour. Les auteurs ont aussi eu recours à un groupe témoin de six enfants alités et hospitalisés, représentant des enfants qui avaient un accès limité au sol. Toutefois, la concentration des traceurs dans les médicaments n'a pas été prise en compte, et les résidus insolubles dans l'acide n'ont pas été mesurés chez ce groupe d'enfants. Par ailleurs, les auteurs se sont servis d'une méthode appelée traceurs limitants (*Limiting Tracers Method* ou LTM), qui se base sur la prémisse que la quantité maximale de sol ingérée par les enfants correspond à l'estimation la plus faible de tous les traceurs. Un résumé de cette étude est montré dans le tableau 27.

Bien que l'utilisation d'un groupe témoin pour estimer l'ingestion de sol soit intéressante, des paramètres importants, comme la mesure de la concentration de traceurs dans la nourriture et dans les médicaments, n'ont pas été pris en compte.

Tableau 27 Quantités de sol et de poussières intérieures ingérées par des enfants de 2 à 4 ans selon Clausing et al. (1987)

Ingestion moyenne de sol (mg/jour)	Al	Ti	AIR	Traceurs limitants - LTM ^A
Chez les 64 enfants	232	1 431	129	105
Chez les 6 enfants hospitalisés	56	2 293		49
Estimée				56

^A L'utilisation des traceurs limitants laisse présumer que la quantité maximale de sol ingérée correspond à l'estimation la plus faible de tous les traceurs.

- **Calabrese et al. (1989)**

Cette étude a mesuré la concentration de 8 traceurs dans la nourriture, dans le sol et dans les fèces de 64 enfants âgés de 1 à 4 ans provenant d'un milieu favorisé (famille de 2 parents et où les parents étaient très scolarisés) du Massachusetts. Une première étude concernant l'exposition volontaire d'adultes à des quantités connues de sol avait auparavant permis de déterminer que l'Al, le Si et l'Y étaient les meilleurs traceurs parce qu'ils étaient les plus récupérables. Par la suite, les concentrations des huit traceurs ont été mesurées dans un duplicata de toute la nourriture ingérée par les enfants, dans leur urine et toutes leurs fèces, dans le sol de chaque cour et de chaque garderie ainsi que dans la poussière intérieure de la maison de chaque enfant. Le temps que les enfants ont passé à l'intérieur et à l'extérieur a été noté. De plus, la concentration des traceurs dans les médicaments et les autres produits (pâte dentifrice) était prise en considération. L'étude s'est déroulée durant huit jours répartis sur deux semaines durant les mois de septembre et d'octobre.

L'avantage de cette étude : elle tient compte de la concentration des traceurs dans la nourriture et dans les médicaments, et le choix des traceurs a été validé chez les adultes. Un résumé de cette étude est présenté au tableau 28.

Tableau 28 Quantités de sol et de poussières intérieures ingérées par des enfants de 1 à 4 ans selon Calabrese *et al.* (1989)

Quantités de sol et de poussières intérieures ingérées (mg/jour)	Al	Ba	Mn	Si	Ti	V	Y	Zr
Moyenne	153	32	-294	154	218	459	85	21
Médiane	29	-37	-261	40	55	96	9	16
95 ^e centile	223	283	788	276	1 432	1 903	106	110

- **Van Wijnen *et al.* (1990)**

Cette étude hollandaise, réalisée en deux périodes – soit au début et à la fin de l'été, a porté sur des enfants de 1 à 5 ans provenant de garderies et de terrains de camping ainsi que sur un groupe témoin d'enfants alités et hospitalisés. L'étude de Clausen *et al.* (1987) en était l'étude-pilote, et la méthodologie utilisée ici est très semblable, à la différence que le poids sec des fèces a été estimé à 15 g/jour. Les traceurs utilisés étaient l'Al, le Ti et les AIR. L'estimation définitive provient de la méthode des traceurs limitants (LTM).

L'intérêt de cette étude est qu'elle fournit des données pour des enfants dont l'exposition est typique et l'ingestion élevée. Toutefois, l'apport de traceurs par l'entremise de la nourriture n'a pas été pris en considération. Un résumé des résultats de cette étude est présenté au tableau 29.

Tableau 29 Quantités de sol et de poussières intérieures ingérées par des enfants de 1 à 5 ans selon Van Wijnen *et al.* (1990)

Groupe	Âge (ans)		LTM ^A			
			Moyenne géométrique (mg/jour)		Moyenne (mg/jour)	Médiane (mg/jour)
Garderie (1 ^{re} période)	1-2	108	33-88	69	103	111
	> 3	115	12-62			
Garderie (2 ^e période)	1-2	104	0-19			
	> 3	70	0-29			
Terrains de camping	< 3	20	150-200	120	213	160
	> 3	51	31-81			

^A L'utilisation des traceurs limitants laisse présumer que la quantité maximale de sol ingérée correspond à l'estimation la plus faible de tous les traceurs.

- **Davis et al. (1990)**

Dans une étude menée durant 7 jours auprès de 104 enfants âgés de 2 à 7 ans du sud de l'État de Washington, Davis *et al.* (1990) ont analysé l'Al, le Si et le Ti dans les fèces, l'urine, le duplicata de la nourriture, le sol et les poussières intérieures. Les quantités de sol ingérées étaient très variables (surtout celles basées sur le Ti) et sont présentées au tableau 30.

Tableau 30 Quantités de sol et de poussières intérieures ingérées par des enfants de 2 à 7 ans selon Davis et al. (1990)

Quantité ingérée	Al (mg/jour)	Si (mg/jour)	Ti (mg/jour)
Moyenne	39 ^A (64) ^B	82 (160)	246 (268)
Médiane	25 (52)	59 (112)	81 (116)

^A Quantité de sol et de poussières ingérée, basée sur la concentration dans les sols.

^B Quantité de sol et de poussières ingérée, basée sur la concentration dans les sols et les poussières intérieures et ajustée en fonction de la proportion de temps passé à l'intérieur et à l'extérieur.

- **Thompson et Burmaster (1991)**

Ces auteurs ont repris les données de Binder *et al.* (1986), mais ils ont employé une mesure de 7,5 g/jour, qui est un poids plus représentatif pour les fèces. Un résumé de leurs estimations est présenté au tableau 31.

Tableau 31 Quantité de sol et de poussières intérieures ingérée par des enfants de 1 à 3 ans selon Thompson et Burmaster (1991)

Ingestion	Al (mg/jour)	Si (mg/jour)	Ti (mg/jour)	Moyenne de Al et Si (mg/jour)
Moyenne	97	85	1 004	91

- **Stanek et Calabrese (1991)**

et

- **Calabrese et Stanek (1991)**

Les auteurs ont élaboré un modèle qui permet de prédire les valeurs de récupération des traceurs dans les différentes études d'ingestion de sol. Ils ont ensuite revu quatre études d'ingestion de sol à la lumière des forces et des faiblesses du devis ou de la mise en application de ce dernier ainsi que de la nouvelle méthodologie d'estimation de la récupération des traceurs dans les sols. Ils ont conclu que les estimations des quantités de sol ingérées de Binder *et al.* (1986), de Clausen *et al.* (1987) et de Van Wijnen *et al.* (1990) ne pouvaient pas être utilisées compte tenu des limites méthodologiques associées à ces études. Quant à celles de Calabrese *et al.* (1989) et de Davis *et al.* (1990), elles permettaient d'obtenir des évidences quantitatives. Toutefois, en tenant compte des niveaux de détection de traceurs lors de l'ingestion de sol, le Zr, le Ti et possiblement l'Al apparaissaient comme étant les traceurs les plus fiables. Le Ti semble maintenant plus fiable en particulier parce que, même s'il était peu récupéré lors de l'étude chez les adultes, le taux de récupération de ce traceur est meilleur chez les enfants. Les résultats de Davis *et al.* (1990) étaient toutefois

moins fiables. Le tableau 32 montre les quantités de sol et de poussières intérieures estimées par le modèle de Stanek et Calabrese.

Tableau 32 Quantités de sol et de poussières intérieures ingérées par des enfants selon Calabrese et al. (1989) et revues par Stanek et Calabrese (1991)

Quantité ingérée (mg/jour)	Al	Ba	Mn	Si	Ti	V	Y	Zr
Moyenne	153	32	-294	154	218	459	85	21
Médiane	29	-37	-261	40	55	96	9	16
95 ^e centile	223	283	788	276	1 432	1 903	106	110

- **Finley et al. (1994)**

Dans cet article, les auteurs ont eu recours aux données d'ingestion de sol de Calabrese et al. (1989) basées sur le Zr (Calabrese et Stanek, 1991) parce qu'ils les considéraient comme les plus précises. Ils ont construit une distribution cumulative de l'ingestion de sol chez les enfants à partir, entre autres, de la moyenne (21 mg/jour), de la médiane (16 mg/jour) et du 95^e centile (110 mg/jour).

- **Sedman et Mahmood (1994)**

Ces auteurs ont considéré les études de Calabrese et al. (1989) et de Davis et al. (1990). À l'aide de différents tests statistiques, ils ont retenu les traceurs les plus fiables. Puis, ils ont ajusté la quantité moyenne de sol ingérée par un enfant de 2 ans (220 mg/jour pour l'étude de Calabrese et al. (1989) et de 170 mg/jour pour l'étude de Davis et al. (1990). Pour terminer, ils ont recommandé d'utiliser une quantité d'ingestion de sol prudente pour un jeune enfant de 250 mg/jour.

- **Stanek et Calabrese (1995)**

Les auteurs ont de nouveau réévalué les données de l'étude de Calabrese et al. (1989). À partir des nouvelles quantités de sol et de poussières intérieures ingérées, estimées à partir de chaque traceur, une estimation pour l'ensemble des traceurs a été réalisée. De plus, la médiane a été déduite pour l'ensemble des 365 jours de l'année, soit 75 mg/jour.

Tableau 33 Quantités de sol et de poussières ingérées par des enfants de 1 à 4 ans selon Calabrese et al. (1989) et revues par Stanek et Calabrese (1995)

Ingestion de sol (mg/jour)	Tous les traceurs	Al	Ba	Mn	Si	Ti	V	Y	Zr
Moyenne	179	122	655	1 053	139	271	112	165	23
Médiane	45	19	65	121	32	31	47	15	15

- **Calabrese et Stanek (1995)**

Dans ce texte, les auteurs déterminent les différentes sources possibles d'erreurs positives et négatives sur les estimations de Calabrese *et al.* (1989). L'étude indique que l'Al, le Si et le Y sont les traceurs les plus dignes de confiance pour l'estimation de l'ingestion de sol par les enfants; après avoir identifié le Ti et le Zr comme étant les traceurs les plus fiables (Stanek et Calabrese, 1991; Calabrese et Stanek, 1991), ils reviennent aux traceurs jugés les plus fiables au départ (Calabrese *et al.*, 1989).

Tableau 34 Quantité de sol et de poussières ingérée par des enfants de 1 à 4 ans selon Calabrese *et al.* (1989) ajustée par Stanek et Calabrese (1995)

Ingestion de sol (mg/jour)	Al	Si	Ti	V	Y	Zr
Moyenne ajustée	136	133	208	148	97	113

- **Sheppard (1995)**

Sheppard a revu deux types d'études : celles basées sur la mesure de traceurs (Binder *et al.*, 1986; Clausen *et al.*, 1987; Davis *et al.*, 1990; Calabrese *et al.*, 1989, 1990; van Wijnen *et al.*, 1990) et celles basées sur le type d'activités et la durée d'exposition à ces activités (Hawley, 1985). Compte tenu de la distribution log-normale des données, il a proposé d'utiliser des moyennes géométriques. La quantité moyenne de sol ingérée par les enfants de moins de 6 ans est estimée à 100 mg/jour, alors que celle ingérée par les enfants de plus de 6 ans et par les adultes est estimée à 20 mg/jour.

- **Calabrese *et al.* (1997)**

Une étude d'estimation de l'ingestion de sol a été menée au cours du mois de septembre chez 64 enfants âgés de 1 à 4 ans résidant sur le site Superfund Anaconda au Montana. Cette étude, réalisée sur des sols contaminés, a mesuré huit traceurs dans un duplicata de nourriture, dans les fèces et dans le sol des trois endroits les plus fréquentés par les enfants ainsi que dans les poussières intérieures. Des produits de toilette à faible concentration de traceurs ont été fournis aux familles. La méthodologie « bilan de masse » employée permettait de réduire les erreurs positives et négatives et améliorait la récupération des traceurs. Le tableau 35 présente les résultats de cette étude.

Tableau 35 Quantités de sol et de poussières intérieures ingérées par des enfants de 1 à 4 ans selon Calabrese *et al.* (1997)

Quantité ingérée	Méthode du meilleur traceur			Méthode de la médiane des 4 meilleurs traceurs		
(mg/jour)	sol	poussières	sol + poussières	sol	poussières	sol + poussières
Moyenne	66	127	193	7	16	23
50 ^e centile	20	27	47	< 1	< 1	< 1

- **Walker et Griffin (1998)**

Les auteurs ont utilisé un modèle d'estimation de l'exposition afin de prédire les concentrations urinaires d'arsenic des enfants habitant près du site Superfund Anaconda au Montana. Ces concentrations prédites ont été comparées aux concentrations mesurées chez des enfants vivant à proximité de ce site. Pour ce faire, les concentrations d'arsenic dans le sol, dans les poussières intérieures et dans l'alimentation; les quantités ingérées par les individus sur le site; les taux d'absorption de l'arsenic ainsi que les concentrations urinaires d'arsenic ont été utilisés. Dans cet article, les auteurs font référence aux données d'ingestion de sol et de poussières de Calabrese et Stanek (1993) indiquées dans le tableau 36.

Tableau 36 Quantités de sol et de poussières intérieures ingérées par des enfants selon Calabrese et Stanek (1993)

Quantités de sol et de poussières intérieures ingérées (mg/jour)	Médiane	Moyenne	90 ^e centile	Étendue
Meilleur traceur	51	117	277	0-899
Quatre meilleurs traceurs	39	83	273	0-515

Dans leur modèle, les auteurs ont employé des valeurs d'exposition, qui représentaient la tendance centrale et le maximum raisonnable (désigné pour représenter le 90^e-98^e centile cumulatif de la population). L'utilisation de la valeur de tendance centrale (soit 100 mg/jour d'ingestion de sol et de poussières intérieures) était en accord avec les concentrations urinaires mesurées. Les auteurs avaient présumé que 55 % du sol et des poussières intérieures provenaient des poussières intérieures et 45 % du sol. Le modèle de la U.S. EPA prévoit qu'en l'absence de données la biodisponibilité doit être fixée à 100 %. Ils ont utilisé une biodisponibilité pour l'arsenic de 26 % dans les poussières intérieures et de 18 % dans le sol.

- **Stanek et Calabrese (2000)**

En vue de diminuer la variabilité et l'incertitude associées aux valeurs de Calabrese *et al.* (1997), les auteurs ont réutilisé ces données. Ils ont procédé à la mesure de bilans de masse d'éléments-traces dans les fèces de 64 enfants âgés de 1 à 4 ans demeurant sur un site contaminé, et ils y ont appliqué des procédures statistiques afin de sélectionner de manière plus sévère les données valides et, conséquemment, d'éliminer de manière plus efficace les données aberrantes (*outliers*). De plus, ils ont utilisé les données mesurées chez les sujets durant une période de 7 jours et les ont extrapolées par procédures statistiques pour estimer des taux d'ingestion de sol sur des périodes plus longues (30 jours, 90 jours, 1 an), périodes pour lesquelles la variabilité des taux d'ingestion diminue. Ils ont ainsi généré un taux moyen d'ingestion sur 7 jours de 31 mg/jour avec une médiane de 17 mg/jour. Le 95^e centile de la distribution des taux d'ingestion quotidiens sur sept jours était de 133 mg/jour. Pour des périodes de 30, de 90 et de 365 jours, la valeur obtenue était respectivement de 112, de 108 et de 106 mg/jour pour les 3 périodes. Les auteurs ont ainsi fait ressortir qu'en raison d'une variabilité plus grande lorsque les évaluations sont faites sur une plus courte période, il convient d'utiliser une valeur d'environ 25 % plus élevée si on évalue une exposition par ingestion de sol lors de périodes courtes (7 jours) par rapport à une période chronique de 1 an.

- **Stanek et al. (2001)**

Les auteurs ont traité les données de Calabrese *et al.* (1997) par la technique de rééchantillonnage (*bootstrapping*), et ils ont estimé l'incertitude sur la distribution des valeurs obtenues. Cette nouvelle distribution de Stanek *et al.* (2001) a été insérée dans une cellule Excel et a été multipliée par la valeur de cette dernière cellule par 1 dans une cellule voisine. Par simulation de Monte Carlo, une distribution du résultat de cette multiplication a été obtenue dans la cellule voisine. Le résultat obtenu donne une distribution dont la moyenne est de $52,8 \pm 32,1$ mg/jour, la médiane de 44,8 mg/jour et le 95^e centile de 114,7 mg/jour.

- **Davis et Mirick (2006)**

Les auteurs ont utilisé la méthode du bilan de masse des traceurs aluminium, titanium et silice afin d'estimer et de comparer les taux d'ingestion de sol des membres de 19 familles chez qui des échantillons de sol, de poussières, de nourriture solide et liquide ainsi que de selles ont été prélevés durant une période de 11 jours. Les résultats obtenus par les auteurs sont présentés dans le tableau 37.

Tableau 37 Calcul des taux d'ingestion de sol selon Davis et Mirick (2006)

Sujet (n) ^A	Élément	Ingestion moyenne de sol estimée (mg/jour) ^B			
		Moyenne	Médiane	Écart-type	Maximum
Enfant (12)	Aluminium	36,7	33,3	35,4	107,9
	Silice	38,1	26,4	31,4	95,0
	Titanium	206,9	46,7	277,5	808,3
Mère (16)	Aluminium	92,1	0	218,3	813,6
	Silice	23,2	5,2	37,0	138,1
	Titanium	359,0	259,5	421,5	1 394,3
Père (17)	Aluminium	68,4	23,2	129,9	537,4
	Silice	26,1	0,2	49,0	196,8
	Titanium	624,9	198,7	835,0	2 899,1

^A Nombre de sujets sur lesquels sont basés les résultats, c'est-à-dire ceux qui ont fourni des échantillons complets de selles ainsi que des données complètes d'ingestion d'aliments.

^B Dans le cas où l'excrétion de traceurs dans les selles était plus petite que ce qui avait été estimé comme étant ingéré, cela pourrait théoriquement engendrer une « ingestion négative » de sol. Dans ce cas, en pratique, la valeur de 0 a été retenue pour le calcul des moyennes.

Ces résultats tendent à confirmer l'ordre de grandeur des valeurs d'ingestion de sol relevées dans les études précédentes chez les enfants, mais ils montrent des valeurs plus élevées que ce qui est généralement observé chez les adultes. Toutefois, le nombre réduit d'individus sur lesquels porte cette étude ne permet pas de justifier un changement dans les valeurs attribuées généralement aux adultes. Cependant, l'étude confirme la très grande variabilité du paramètre d'ingestion de sol selon les mesures effectuées. De même, les auteurs expliquent les niveaux élevés d'ingestion de sol évalués à partir du titane par l'utilisation du dentifrice dont le contenu en traceurs n'a pas été évalué quantitativement, mais dont on sait qu'il comprend du titane.

Le tableau 38 présente un résumé des principales études sur l'ingestion de sol et de poussières intérieures chez les enfants.

Tableau 38 Résumé des quantités de sol et de poussières intérieures ingérées par les enfants selon différentes études

Études	Al	Si	Ti	Y	Zr	Minimum ^A	LTM ^B	Meilleur traceur	Quatre meilleurs traceurs	Général	Tous les traceurs
Moyennes											
Binder <i>et al.</i> (1986)	181	184	1 834			108					
Clausing <i>et al.</i> (1987)							56				
Calabrese <i>et al.</i> (1989)	153	154		85							
Van Wijnen <i>et al.</i> (1990)							103 ^C 213 ^D				
Davis <i>et al.</i> (1990)	39 (64) ^E	82 (160)	246 (268)								
Thompson et Burmaster (1991)	97	85	1 004								
Stanek et Calabrese (1991) Calabrese et Stanek (1991)	153		218		21						
Finley <i>et al.</i> (1994)					21						
Sedman et Mahmood (1994)										170 220	
Stanek et Calabrese (1995)											179

Tableau 38 Résumé des quantités de sol et de poussières intérieures ingérées par les enfants selon différentes études (suite)

Études	Al	Si	Ti	Y	Zr	Minimum ^A	LTM ^B	Meilleur traceur	Quatre meilleurs traceurs	Général	Tous les traceurs
Moyennes (suite)											
Calabrese et Stanek (1995)	136	133		97							
Sheppard (1995)										100	
Calabrese <i>et al.</i> (1997)								193	23		
Walker et Griffin (1998)								117	83		
Stanek et Calabrese (2000)										31	
Stanek <i>et al.</i> (2001)										53	
Davis et Mirick (2006)	37	38	207								
Médianes											
Binder <i>et al.</i> (1986)	121	136	618			88					
Calabrese <i>et al.</i> (1989)	29	40		9							
Van Wijnen <i>et al.</i> (1990)							111 ^C 160 ^D				

Tableau 38 Résumé des quantités de sol et de poussières intérieures ingérées par les enfants selon différentes études (suite)

Études	Al	Si	Ti	Y	Zr	Minimum ^A	LTM ^B	Meilleur traceur	Quatre meilleurs traceurs	Général	Tous les traceurs
Médianes (suite)											
Davis <i>et al.</i> (1990)	25 (52) 6	59 (112)	81 (116)								
Stanek et Calabrese (1991)	29		55		16						
Finley <i>et al.</i> (1994)					16						
Stanek et Calabrese (1995)											15
Walker et Griffin (1998)								51	39		
Brochu et Brodeur (1998)										13–29 ^F 20–61 ^G	
Stanek et Calabrese (2000)										17	
Stanek <i>et al.</i> (2001)										45	
Davis et Mirick (2006)	33	26	47								

^A Basé sur la concentration minimale des trois traceurs.

^B L'utilisation des traceurs limitants permet de présumer que la quantité maximale de sol ingérée correspond à l'estimation la plus faible de tous les traceurs.

^C Chez les enfants en garderie.

^D Chez les enfants fréquentant un terrain de camping.

^E Tendances centrales utilisées.

^F Ajusté en fonction de la proportion du temps passé à l'intérieur et à l'extérieur.

^G Ingestion de poussières intérieures.

6.2 Résumé des principales études d'ingestion de sol et de poussières intérieures chez les adultes

• Calabrese *et al.* (1990)

Les résultats d'une étude d'ingestion de sol réalisée auprès des adultes ayant participé à l'étude de Calabrese *et al.* (1989) ont été publiés en 1990. Comme les quantités de traceurs contenues dans le sol volontairement ingéré et dans la nourriture étaient connues, il était possible d'estimer la quantité de sol ingérée à partir des analyses faites dans les fèces et dans l'urine. L'étude s'est déroulée durant trois semaines.

Cette étude est intéressante parce qu'il y en a peu portant sur l'ingestion de sol chez les adultes. Elle ne concerne toutefois que six adultes, et le devis de l'étude n'était pas destiné à ce propos. Le tableau 39 présente un résumé des résultats observés.

Tableau 39 Quantités de sol et de poussières intérieures ingérées par des adultes selon Calabrese *et al.* (1990)

Quantité ingérée (mg/jour)	Al	Ba	Mn	Si	Ti	V	Y	Zr
Moyenne	77	770	828	5	377	448	53	22
Médiane	57	158	754	1	211	415	65	-4

• Stanek *et al.* (1997)

Une étude-pilote a été réalisée chez dix adultes afin de déterminer la quantité de sol qu'ils avaient ingérée. Une méthodologie semblable à celle de Calabrese *et al.* (1990) a été suivie : les adultes ont ingéré volontairement des quantités connues de sol contenant des traceurs, et la mesure des traceurs a été faite dans un duplicata de nourriture, dans les sols et les poussières intérieures des maisons ainsi que dans toutes les fèces. Les auteurs ont estimé que la quantité moyenne de poussières ingérée chez les adultes, à partir de la médiane des quatre meilleurs traceurs parmi l'Al, le Si, le Ti, le Y et le Zr, était de 10 mg/jour.

6.3 Proportion de sol et de poussières intérieures ingérée par les enfants

• Stanek et Calabrese (1992)

À partir de l'étude de Calabrese *et al.* (1989), Stanek et Calabrese (1992) ont utilisé quatre approches pour estimer la proportion de sol et de poussières intérieures ingérée par les enfants. Ils ont favorisé une approche basée sur le ratio des concentrations des différents traceurs. Selon ces auteurs, il s'agit d'une méthode efficace, spécialement dans les cas où l'ingestion de sol ou de poussières intérieures est élevée. Ils ont estimé que 49,2 % des traceurs fécaux résiduels provenaient de l'extérieur (avec un écart-type de 29,2 %). De là, on peut déduire que 50 % des particules ingérées sont en provenance de l'intérieur et 50 %, de l'extérieur.

• **Calabrese et Stanek (1992)**

Les auteurs ont repris l'étude de Calabrese *et al.* (1989), et, à partir des concentrations des huit éléments-traces mesurées dans le sol et dans les poussières intérieures, ils ont estimé que 31 % des poussières intérieures provenaient du sol extérieur. Dans l'étude de Calabrese *et al.* (1989), les concentrations médianes d'Al, de Ti et de Zr (maintenant les traceurs les plus fiables depuis les études de Stanek et Calabrese, 1991 et de Calabrese et Stanek, 1991) étaient de 29, de 55 et de 16 mg/jour parce que les auteurs avaient présumé que 50 % de l'excès des traceurs fécaux provenait du sol extérieur. En utilisant maintenant la proportion de 31 % des poussières intérieures issues du sol extérieur, on obtient qu'environ 15 % des particules ingérées à l'intérieur viennent des résidus du sol extérieur. Par conséquent, les auteurs ont estimé que 65 % de l'excès des traceurs fécaux provient du sol (c'est-à-dire 50 % depuis l'extérieur et 15 % depuis l'intérieur), alors que le 35 % restant venait d'autres sources intérieures (ex. : peau, poils d'animaux, dégradation des meubles, etc.). Ainsi, les quantités médianes de sol uniquement ingérées seraient respectivement de 19, de 36 et de 10 mg/jour pour l'Al, le Ti et le Zr.

6.4 Ingestion de sol utilisée par des organismes de santé

Au cours des années, plusieurs organismes ont émis des recommandations en ce qui concerne les quantités de sol et de poussières intérieures ingérées (Santé et Bien-être social Canada, 1994; CCME, 1996; U.S. EPA, 1997). Le tableau 40 montre les différentes valeurs recommandées par ces organismes.

Tableau 40 Quantités de sol et de poussières ingérées selon différents organismes

Auteurs	Population visée	Quantités de sol et de poussières intérieures ingérées (mg/jour)
Santé et Bien-être social Canada (1994) ^{A,B}	< 6 mois	35
	7 mois à 4 ans	50
	5 à 11 ans	35
	> 12 ans	20
CCME (1996) ^{A,C}	< 6 mois	20
	7 mois à 4 ans	80
	> 5 ans	20
EPA (1997) ^C	Enfants	100 (moyenne) 200 (estimation conservatrice de la moyenne) 400 (limite supérieure)
	Adultes	10 000 (pica) ^D 50

^A Valeurs moyennes pour l'ensemble de la population canadienne.

^B Ingestion de terre.

^C Ingestion de sol extérieur et de poussières intérieures.

^D Étude basée sur un seul enfant ayant un comportement pica.

6.5 Proposition retenue

Comme on peut le constater, les quantités de sol et de poussières intérieures ingérées peuvent varier beaucoup d'un auteur à l'autre. En se basant sur les valeurs moyennes suggérées par les différentes études portant sur les enfants (tableau 38) et les adultes (section 5.2) ainsi que sur les valeurs recommandées par différents organismes (tableau 40), les valeurs suivantes (tableau 41) sont suggérées pour les évaluations du risque.

Tableau 41 Quantités de sol et de poussières intérieures retenues

Population	Quantités de sol et de poussières intérieures ingérées (mg/jour)	
	Valeur déterministe	Distribution log-normale (médiane; 95 ^e centile)
Enfants de < 0,5 an	20	1; 35
Enfants de 0,5 à 5 ans	85	30; 115
Enfants de 5 à < 12 ans	35	15; 75
Enfants de 12 à < 20 ans	20	1; 35
Adultes de 20 ans et +	20	1; 35
Travailleurs œuvrant à l'intérieur	20	1; 35
Travailleurs œuvrant à l'extérieur (industrie ou agriculture)	85	30; 115

En ce qui concerne les données sur les distributions de valeurs requises pour une évaluation probabiliste de l'exposition, peu sont disponibles mis à part pour le groupe des 0,5 à 4 ans. Pour ce dernier cependant, il est possible de recommander l'utilisation des données de Stanek *et al.* (2001). Ainsi, en appliquant à l'aide du logiciel Cristal Ball™ la fonction « meilleur ajustement » (*best-fit*) pour décrire la fonction de probabilité issue des données de Stanek *et al.* (2001), on obtient une distribution « valeurs extrêmes » au paramètre d'échelle de 27,06 avec la valeur la plus probable de 16,89. Toutefois, avec le recours à une distribution de cette forme, il est difficile d'extrapoler pour d'autres classes d'âges. En évaluant le « meilleur ajustement » selon le test du khi carré pour les mêmes données, mais en excluant les centiles présentant des valeurs négatives d'ingestion de sol (pour suivre la logique de ce qui est observé sur le terrain), une distribution log-normale avec une moyenne de 38 ± 42 mg/jour est obtenue. Cet ajustement est également le troisième meilleur selon les tests Anderson-Darling et Kolmogorov-Smirnov. C'est donc la distribution sur laquelle il est proposé de s'appuyer. Toutefois, Stanek *et al.* (2001) ont expliqué que les médianes sont plus stables et moins sujettes aux variations que les moyennes. Il serait donc préférable d'utiliser la médiane (26 mg/jour) et le 95^e centile (112 mg/jour) de la distribution déduite. En raison de l'incertitude que suscitent les études portant sur l'ingestion de sol en général d'une part, et considérant que l'étude de Stanek *et al.* (2001) prétend avoir réduit de manière importante cette incertitude d'autre part, et pour des raisons pratiques, il est suggéré d'employer une distribution log-normale définie par une médiane et un 95^e centile de respectivement 30 et 115 mg/jour.

Pour ce qui est du taux d'ingestion de particules chez les adultes, la seule étude qui permet d'en proposer un est celle de Stanek *et al.* (1997). Ces auteurs ont évalué le taux d'ingestion chez 10 adultes pendant 4 semaines. Ils proposent, à partir des 4 meilleurs traceurs, une distribution log-normale ayant une moyenne de 10 mg/jour et un écart-type de 94 mg/jour. La même distribution est proposée pour les travailleurs œuvrant à l'intérieur. Par simulation de Monte Carlo, la médiane et le 95^e centile de cette distribution ont été obtenus, soit 1 et 35 mg/jour.

Étant donné qu'aucune enquête n'a été réalisée afin d'estimer les taux d'ingestion de particules chez les 0 à 0,5 an et les 5 à 19 ans, des distributions hypothétiques sont proposées pour ces classes d'âges. La distribution pour la classe d'âges des 12 à 19 ans est la même que celle des adultes, tandis que celle pour la classe d'âges des 5 à 11 ans est constituée du milieu de l'étendue entre la distribution des adultes et celle des 7 mois à 4 ans, soit une médiane de 15 mg/jour et un 95^e centile de 75 mg/jour. Cette approche de « milieu d'étendue » a déjà été proposée par Santé Canada pour fixer les valeurs déterministes des taux d'ingestion de sol chez les 5 à 19 ans (Santé et Bien-être social Canada, 1994). Pour ce qui est des nourrissons, classe d'âges pour laquelle les activités en contact avec le sol sont extrêmement limitées, la moyenne des taux d'ingestion de sol et de poussières intérieures est la même que celle des adultes. Cependant, afin d'éviter des valeurs extrêmes pour un nourrisson, il apparaît raisonnable de limiter cette distribution à 100 mg/jour pour les valeurs supérieures. Enfin, la même distribution est proposée pour les travailleurs œuvrant à l'intérieur, puisque ce sont des adultes. Toutefois, pour les travailleurs extérieurs, puisque leur emploi les amène à être beaucoup plus en contact avec le sol et les poussières que les autres adultes, l'emploi de la distribution des enfants les plus exposés, soit les 0,5 à 4 ans, est proposé à défaut de trouver d'autres distributions plus représentatives.

En ce qui concerne les valeurs déterministes, la valeur de 20 mg/jour pour les enfants de moins de 6 mois a été choisie selon la recommandation du CCME (1996), puisque ces enfants ont généralement peu accès au sol et aux poussières intérieures provenant du sol de la maison. Pour les enfants de 6 mois à 4 ans, la valeur de 85 mg/jour, soit l'âge où ceux-ci sont les plus susceptibles d'être en contact avec le sol et les poussières intérieures de façon importante, a été retenue. Cette valeur représente un intermédiaire entre les valeurs suggérées par les différentes études chez les enfants et les recommandations de la U.S. EPA (1997) de 100 et de 200 mg/jour définies comme étant respectivement des estimations raisonnables et prudentes de la moyenne. En effet, les études les plus récentes situent la moyenne entre 30 et 50 mg/jour. De plus, la valeur de 85 mg/jour se situe à presque un écart-type au-dessus de la valeur moyenne obtenue par l'application d'une distribution log-normale pour décrire les données de Stanek *et al.* (2001) – voir ci-dessus, mais sans dépasser cet écart-type. Cette valeur apparaît donc comme étant une estimation relativement prudente du taux d'ingestion de sol et de poussières chez ces enfants. Pour les enfants de 5 à 11 ans, il est suggéré d'utiliser la valeur de 35 mg/jour proposée par Santé et Bien-être social Canada (1994) afin de tenir compte de leur niveau et leur type d'activités qui, sans être ceux de la classe d'âges des 0,5-4 ans, sont plus importants que ceux des adolescents et des adultes. Pour ce qui est des jeunes de 12 à 18 ans, des adultes et des travailleurs œuvrant à l'intérieur, il est proposé d'employer la valeur de 20 mg/jour comme le CCME (1996) l'a proposé. Enfin, il est présumé que les travailleurs œuvrant à l'intérieur ont

le même taux d'ingestion de sol que les autres adultes. Toutefois, afin de tenir compte de l'exposition plus importante des travailleurs œuvrant à l'extérieur en industrie ou en milieu agricole, l'utilisation d'une valeur moyenne de 85 mg/jour est recommandée. En effet, dans son document (U.S. EPA, 1997), la U.S. EPA souligne que de nombreuses évaluations du risque réalisées par elle estimaient des valeurs de 50 mg/jour pour des scénarios industriels et de 100 mg/jour pour des scénarios en milieu agricole.

Il faut noter que toutes les valeurs déterministes proposées se situent environ à mi-chemin entre le 50^e et le 95^e centiles des distributions suggérées, ce qui apparaît comme étant raisonnablement prudent. Ce choix se justifie si on considère la grande incertitude entourant l'ampleur de l'ingestion de sol chez les individus, particulièrement chez les enfants de 0,5 à < 5 ans, et ce, même en se servant des plus récentes techniques d'évaluation. Il est également important de souligner que les valeurs proposées ici sont définies pour évaluer l'exposition chronique. Toutefois, suivant la recommandation de Stanek et Calabrese (2000), il est suggéré d'augmenter ces valeurs de 25 % dans l'éventualité où une estimation d'une exposition par ingestion de sol à court terme, sur quelques jours par exemple, est effectuée.

Il n'existe pas beaucoup d'études visant à déterminer la proportion de sol et de poussières intérieures ingérée. L'analyste devrait donc présumer que 65 % de la quantité ingérée est constituée de sol et 35 % de poussières intérieures d'une autre origine que le sol, et ce, tant pour les enfants que pour les adultes. Chez les travailleurs œuvrant à l'extérieur, la proportion de sol ingérée devrait être plus importante.

Comme l'ingestion de sol dépend de la saison, l'analyste devrait considérer que, durant environ 5 mois, le sol extérieur est couvert de neige et n'est pas accessible. Durant ces mois, seules les poussières intérieures devraient être prises en compte pour l'estimation de l'exposition des individus.

RÉFÉRENCES

- Allan, M., (1995). *Probabilistic assessment of 24-hour breathing rates*. Calgary : Cornerstone Engineering and Consulting Inc. Préparé pour Santé Canada. (cité dans Richardson, 1997).
- Allan, M., Richardson G. M. et Jones-Otazo, H. (2008). Probability density functions describing 24-hour inhalation rates for use in human health risk assessments: an update and comparison. *Human and Ecological Risk Assessment*, 14, 372-391.
- Arcus-Arth, A. et Blaisdell, R. J. (2007). Statistical distributions of daily breathing rates for narrow age groups of infants and children. *Risk Analysis*, 27(1), 97-110.
- Binder, S., Sokal, D. et Maughan, D. (1986). Estimating soil ingestion: the use of tracer elements in estimating the amount of soil ingested by young children. *Archives of Environmental Health*, 41(6), 341-345.
- Brochu, P., Ducré-Robitaille, J. F., et Brodeur, J. (2006a). Physiological daily inhalation rates for free-living individuals aged 1 month to 96 years, using data from doubly labelled water measurements: a proposal for air quality criteria, standard calculations and health risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment*, 12, 675-701.

- Brochu, P., Ducre-Robitaille, J. F. et Brodeur, J. (2006b). Physiological daily inhalation rates for free-living pregnant and lactating adolescents and women aged 11 to 55 years, using data from doubly labelled water measurements for use in health risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment*, 12, 702-735.
- Brochu, P., Ducre-Robitaille, J. F. et Brodeur, J. (2006c). Physiological daily inhalation rates for free-living individuals aged 2.6 month to 96 years based on doubly labelled water measurements: comparison with time-activity-ventilation and metabolic energy conversion estimates. *Human and Ecological Risk Assessment*, 12, 736-761.
- Brochu, P. et Brodeur, J. (1998). Reference values for use in environmental exposure assesement of children 2 to 5 years old. *Risk Analysis*, mars 1998.
- Calabrese, E. J., Barnes, R., Stanek, E. J. 3rd, Pastides, H., Gilbert, C. E., Veneman, P. et al. (1989). How much soil do young children ingest: an epidemiologic study. *Regulatory of Toxicology and Pharmacology*, 10(2), 123-137.
- Calabrese, E. J. et Stanek, E. J. (1991). A guide to interpreting soil ingestion studies. II. Qualitative and quantitative evidence of soil ingestion. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 13(3), 278-292.
- Calabrese, E. J. et Stanek, E. J. (1992). What proportion of household dust is derived from outdoor soil? *Journal of Soil Contamination*, 1(3), 253-263.
- Calabrese, E.J., et Stanek, E.J. (1993). An improved method for estimating soil ingestion in children and adults. *Journal of Environmental Science and Health*, A28(2), 363-371.
- Calabrese, E. J. et Stanek, E. J. (1995). Resolving intertracer inconsistencies in soil ingestion estimation. *Environmental Health Perspectives*, 103(5), 454-457.
- Calabrese, E. J., Stanek, E. J., Gilbert, C. E. et Barnes, R. M. (1990). Preliminary adult soil ingestion estimates: results of a pilot study. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 12, 88-95.
- Calabrese, E. J., Stanek, E. J., Pekow, P. et Barnes, R. M. (1997). Soil ingestion estimates for children residing on a superfund site. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 36, 258-268.
- Caron, M., Levallois, P., Gingras, S., et Phaneuf, D. (2004a). *Étude sur la qualité de l'eau potable dans sept bassins versants en surplus de fumier et impacts potentiels sur la santé. Étude de consommation d'eau chez les nourrissons*. Institut national de santé publique du Québec.
- Caron, M., Levallois, P., Gingras, S., et Phaneuf, D. (2004b). *Étude sur la qualité de l'eau potable dans sept bassins versants en surplus de fumier et impacts potentiels sur la santé. Étude de consommation d'eau dans la population adulte*. Institut national de santé publique du Québec.
- Clausing, P., Brunekreff, B et Van Wijnen, J. H. (1987). A method for estimating soil ingestion by children. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 59(1), 73-82.

- Conseil canadien des ministres de l'environnement. Sous-comité sur les critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés. (1996). *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine*. Ottawa : Auteur.
- Davis, S. et Mirick, D.K. (2006). Soil ingestion in children and adults in the same family. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 16(1), 63-75.
- Davis, S., Waller, P., Buschom, R., Ballou, J. et White, P. (1990). Quantitative estimates of soil ingestion in normal children between the ages of 2 and 7 years: population based estimates using aluminum, silicon and titanium as soil tracer elements. *Archives of Environmental Health*, 45(2), 112-122.
- Ershow, A.G. et Cantor, K. P. (1989). *Total water and tap water intake in the United States: population-based estimates of quantiles and sources*. Life Sciences Research Office, Federation of American Societies for Experimental Biology. (Tiré de Richardson, 1997).
- Finley, B., Proctor, D., Scott, P., Harrington, N., Paustenbach, D. et Price, P. (1994). Recommended distributions for exposure factors frequently used in health risk assessment. *Risk Analysis*, 14(4), 533-553.
- Guévin, N. et al. (1996). *La consommation d'eau potable au Québec : rapport du projet pilote*. Centre de santé publique de Québec.
- Hawley, J. K. (1985). Assessment of health risk from exposure to contaminated soil. *Risk Analysis*, 5, 289-302.
- Institut national de santé publique du Québec. (2005). *Validation des critères B et C de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés – Protection de la santé humaine*. Auteur.
- Layton, D. W. (1993). Metabolically consistent breathing rates for use in dose assessments. *Health Physics*, 64(1), 23-26. (cité dans Finley et al., 1994).
- Leech, J. A., Nelson, W. C., Burnett, R. T., Aaron, S. et Raizenne, M. E. (2002). It's about time: a comparison of Canadian and American time-activity patterns. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 12, 427-432.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune. Direction des laboratoires. (1996). *Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques*. Auteur. (document non publié).
- Mongeau, L., Audet, N., Aubin, J. et Baraldi R. (2005). *L'excès de poids dans la population québécoise de 1987 à 2003*. Institut national de santé publique du Québec et Institut de la statistique du Québec.
- Richardson, G. M. (1997). *Compendium of Canadian human exposure factors for risk assessment*. O'Connor Associates Environmental Inc.

- Santé et Bien-être social Canada. (1994). *Loi canadienne sur la protection de l'environnement. L'évaluation du risque à la santé humaine des substances d'intérêt prioritaire*. Ottawa : Auteur.
- Santé et Bien-être social Canada. Direction de l'hygiène du milieu. (1981). *Consommation de l'eau du robinet au Canada* (rapport n° 82-DHM-80). Auteur.
- Sedman, R. M. et Mahmood, R. J. (1994). Soil ingestion by children and adults reconsidered using the results of recent tracer studies. *Journal of Air and Waste Management Association*, 44(2), 141-144.
- Sheppard, S. C. (1995). Parameter values to model the soil ingestion pathway. *Environmental Monitoring and Assessment*, 34, 27-44.
- Stanek, E.J. III, and Calabrese, E.J. (2000). Daily soil ingestion estimates for children at a Superfund site. *Risk Analysis*, 20(5), 627-635.
- Stanek, E. J. et Calabrese, E. J. (1995). Daily estimates of soil ingestion in children. *Environmental Health Perspectives*, 103(3), 276-285.
- Stanek, E. J. et Calabrese, E. J. (1992). Soil ingestion in children: outdoor soil or indoor dust. *Journal of Soil Contamination*, 1, 1-28.
- Stanek, E. J. et Calabrese, E. J. (1991). A guide to interpreting soil ingestion studies I. Development of a model to estimate the soil ingestion detection level of soil ingestion studies. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 13(3), 263-277.
- Stanek, E. J., Calabrese, E. J., Barnes, R. et Pekow, P. (1997). Soil ingestion in adults results of a second pilot study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 36, 249-257.
- Stanek, E. J., Calabrese, E. J., et Zorn, M. (2001). Soil ingestion distributions for Monte Carlo risk assessment in children. *Human and Ecological Risk Assessment*, 7(2), 357-368.
- Thompson, K. M. et Burmaster, D. E. (1991). Parametric distributions for soil ingestion by children. *Risk Analysis*, 11(2), 339-342.
- United States Environmental Protection Agency. (2008). *Child-specific exposure factors handbook* (EPA/600/R-06/096F. Washington, D.C. Auteur.
- United States Environmental Protection Agency. (2007). Metabolically-derived human ventilation rates: a revised approach based upon oxygen consumption rates. *Federal Register*, 72(15), 3135-3136.
- United States Environmental Protection Agency. Office of Water, Office of Science and Technology. (2004). *Estimated per capita water ingestion and body weight in the United States – An update* (Document no. EPA-822-R-00-001). Washington, D.C.: Auteur.
- United States Environmental Protection Agency. Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment. (1997). *Exposure factors handbook* (Volume 1, 2 and 3), Washington: Auteur. Récupéré du site de l'agence de <http://www.epa.gov/ncea/exposfac.htm>.

- Van Engelen, J. G. M. et Prud'homme de Lodder, L. C. H. (2007). *Non-food products: How to assess children's exposure?* (report 320005005/2007). Centre for Substances and Integrated Risk Assessment. Pays-Bas : National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), The Netherlands. RIVM.
- Van Wijnen, J. H., Clausen, P. et Brunekreef, B. (1990). Estimated soil ingestion by children. *Environmental Research*, 51, 147-162.
- Walker, S. et Griffin, S. (1998). Site-specific data confirm arsenic exposure predicted by the U.S. Environmental Protection Agency. *Environmental Health Perspectives*, 106(3), 133-139.

ANNEXE 3

PROCÉDURES DE GESTION DES RÉSULTATS DES ÉVALUATIONS DU RISQUE TOXICOLOGIQUE AU CANADA ET AUX ÉTATS-UNIS

PROCÉDURES DE GESTION DES RÉSULTATS DES ÉVALUATIONS DU RISQUE TOXICOLOGIQUE AU CANADA ET AUX ÉTATS-UNIS

1 GESTION DU RISQUE POUR LES SUBSTANCES PRODUISANT DES EFFETS TOXIQUES NON CANCÉRIGÈNES

L'approche visant à gérer le risque d'effets toxiques non cancérogènes est très semblable d'un organisme à l'autre. Elle consiste à diviser le seuil de toxicité (de préférence le NOAEL ou, à défaut, le LOAEL), tiré d'études épidémiologiques ou expérimentales, par des facteurs de sécurité afin de tenir compte de l'incertitude associée aux méthodes d'extrapolation (forte dose à faible dose, animal/humain, travailleurs/population générale, etc.) et à la variabilité interspécifique et intraspécifique.

C'est ainsi qu'au Canada des concentrations maximales acceptables (CMA) sont établies pour les substances chimiques présentes dans l'eau potable (Santé Canada, 2007). Ces CMA sont calculées à partir de l'apport quotidien tolérable (AQT) ne produisant pas d'effets sur un organe particulier, d'effets neuropathiques ou comportementaux, d'effets sur la procréation ou d'effets tératogènes. On a tenu compte de l'exposition des humains à d'autres sources que l'eau potable (par exemple exposition par l'air, la nourriture, les produits de consommation) en attribuant une partie de l'AQT à l'eau potable.

Pour leur part, les Services d'évaluation de la santé environnementale du Programme de la sécurité des milieux de Santé Canada (Santé Canada, 2004) ont élaboré une procédure d'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine dans le cadre de l'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux. Pour ce qui est des risques non cancérogènes, ils emploient un indice de risque qui se définit par le rapport suivant : **Estimation de l'exposition journalière/dose journalière admissible**.

Aux endroits où il existe des voies d'exposition différentes, les indices de risque de chacune de ces voies d'exposition doivent être exposés, s'il existe des valeurs toxicologiques de référence (VTR) propres à une voie d'exposition.

Dans le contexte de l'évaluation préliminaire des risques, les expositions associées à un indice de risque (IR) plus petit ou égal à 0,2 sont considérées comme négligeables.

Ce seuil de 0,2 a été adopté par le CCME (1996) et par le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario (MEÉO, 1996a; Santé Canada, 2004). Il se base sur la prémisse que l'exposition au bruit de fond correspondrait à 80 % de la valeur totale de l'exposition. Par conséquent, l'exposition découlant d'un projet à l'étude ne devrait pas contribuer à ce que l'exposition totale dépasse cette VTR si on y ajoute le bruit de fond.

Aux États-Unis, la U. S. Food and Drug Administration (FDA) et la U.S. EPA procèdent de la même façon pour établir leurs critères. Cette approche a d'ailleurs été inventée par la FDA pour le calcul des doses quotidiennes acceptables (*Acceptable Daily Intakes* ou ADI).

La U.S. EPA procède sensiblement de la même manière pour définir des valeurs de référence (Rhomberg, s. d.; General Accounting Office [GAO], 2001, p. 21).

2 GESTION DU RISQUE POUR LES SUBSTANCES PRODUISANT DES EFFETS CANCÉRIGÈNES

2.1 Niveau de risque acceptable, tolérable ou essentiellement négligeable

Depuis les années 1970, le niveau de risque de cancer, qui est jugé acceptable ou tolérable par les divers organismes réglementaires tant au Canada qu'aux États-Unis et dans les autres pays, se situe à un excès de cancer de 1 sur 1 million (10^{-6}). L'origine de cette valeur est longtemps demeurée obscure et semblait être relativement arbitraire. Elle a cependant été adoptée de façon quasi universelle durant de nombreuses années.

Son origine ainsi que son évolution dans le temps ont été assez bien illustrées pour la première fois dans une présentation de Kathryn E. Kelley (Kelley, 1991). Cette présentation a été mise à jour après le 84th Annual Meeting – Air & Waste Management Association qui a eu lieu à Vancouver – Colombie-Britannique du 16 au 21 juin 1991. Selon l'auteure, la valeur de 10^{-6} a été établie de façon arbitraire pour correspondre au principe *de minimis*. Ce principe provient quant à lui de la clause Delaney de 1958. Le terme *de minimis* est une abréviation du concept juridique *de minimis non curat lex* que l'on peut traduire par « la loi ne se préoccupe pas des broutilles ».

Ce principe *de minimis* a été publié initialement dans le *Federal Register* en 1973 dans un texte intitulé : « Compounds Used in Food-Processing Animals: Procedures for Determining Acceptability of Assay Methods Used for Assuring the Absence of Residues in Edible Products of such Animals ». Généralement appelée la « sensitivity of methods regulations », elle proviendrait possiblement d'un concept mis au point en 1961 par deux scientifiques du National Cancer Institute (NCI). Ce concept visait à déterminer une valeur sécuritaire pour l'évaluation des effets cancérogènes chez l'animal (*Safety Levels in Carcinogenicity Testing*).

La nécessité d'établir une valeur sécuritaire, c'est-à-dire essentiellement nulle, pour des concentrations de résidus de médicaments dans la chair des animaux faisait suite aux incidents reliés à l'utilisation de diéthylstilbestrol (DES) comme promoteur de croissance chez le bétail.

En 1995, la U. S. Food and Drug Administration (FDA) a utilisé la valeur de 10^{-6} pour élaborer son concept de *threshold of regulation*. Cette approche a été fondée sur une analyse de Gold *et al.* (1999, cités par Barlow, 2005) réalisée à partir d'environ 500 études de cancérogénicité chez l'animal. En employant la dose efficace de 50 % (TD_{50}), ils ont transformé la courbe de distribution de ces valeurs afin de dériver, pour la majorité des substances cancérogènes dans le régime alimentaire, une estimation de la concentration, qui entraînerait un risque à vie d'excès de cancer inférieur à 1 sur 1 million. Cette valeur a été appelée *a Virtually Safe Dose* (VSD).

En 2005, l'International Life Sciences Institute (ILSI) (Barlow, 2005) s'est appuyé sur le même concept pour mettre au point un outil employé pour l'évaluation des substances dont la toxicité est inconnue, mais qui se trouvent à de très faibles niveaux dans le régime alimentaire (*Threshold of Toxicological Concern* ou TTC).

C'est dans le contexte de l'*EPA Superfund Legislation* et de sa modification dans le *National Contingency Plan* (NCP) que la valeur unique de 10^{-6} a été modifiée pour établir plutôt un éventail de 10^{-4} à 10^{-7} (Kelley, 1991). Il ne s'agit donc pas ici d'un changement fondamental du concept de 10^{-6} , mais de l'introduction de politiques de gestion et de mitigation du risque en fonction des principes de risques-bénéfices ou de coûts-bénéfices.

2.2 Procédures canadiennes

Pour sa part, Santé Canada a établi à 10^{-5} le niveau de risque jugé essentiellement négligeable dans le contexte de l'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine du programme des lieux contaminés. Il justifie cette valeur dans l'annexe B du document cité préalablement dans le présent guide (Santé Canada, 2004).

En plus de certaines considérations techniques (méthodes de traitement de l'eau, techniques d'analyses), Santé et Bien-être social Canada (1996) tient compte du risque de cancer lors de l'élaboration des concentrations maximales admissibles (CMA) pour les substances chimiques cancérigènes présentes dans l'eau potable. Ainsi, selon les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*, la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % de risque à vie de cancer, généré par la consommation d'eau présentant une contamination équivalente à la CMA, doit être, si possible, inférieure à 10^{-5} ou à 10^{-6} .

Le même ministère a retenu une approche différente dans l'élaboration de la *Liste des substances d'intérêt prioritaire* prévue par la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (Santé et Bien-être social Canada, 1994). Toutefois, il n'a pas fixé de concentrations acceptables ou négligeables pour les substances cancérigènes génotoxiques. La dose du contaminant entraînant une augmentation de 5 % de l'incidence des tumeurs ou de la mortalité causée par le cancer ($DT_{0,05}$) dans les études épidémiologiques ou d'expérimentations animales a été retenue afin de déterminer si la substance à l'étude constitue un risque pour la santé des Canadiens. Cette $DT_{0,05}$ ne peut cependant pas servir directement aux fins de l'évaluation du risque toxicologique.

Quant au CCME, il a élaboré des doses à risque spécifique (DRS), soit la dose quotidienne d'une substance cancérigène qui entraîne un risque additionnel de cancer de 10^{-6} . Le niveau de contaminants recommandé dans les sols est celui qui engendre une exposition égale à la DRS (CCME, 1997).

Au Québec, les directions du MDDEP, s'occupant de la protection des ressources (eau, air, poisson) de toute contamination pouvant survenir et nuire à la consommation actuelle et future de ces ressources, ont adopté comme exigence le respect d'un risque de 10^{-6} .

Comme les lignes directrices pour l'évaluation du risque toxicologique ont une portée générale et ne s'appliquent pas exclusivement au problème des sols contaminés, il n'apparaît pas justifié, pour le moment, de remettre en question la valeur de 10^{-6} comme représentant un risque négligeable.

2.3 Procédures américaines (Rhombert, s.d; GAO, 2001 et Wong et al., 2003)

Wong et al. (2003) ont publié une étude comparative des approches de réglementations basées sur le risque, soit des approches employées par les diverses agences américaines (TSCA, SDWA, FFDCA, RCRA, CERCLA). Ils y présentent les forces et les faiblesses des différents modes de calcul des risques utilisés : *Reference Dose* (RfD), *No Observed Adverse Effect Level* (NOAEL), *Benchmark Dose* (BMD), *Cancer Slope Factor* et *Margin of Exposure* (MOE).

2.3.1 Procédures de la U.S. EPA

Pour évaluer le risque de cancer, les différentes directions de la U.S. EPA s'appuient toutes sur les estimateurs de risque faisant consensus au sein de l'agence. Néanmoins, la façon de gérer le risque estimé au moyen des valeurs d'IRIS varie d'une direction à l'autre (Rhombert, n.d.).

Ainsi, l'Office of Pesticide Programs (OPP) de la U.S. EPA distingue trois catégories d'exposition : celle des consommateurs, celle des personnes exposées professionnellement (incluant les applicateurs de pesticides et les travailleurs des fermes) et celle du public exposé par d'autres voies que la voie alimentaire. Comme pour plusieurs programmes réglementaires, il n'existe pas de règles écrites ou de politiques permettant de définir le niveau de risque considéré comme acceptable. Par contre, dans la pratique, il est possible de décrire la règle non écrite de l'OPP. Ainsi, pour chacune des trois catégories, l'OPP vise actuellement un risque individuel n'excédant pas 10^{-6} (auparavant, un risque pouvant aller jusqu'à 10^{-4} était toléré dans la catégorie professionnelle).

Pour les consommateurs, le risque de 10^{-6} s'applique à une exposition cumulative de toutes les sources alimentaires, laquelle est calculée à partir d'estimations prudentes de concentrations résiduelles et de valeurs moyennes de taux de consommation des différents aliments. Il est difficile de déterminer si cette combinaison est prudente, et ce, tout particulièrement pour les grands consommateurs de certains aliments. Par conséquent, bien que l'OPP parle d'un risque individuel, l'utilisation de la consommation d'aliments reposant sur la moyenne populationnelle permet de croire qu'il serait plus juste de mentionner que cette évaluation est plutôt un risque collectif.

L'Office of Pollution Prevention and Toxics (OPPT) de la U.S. EPA considère, pour l'analyse de nouvelles substances, qu'un risque individuel inférieur à 10^{-5} pour la population générale et à 10^{-4} pour les travailleurs exposés est acceptable. Cependant, l'utilisation de ces critères est relativement primaire et ne sert qu'à déterminer la nature des évaluations qui devront être faites par la suite pour ces nouvelles substances. Le risque collectif est pris en compte au même titre que le risque individuel. Une estimation du nombre de personnes susceptibles d'être exposées à différents niveaux est effectuée. Enfin, une attention particulière est prêtée aux expositions s'étendant à des populations importantes.

L'Office of Air and Radiation (OAR) est la section de la U.S. EPA appliquant le Clean Air Act (CAA). Cet organisme n'a pas défini de niveau de risque acceptable. Ce dernier dépend de

la nature des effets sur la santé, de la taille du groupe potentiellement touché et du degré d'incertitude rattaché aux effets et à l'exposition.

Au départ, cet organisme avait la présomption que l'application de la meilleure technologie de contrôle existante était suffisante pour la plupart des sources et des contaminants. Cependant, cette présomption a été fortement influencée par le jugement rendu sur le chlorure de vinyle en 1987. À ce moment, la cour a décidé qu'il était nécessaire d'appliquer des critères sanitaires pour assurer la protection du public. Elle a noté que *sécuritaire* (*safe*) n'était pas synonyme de *sans risque* (*risk free*). Les critères proposés précisent que le moins de personnes possible devraient présenter un risque supérieur à 10^{-6} , tandis que le risque pour un individu théorique qui serait exposé continuellement à la concentration maximale pendant 70 ans ne devrait pas excéder 10^{-4} .

L'Office of Water (OW) de la U.S. EPA se charge de l'application du Clean Water Act (CWA) et du Safe Drinking Water Act (SDWA). Le CWA limite les rejets de contaminants dans les cours d'eau, tandis que le SDWA établit des critères pour la qualité de l'eau potable. Les normes fixées en vertu de ces deux lois sont fondées sur le principe de la « meilleure technologie existante » sans égard au coût et non basées sur les risques pour la santé. Néanmoins, cet organisme tente de faire en sorte que les critères concernant la qualité de l'eau potable présentent un risque individuel à vie se situant entre 10^{-4} et 10^{-6} .

Enfin, l'Office of Emergency and Remedial Response (OERR, au sein de l'Office of Solid Waste and Emergency Response – OSWER) veille à la décontamination des terrains contaminés. L'OERR administre aussi le programme « Superfund » et applique les réglementations visant à le mettre en place; ces réglementations sont comprises dans le *National Contingency Plan* (NCP). Par ailleurs, des politiques en regard du niveau de risque constituant un danger sont présentes dans le programme « Superfund ». À l'origine, la valeur de 10^{-6} était souvent utilisée comme dose repère avec effet significatif (*Benchmark Dose* ou BMD). La version actuelle du NCP est moins contraignante; il y est stipulé que les niveaux acceptables de risque individuel se situent entre 10^{-4} et 10^{-6} . Pour déterminer les objectifs de réhabilitation d'un terrain, le niveau de risque de 10^{-6} doit être employé comme point de départ, à moins qu'un autre critère plus adéquat n'ait été défini par une autre division de la U.S. EPA.

2.3.2 Procédures de la Occupational Safety and Health Administration (OSHA)

L'Occupational Safety and Health Administration (OSHA) est chargée de protéger la santé et la sécurité des travailleurs. À l'origine, l'OSHA cherchait à atteindre le risque zéro, jusqu'à ce que la norme de 1 ppm qu'elle voulait établir pour le benzène soit invalidée en cour à la requête de l'industrie pétrolière en 1980. Le jugement précisait qu'avant de réglementer une substance, l'OSHA devait démontrer que cette substance présentait un *risque significatif*. Néanmoins, l'OSHA n'a jamais établi officiellement un seuil au-delà duquel le risque devenait significatif. En pratique, les risques individuels jugés significatifs se situent généralement au-dessus de 10^{-5} . L'OSHA se concentre sur une estimation maximale probable (*Maximum Likelihood Estimate* ou MLE) de la courbe dose-réponse ajustée plutôt que sur une limite supérieure, même si l'agence fournit les valeurs estimées du 95^e centile de la limite de confiance de la relation dose-réponse (GAO, 2001).

2.3.3 Procédure de la California Environmental Protection Agency (Cal/EPA)

L'Air Resource Board (ARB) de la Cal/EPA a mis sur pied une approche basée sur le risque en vue de réglementer les sources d'émission de contaminants dans l'atmosphère. Comme l'indique le tableau suivant, tout projet représentant un risque inférieur à 10^{-6} est accepté et tout projet représentant un risque supérieur à 10^{-4} , rejeté. Entre ces deux limites, le projet peut être accepté à certaines conditions.

Tableau 42 Balises concernant le jugement du caractère acceptable des émissions de contaminants atmosphériques cancérigènes à la CAL/EPA

Risque de cancer	Décision	Conditions
$< 10^{-6}$	Approbation	Aucune
10^{-6} à 10^{-5}	Approbation	Meilleure technologie disponible pour le contrôle des rejets toxiques
10^{-5} à 10^{-4}	Approbation au cas par cas	Meilleure technologie disponible pour le contrôle des rejets toxiques; possibilité d'autres conditions
$> 10^{-4}$	Refus	

RÉFÉRENCES

Barlow, S. (2005). Threshold of toxicological concern (TTC): a tool for assessing substances of unknown toxicity present at low levels in the diet. Bruxelles International Life Sciences Institute (ILSI Europe).

Conseil canadien des ministres de l'environnement. Sous-comité sur les critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés. (1997). *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols*. Ottawa : Auteur.

Conseil canadien des ministres de l'environnement. Sous-comité sur les critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés. (1996). *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine*. Ottawa : Auteur.

General Accounting Office, États-Unis. (2001). Chemical risk assessment. Selected federal agencies' procedures, assumptions, and policies. Washington D.C. : Auteur.

Kelley, K. E. (1991). The myth of 10^{-6} as a definition of acceptable risk. Updated from a paper originally presented at the 84th Annual Meeting Air & Waste Management Association. Vancouver, B.C., Canada – 16-21, June 1991.

- Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario. Standards Development Branch. (1996). *Guidance on site-specific risk assessment for use at contaminated sites in Ontario*. Standards Development Branch. Toronto : Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario.
- Rhomberg, L. R. (s.d.). *A survey of methods for chemical health risk assessment among federal regulatory agencies*. National Commission on Risk Assessment and Risk Management.
- Santé et Bien-Être social Canada. (1996). Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable, Comité fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail. *Recommandation sur la qualité de l'eau potable au Canada* – Rapport no. 96-DHM-196 (6^e édition). Auteur.
- Santé Canada. (2007). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Partie I : Approches pour l'établissement des recommandations concernant l'eau potable. Les paramètres chimiques/physiques*. Auteur.
- Santé Canada. Les services d'évaluation de la santé environnementale. Programme de la sécurité des milieux (2004). *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*. Auteur.
- Wong, E. Y., Ponce, R. A., Farrow, S., Bartell, S. M., Lee, R.C. et Faustman, E. M. (2003). Comparative risk and policy analysis in environmental health. *Risk Analysis*, 23(6), 1337-1349.



EXPERTISE
CONSEIL



INFORMATION



FORMATION

www.inspq.qc.ca



RECHERCHE
ÉVALUATION
ET INNOVATION



COLLABORATION
INTERNATIONALE



LABORATOIRES
ET DÉPISTAGE

Institut national
de santé publique

Québec

