



L'ÉVALUATION DES RISQUES POUR  
LES SITES CONTAMINÉS FÉDÉRAUX  
AU CANADA :

**L'évaluation quantitative  
préliminaire des risques  
(ÉQPR) pour la santé humaine**

VERSION 4.0



Santé  
Canada Health  
Canada

Canada

**Santé Canada est le ministère fédéral responsable d'aider les Canadiennes et les Canadiens à maintenir et à améliorer leur état de santé.** Santé Canada s'est engagé à améliorer la vie de tous les Canadiens et à faire du Canada l'un des pays où les gens sont le plus en santé au monde, comme en témoignent la longévité, les habitudes de vie et l'utilisation efficace du système public de soins de santé.

Also available in English under the title:

*Federal Contaminated Site Risk Assessment in Canada: Guidance on Human Health Preliminary Quantitative Risk Assessment (PQRA), Version 4.0*

Pour obtenir plus d'information, veuillez communiquer avec :

Santé Canada

Indice de l'adresse 0900C2

Ottawa (Ontario) K1A 0K9

Tél. : 613-957-2991

Sans frais : 1-866-225-0709

Télééc. : 613-941-5366

ATS : 1-800-465-7735

Courriel : publications-publications@hc-sc.gc.ca

© Sa Majesté le Roi du Chef du Canada, représenté par le ministre de la Santé, 2024

Date de publication : mars 2024

La présente publication peut être reproduite sans autorisation pour usage personnel ou interne seulement, dans la mesure où la source est indiquée en entier.

Cat. : H129-114/2023F-PDF | ISBN : 978-0-660-68498-7 | Pub. : 230532

# TABLE DES MATIÈRES

PRÉFACE	VI
RÉSUMÉ DES RÉVISIONS	VII
SIGLES ET ACRONYMES	VIII
<b>1.0 INTRODUCTION</b>	<b>1</b>
1.1 CONTEXTE	1
1.2 BUT	3
1.3 ANALYSE COMPARATIVE ENTRE LES SEXES PLUS	4
1.4 L'ÉVALUATION QUANTITATIVE PRÉLIMINAIRE DES RISQUES PAR RAPPORT À L'ÉVALUATION QUANTITATIVE DÉTAILLÉE DES RISQUES	5
1.4.1 ÉVALUATION QUANTITATIVE PRÉLIMINAIRE DES RISQUES (ÉQPR)	7
1.4.2 ÉVALUATION QUANTITATIVE DÉTAILLÉE DES RISQUES (ÉQDR)	8
1.5 AUTRES DOCUMENTS D'ORIENTATION DE SANTÉ CANADA	8
1.6 UTILISATION FÉDÉRALE ACTUELLE ET PRÉVUE	10
<b>2.0 CONTENU DU RAPPORT</b>	<b>10</b>
2.1 RÉSUMÉ	10
2.2 INTRODUCTION	11
2.3 DESCRIPTION DU SITE	11
2.3.1 IDENTIFICATION DE TOUS LES CONTAMINANTS POTENTIELS	12
2.3.2 CONCENTRATIONS DES SUBSTANCES CHIMIQUES DANS LES MILIEUX ENVIRONNEMENTAUX	12
2.4 ÉNONCÉ DU PROBLÈME	15
2.4.1 DÉPISTAGE ET IDENTIFICATION DES CONTAMINANTS POTENTIELLEMENT PRÉOCCUPANTS	15
2.4.1.1 RECOMMANDATIONS POUR LE DÉPISTAGE DANS LE SOL	17
2.4.1.2 RECOMMANDATIONS POUR LE DÉPISTAGE DANS L'EAU SOUTERRAINE	18
2.4.1.3 DÉPISTAGE SELON LES CONCENTRATIONS DE FOND LOCALES ET RÉGIONALES	18
2.4.2 IDENTIFICATION DES RÉCEPTEURS HUMAINS POTENTIELS	19
2.4.3 IDENTIFICATION DES VOIES D'EXPOSITION OPÉRANTES	20
2.4.4 ÉLABORATION D'UN MODÈLE CONCEPTUEL DE SITE	21
2.5 ÉVALUATION DE LA TOXICITÉ	23
2.6 ÉVALUATION DE L'EXPOSITION	25
2.6.1 MESURE/MODÉLISATION DES CONCENTRATIONS DE SUBSTANCES CHIMIQUES	26
2.6.1.1 MESURES DIRECTES	27
2.6.1.2 MODÉLISATION ENVIRONNEMENTALE	27





2.6.2	CARACTÉRISATION DES RÉCEPTEURS HUMAINS	29
2.6.3	ESTIMATION DE L'EXPOSITION	32
2.6.3.1	FACTEURS D'ABSORPTION RELATIVE ET EXPOSITION PAR DE MULTIPLES VOIES	37
2.6.3.2	ÉVALUATION DES RISQUES POSÉS PAR DES EXPOSITIONS NON CHRONIQUES	38
2.7	CARACTÉRISATION DES RISQUES	38
2.7.1	EFFETS À SEUIL : EXPOSITIONS À UNE SEULE SUBSTANCE	38
2.7.2	EFFETS CANCÉROGÈNES SANS SEUIL : EXPOSITIONS À UNE SEULE SUBSTANCE	39
2.7.3	EXPOSITION COMBINÉE À DE MULTIPLES SUBSTANCES	41
2.8	HYPOTHÈSES NON NORMALISÉES ET VALEURS TOXICOLOGIQUES DE RÉFÉRENCE NON NORMALISÉES	42
2.9	VARIABILITÉS ET INCERTITUDES	43
2.10	CONCLUSIONS ET DISCUSSION	43
2.11	RECOMMANDATIONS	44
2.12	RÉFÉRENCES ET RENVOIS	44
<b>3.0</b>	<b>RÉFÉRENCES</b>	<b>45</b>
	<b>ANNEXE A : CONSIDÉRATIONS IMPORTANTES POUR UNE ÉVALUATION DES RISQUES POUR LA SANTÉ HUMAINE</b>	<b>48</b>
A-1	PROBLÈMES COMMUNS À CONSIDÉRER LORS D'UNE ÉVALUATION DES RISQUES POUR LA SANTÉ HUMAINE	48
A-2	CONTAMINANTS ASSOCIÉS À DIVERSES ACTIVITÉS DU GOUVERNEMENT ET DE L'INDUSTRIE	54
	<b>ANNEXE B : DÉPISTAGE DES CONTAMINANTS POTENTIELLEMENT PRÉOCCUPANTS EN FONCTION DES CONCENTRATIONS DE FOND LOCALES OU RÉGIONALES DANS LE SOL, LES EAUX SOUTERRAINES ET LES EAUX DE SURFACE</b>	<b>59</b>
	<b>ANNEXE C : RISQUE DE CANCER ESSENTIELLEMENT NÉGLIGEABLE DANS LE CADRE DE L'ÉVALUATION DES RISQUES ASSOCIÉS AUX SITES CONTAMINÉS</b>	<b>61</b>
	<b>ANNEXE D: ÉVALUATION DES RISQUES POUR LA SANTÉ HUMAINE POSÉS PAR LES SITES CONTAMINÉS LORS D'EXPOSITIONS CHRONIQUES ET NON CHRONIQUES À DES SUBSTANCES CHIMIQUES</b>	<b>64</b>
D-1	INTRODUCTION	64
D-2	EFFETS NON CANCÉROGÈNES	66
D-3	EFFETS CANCÉROGÈNES	71
	<b>ANNEXE E : CARACTÉRISTIQUES DES RÉCEPTEURS RECOMMANDÉES POUR LES ÉRSR</b>	<b>74</b>

## LISTE DES TABLEAUX

<b>TABLEAU 1 :</b> CERTAINES CARACTÉRISTIQUES DES ÉQPR ET DES ÉQDR . . . . .	5
<b>TABLEAU 2 :</b> HYPOTHÈSES SUR LA DURÉE ET LA FRÉQUENCE D'EXPOSITION AUX FINS DE L'ÉVALUATION QUANTITATIVE PRÉLIMINAIRE DES RISQUES . . . . .	31
<b>ENCADRÉ 1 :</b> ÉQUATIONS GÉNÉRALES RECOMMANDÉES POUR ESTIMER LES DOSES D'EXPOSITION – EFFETS À SEUIL. . . . .	33
<b>ENCADRÉ 2 :</b> EXEMPLE DE CALCUL POUR DÉTERMINER L'EXPOSITION D'UN TOUT-PETIT À LA SUBSTANCE « A » PAR INGESTION INVOLONTAIRE DE SOL À UN SITE CONTAMINÉ. . . . .	36
<b>ENCADRÉ 3 :</b> ÉQUATIONS POUR LE CALCUL DES QUOTIENTS DE DANGER (QD). . . . .	39
<b>ENCADRÉ 4 :</b> ÉQUATIONS POUR LE CALCUL DES RISQUES ADDITIONNELS DE CANCER (RAC) À VIE . . . . .	40
<b>TABLEAU A1 :</b> RÉSUMÉ DE PROBLÈMES COMMUNS DANS LA RÉALISATION DES ÉVALUATIONS DES RISQUES POUR LA SANTÉ HUMAINE ET DES RAPPORTS ASSOCIÉS . . . . .	48
<b>TABLEAU A2 :</b> CONTAMINANTS COURAMMENT ASSOCIÉS À DIVERS SECTEURS D'ACTIVITÉS DU GOUVERNEMENT ET DE L'INDUSTRIE . . . . .	55

## LISTE DES FIGURES

<b>FIGURE 1 :</b> EXEMPLE D'UN MODÈLE CONCEPTUEL DE SITE (MCS) SOUS FORME DE LOGIGRAMME. . . . .	23
<b>FIGURE D1 :</b> ANALYSE REQUISE POUR LA SÉLECTION DE LA VTR APPROPRIÉE AUX FINS DE L'ÉVALUATION DES EFFETS NON CANCÉROGÈNES ASSOCIÉS AUX EXPOSITIONS INTERMITTENTES. . . . .	69



# PRÉFACE

Créé en 2005, le Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf) est un programme s'échelonnant sur 15 ans, financé à hauteur de 4,54 milliards de dollars par le gouvernement du Canada. Le programme a été reconduit pour une période supplémentaire de 15 ans, de 2020 à 2034.

L'objectif du PASCf consiste à réduire les risques pour la santé humaine et l'environnement que présentent les sites contaminés fédéraux connus ainsi que les passifs financiers fédéraux connexes. Pour atteindre cet objectif, le PASCf finance les ministères, les organismes fédéraux et les sociétés d'État consolidées (appelés collectivement « gardiens ») pour évaluer, assainir et gérer les risques des sites contaminés fédéraux dont ils sont responsables. Le PASCf fournit également des conseils, des outils et des ressources aux gardiens, pour s'assurer que les sites contaminés fédéraux sont gérés de manière cohérente et scientifiquement valable à l'échelle nationale. L'*Approche fédérale en matière de lieux contaminés* et le *Cadre décisionnel (CD) du PASCf* fournissent une feuille de route en 10 étapes qui décrit les activités, les exigences et les décisions clés à prendre pour une gestion efficace des sites contaminés fédéraux au Canada. Le *CD* ainsi que d'autres ressources liées au PASCf se trouvent sur [le site Web du PASCf](#).

Le présent document d'orientation a été élaboré pour aider les ministères gardiens fédéraux à évaluer de manière cohérente les risques pour la santé humaine que présentent les sites contaminés fédéraux au Canada. Il définit l'applicabilité d'une évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) et fournit une méthodologie normalisée et les caractéristiques des récepteurs humains pour évaluer de manière prudente les risques potentiels pour la santé humaine associés à l'exposition aux contaminants résultant des activités historiques sur les sites contaminés fédéraux. Ce document est pertinent dans les premières étapes du *CD*, mais peut également être utilisé dans les dernières étapes.

Les documents d'orientation sur l'évaluation des risques pour la santé humaine (ÉRSR) élaborés par Santé Canada (SC) à l'appui du PASCf peuvent être obtenus en communiquant avec SC à l'adresse [cs-sc@hc-sc.gc.ca](mailto:cs-sc@hc-sc.gc.ca) ou par le biais de notre site Web à l'adresse suivante : [www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/lieux-contamines.html](http://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/lieux-contamines.html).

Comme c'est souvent le cas de toute orientation à l'échelle nationale, ce document ne permettra pas de répondre à l'ensemble des situations susceptibles d'être rencontrées sur les sites contaminés fédéraux, par les ministères gardiens ou par les évaluateurs de risques. À mesure que la pratique de l'ÉRSR évoluera et que la mise en œuvre du PASCf se poursuivra, des informations nouvelles et actualisées seront publiées sur divers aspects de l'ÉRSR. Par conséquent, il est à prévoir que des révisions ou des ajouts au présent document seront nécessaires de temps à autre pour refléter ces nouvelles informations. Veuillez consulter le site Web de SC indiqué ci-dessus pour confirmer que la version du document en votre possession est la plus récente.

SC vous invite à faire parvenir vos questions, commentaires, ajouts ou révisions suggérés à l'adresse courriel indiquée ci-dessus.



# RÉSUMÉ DES RÉVISIONS

*L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine, version 4.0* reflète plusieurs révisions qui ont été apportées à la version 3.0 (2021). Les révisions importantes au présent document incluent les suivantes :

- Ajout de texte à la **section 1.3** et ailleurs pour être cohérent avec la politique du Canada sur l'analyse comparative entre les sexes plus (ACS Plus);
- Mise à jour du texte de la **section 2.3.2** pour clarifier les concentrations de substances dans les milieux environnementaux utilisées pour le dépistage des contaminants potentiellement préoccupants (CPP), par rapport aux concentrations au point d'exposition utilisées à l'étape de l'évaluation de l'exposition de l'ÉRSH;
- Mise à jour du texte de la **section 2.6.1** concernant la sélection des concentrations d'exposition, sur la base des modifications apportées à la **section 2.3.2**;
- Mise à jour du texte de la **section 2.6.2** concernant les caractéristiques des récepteurs humains par souci de clarté;
- Mise à jour du texte de la **section 2.6.3.1** concernant l'application des facteurs d'absorption relative et les considérations relatives à la biodisponibilité orale;
- Correction de la **figure D1 (annexe D)** concernant l'étendue de l'étiquette des valeurs toxicologiques de référence (VTR) de courte durée, qui ne devait s'étendre que jusqu'à la fin de la première barre colorée;
- Ajout d'une note au bas du tableau des caractéristiques recommandées des récepteurs pour les ÉRSH dans l'**annexe E** afin de clarifier la source du taux d'ingestion de sol pour les travailleurs et les travailleuses de la construction.



## SIGLES ET ACRONYMES

ACS Plus	Analyse comparative entre les sexes plus
AQ/CQ	assurance de la qualité/contrôle de la qualité
B[a]P	benzo[a]pyrène
BPC	biphényles polychlorés
BTEX	benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes
CC	coefficient de cancérogénicité
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CERU	coefficient d'excès de risque unitaire
CGC	Commission géologique du Canada
CPP	contaminant potentiellement préoccupant
CT	concentration tolérable
DJMV	dose journalière moyenne à vie
DJT	dose journalière tolérable
ÉES	évaluation environnementale de site
ÉQDR	évaluation quantitative détaillée des risques
ÉQPR	évaluation quantitative préliminaire des risques
ÉRSR	évaluation des risques pour la santé humaine
FAFA	facteur d'ajustement en fonction de l'âge
FAR	facteur d'absorption relative
FÉT	facteur d'équivalence toxique
FPR	facteur de puissance relative
HAP	hydrocarbures aromatiques polycycliques
HCP	hydrocarbures pétroliers
IR	indice de risque
MCS	modèle conceptuel de site
PASCF	Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux
PBPK	modèle pharmacocinétique physiologique
PCDD	dibenzo-p-dioxines polychlorées
PCDF	dibenzofurannes polychlorés
PM <sub>2,5</sub>	matières particulaires d'un diamètre aérodynamique inférieur ou égal à 2,5 µm
PM <sub>10</sub>	matières particulaires d'un diamètre aérodynamique inférieur ou égal à 10 µm
P/T	provincial/territorial
QD	quotient de danger
RAC	risque additionnel de cancer (à vie)
RFIQES	Recommandations fédérales intérimaires pour la qualité des eaux souterraines
RU	risque unitaire
SC	Santé Canada
TCDD	tétrachlorodibenzo-p-dioxine
US EPA	Environmental Protection Agency des États-Unis
VTR	valeur toxicologique de référence
ZPEP	zone de préoccupation environnementale potentielle





# 1.0 INTRODUCTION

## 1.1 CONTEXTE

Les **évaluations des risques pour la santé humaine (ÉRSH)** sont menées à différents niveaux de détail et de complexité, selon les objectifs de l'évaluation, l'étendue des données disponibles et les résultats ou conclusions des étapes initiales.

Les incertitudes associées à l'évaluation des risques peuvent être réduites lorsqu'on dispose de données fiables et suffisantes sur :

- 1) la nature et l'étendue de la contamination du site;
- 2) les utilisations du terrain et les profils temporels d'activité;
- 3) la toxicité propre à la substance chimique; et
- 4) les conditions physiques du site.

Des lacunes dans les données d'au moins un des éléments mentionnés ci-dessus sont fréquentes pour les sites contaminés. Puisque toutes les estimations des risques sont, par nature, incertaines dans une quelconque mesure, les évaluateurs de risques doivent faire preuve de jugement professionnel. Pour cette raison, il est important que toutes les hypothèses d'une évaluation des risques soient étayées par une justification scientifique, en notant les incertitudes là où elles existent et leur incidence sur les estimations des risques qui en découlent.

Une ÉRSH est souvent un processus itératif qui peut mener les évaluateurs de risques et les gestionnaires à identifier et combler les lacunes dans les données, et à modifier la portée initiale de l'évaluation, ce qui peut conduire à la nécessité d'obtenir de nouvelles données ou de réévaluer les hypothèses antérieures.

Bien que les méthodes à utiliser dans le cadre d'une ÉRSH puissent être quelque peu normalisées, il est tout aussi important que le niveau de détail et les ressources utilisées soient appropriés à l'application prévue de l'évaluation.

Dans le contexte du Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF), SC a décrit deux types différents d'ÉRSH, soit **l'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR)** et **l'évaluation quantitative détaillée des risques (ÉQDR)**.

Le but d'une **ÉQPR** est de quantifier, sur la base d'hypothèses prudentes, le niveau des risques *potentiels* pour la santé humaine résultant de la présence de contamination à un site donné. Dans certains cas, une **ÉQPR** pourrait fournir suffisamment d'information pour prendre une décision en matière de gestion des risques. Toutefois, pour les sites plus complexes ou pour réduire les incertitudes, une **ÉQDR** (SC, 2010a) est normalement recommandée. Les **ÉQPR** et les **ÉQDR** plus approfondies ne sont pas indépendantes, mais représentent une approche graduelle de l'évaluation des risques pour la santé humaine, de plus simplifiée et prudente à plus complexe et approfondie. Pour plus de renseignements à propos de la relation entre les **ÉQPR** et les **ÉQDR** et leur applicabilité, voir la **Section 1.4** ci-après.



Autant les ÉQPR que les ÉQDR font appel au jugement professionnel fondé sur des données scientifiques pertinentes et une justification scientifique claire. Les agences gouvernementales internationales, nationales et provinciales/territoriales (P/T) offrent un vaste éventail de recommandations et de directives à l'égard de la conduite d'une ÉRSR, et chaque évaluateur de risques pourrait consulter et utiliser les orientations et directives disponibles différemment. Ceci entraîne une certaine variabilité dans les estimations de l'exposition aux substances chimiques et des risques associés. Des directives normalisées ont été élaborées à l'échelle fédérale pour assurer une évaluation cohérente des risques potentiels posés par les sites contaminés sous responsabilité fédérale de l'ensemble du pays.

Le document d'orientation original de SC sur l'ÉQPR avait été conçu pour une classification cohérente des sites en ce qui a trait aux risques potentiels pour la santé humaine. Toutefois, comme les résultats d'une ÉQPR ne sont plus utilisés dans le cadre du PASCF pour établir la classification des sites fédéraux et leur priorité pour une action ultérieure et du financement d'assainissement, ce document d'orientation a été mis à jour afin de permettre plus de souplesse à ce niveau d'évaluation (p. ex. la sélection des concentrations au point d'exposition ou d'autres paramètres d'entrée dans les estimations des expositions et des risques peut être davantage spécifique au site et basée sur les données disponibles). Le document a également été mis à jour pour refléter les récentes connaissances scientifiques.

Les ÉQPR peuvent s'avérer utiles pour cerner de façon prudente les sites où aucune mesure additionnelle n'est requise pour la protection de la santé humaine, dans la mesure où des données environnementales suffisantes et adéquates sont disponibles pour caractériser la contamination sur le site. En conséquence, la réalisation d'une ÉQPR vise à fournir aux ministères gardiens une estimation des risques potentiels sur un site et peut aider à déterminer s'il existe des lacunes dans les données qui doivent être comblées avant la conduite d'une ÉQDR ou avant l'achèvement du plan de gestion des risques ou l'identification des décisions fondées sur les risques. Toutefois, si les résultats de l'ÉQPR identifient un potentiel de risques inacceptables pour la santé humaine, cela ne signifie pas nécessairement que les conditions réelles du site sont inacceptables ou que des mesures d'assainissement sont requises. Dans pareils cas, une ÉQDR pourrait permettre une quantification plus précise des risques et une meilleure évaluation des mesures qui pourraient être mises en place. La décision prise en regard du niveau de détail requis pour l'ÉRSR sera propre à chaque site. Même si les deux formes d'évaluation sont souvent itératives et que la distinction entre elles est alors question de degré, SC a publié les documents d'orientation pour l'ÉQPR et l'ÉQDR afin d'appuyer le programme PASCF et les besoins des ministères gardiens dans toutes les étapes du programme.

En plus de ce document d'orientation, le guide sur l'ÉQDR (SC, 2010a) et d'autres documents d'orientation publiés par SC (2010b-f, 2013, 2017a-c, 2018, 2021, 2023), de même que les documents d'orientation susceptibles d'être publiés dans le futur, pourraient être utiles pour compléter une évaluation des risques. Pour toute demande de document ou de soutien supplémentaire, il est possible de joindre SC par courriel à l'adresse suivante : [cs-sc@hc-sc.gc.ca](mailto:cs-sc@hc-sc.gc.ca).

Des orientations sur l'évaluation des risques potentiels pour les récepteurs écologiques sont disponibles auprès d'autres ministères de soutien expert, en l'occurrence Environnement et Changement climatique Canada ou Pêches et Océans Canada.



## 1.2 BUT

Ce document définit l'applicabilité d'une ÉQPR et fournit des orientations pour sa réalisation dans le contexte particulier du PASCF. Il présente un survol de la méthodologie normalisée requise pour l'évaluation quantitative et prudente des expositions potentielles à des substances chimiques et des risques associés pour la santé humaine aux sites contaminés fédéraux, y compris les caractéristiques normalisées des récepteurs.

Les approches présentées ici visent particulièrement l'évaluation des sites qui sont la propriété d'organismes fédéraux ou sous leur responsabilité. Pour les propriétés qui seront ultérieurement cédées à une entité privée, un gouvernement P/T ou une municipalité, ou pour les évaluations des risques pour la santé humaine associés à la migration hors site de la contamination (p. ex. vers un plan d'eau P/T contigu ou une propriété privée avoisinante), les ÉRSH pourraient devoir se conformer aux exigences réglementaires P/T. Les exigences réglementaires locales pourraient être différentes des méthodes normalisées décrites dans le présent document d'orientation. Lorsque les hypothèses, les méthodes et les interprétations à employer dans de tels cas diffèrent de celles présentées ci-après, les différences doivent être notées dans l'évaluation des risques, en particulier si elles mènent à des divergences dans les conclusions de l'ÉRSH.

Même si les directives présentées sont de nature prescriptive, elles n'ont pas été conçues et ne sont pas destinées à remplacer le jugement professionnel éclairé d'un spécialiste qualifié et expérimenté en évaluation des risques. Il est entendu que plusieurs sites contaminés présenteront des conditions uniques qui ne sont pas spécifiquement abordées dans ce document. Les ÉRSH devraient être complètes et couvrir tous les risques pertinents qui pourraient être associés au site contaminé. Les méthodes décrites ci-après ne sont pas « une boîte noire » d'équations et d'hypothèses qui excluent le besoin d'un jugement professionnel solide. Cependant, lorsque cela est possible et approprié, les directives présentées ici doivent être employées. Lorsque des approches différentes ou uniques sont jugées nécessaires, celles-ci doivent être suffisamment documentées et décrites pour permettre une revue technique de l'évaluation des risques.

SC a relevé divers problèmes communs dans la conduite des ÉRSH et la production des rapports connexes. Ceux-ci sont résumés au **Tableau A1** de l'**Annexe A**. Il est fortement recommandé aux évaluateurs de risques et aux gestionnaires de sites d'examiner ce tableau, puisque ces problèmes sont les causes les plus fréquentes des délais dans le processus de revue technique des ÉRSH.

Les objectifs que vise SC quant à l'ÉRSH sont de protéger la santé humaine et d'instaurer la confiance que les risques potentiels pour la santé humaine ont été adéquatement évalués. Les ÉRSH devraient être réalisées et rédigées de façon à permettre une prise de décisions fondée sur des données probantes conformes aux critères suivants :

- **Transparence** : ce qui a été fait, et dans quel but, est clairement décrit;
- **Reproductibilité** : les examinateurs techniques peuvent reproduire tous les résultats sur la base des renseignements et données inclus dans le rapport;
- **Légitimité** : les résultats peuvent être défendus sur le plan scientifique et avec confiance;
- **Intégralité** : toutes les substances chimiques pertinentes susceptibles d'être trouvées du fait des activités historiques ont été évaluées dans les milieux environnementaux pertinents, et tous les récepteurs, toutes les voies d'exposition et tous les risques ont été considérés.



### 1.3 ANALYSE COMPARATIVE ENTRE LES SEXES PLUS

Dans le contexte des ÉRSR de sites contaminés, l'analyse comparative entre les sexes plus (ACS Plus) permet d'identifier et d'analyser les impacts différentiels des sites contaminés sur divers groupes de population. Le « plus » de l'ACS Plus reconnaît que l'ACS va au-delà des différences biologiques (sexe<sup>1</sup>) et socioculturelles (genre<sup>2</sup>). Elle met en évidence les voies à l'origine de ces différences et la manière dont celles-ci interagissent avec d'autres déterminants pour façonner la santé et le bien-être. Elle guide la prise en compte du sexe et du genre dans l'élaboration, la planification et la réalisation des ÉRSR pour les sites contaminés. L'ACS Plus comprend d'autres facteurs d'identité individuelle et sociale tels que la race, la religion, la position sociale, le revenu, l'âge, les capacités et l'éducation; c'est ce qu'on appelle l'intersectionnalité<sup>3</sup>. Les étapes de base de l'application de l'ACS Plus comprennent la collecte de données appropriées, la compréhension du contexte et la formulation de questions analytiques afin de déterminer s'il peut y avoir des effets disproportionnés sur diverses populations. En procédant à une analyse ACS Plus, les experts peuvent mieux comprendre les effets différentiels possibles sur des groupes distincts de personnes, y compris sur les populations affectées ou touchées de manière disproportionnée et sur les populations identifiées par le sexe et le genre. L'examen de la manière dont un programme, une politique, un plan ou un produit lié à l'évaluation et à la gestion d'un site contaminé peut affecter différemment certains groupes permet à toutes les parties concernées de contribuer à éviter les écueils potentiels avant qu'ils ne deviennent un problème ou d'identifier des solutions qui n'auraient pas été envisagées autrement.

Considérations clés de l'ACS Plus dans les ÉRSR relatives à des sites contaminés :

- L'évaluation et la gestion proposées du site contaminé permettent-elles d'identifier les diverses communautés susceptibles d'être directement et indirectement touchées par l'exposition à des substances chimiques du site?
- Les données relatives aux effets potentiels sont-elles ventilées par sexe, genre, âge, langue et autres identités sociales pertinentes pour les communautés locales?
- Les perspectives et les caractéristiques des diverses communautés touchées et des groupes affectés de manière disproportionnée ont-elles été prises en compte dans l'ÉRSR?
- L'évaluation de la toxicité a-t-elle pris en compte toutes les tranches d'âge et protège-t-elle l'ensemble de la population (c.-à-d., protège-t-elle les diverses communautés et tranches d'âge)?
- Quels sont les effets potentiels du site contaminé sur le bien-être de toutes les personnes, y compris les populations autochtones et les populations touchées de manière disproportionnée?
- Quels types de mesures sont nécessaires pour assurer une représentation équitable lors des processus d'engagement et des étapes ultérieures de l'évaluation et de la gestion du site contaminé?
- Quelles sont les mesures nécessaires pour atténuer les effets négatifs du site contaminé sur toutes les personnes susceptibles d'être touchées par la contamination, y compris les populations autochtones et les groupes affectés de manière disproportionnée?

1 Le terme sexe renvoie à des caractéristiques physiques et physiologiques telles que les chromosomes, l'expression génique, les niveaux d'hormones et l'anatomie du système reproducteur. <https://cihr-irsc.gc.ca/f/48642.html>

2 Le terme genre renvoie aux rôles, aux comportements, aux expressions et aux identités que la société construit pour les hommes, les femmes, les filles, les garçons et les personnes de divers sexes et de genre. <https://cihr-irsc.gc.ca/f/48642.html>

3 Approche du gouvernement du Canada sur l'analyse comparative entre les sexes plus. <https://femmes-egalite-genres.canada.ca/fr/analyse-comparative-entre-sexes-plus/approche-gouvernement.html>



L'identification de l'éventail des préoccupations et des intérêts des divers groupes, et des répercussions sur ces personnes, en fonction de caractéristiques sociales comme le sexe, l'âge, l'origine ethnique, la profession et la durée de résidence, par exemple, peut favoriser l'élaboration de stratégies d'atténuation et d'amélioration plus globales.

## 1.4 L'ÉVALUATION QUANTITATIVE PRÉLIMINAIRE DES RISQUES PAR RAPPORT À L'ÉVALUATION QUANTITATIVE DÉTAILLÉE DES RISQUES

Alors que les termes ÉQPR et ÉQDR sont parfois utilisés pour décrire des niveaux d'évaluation des risques distincts, ils représentent souvent une progression graduelle d'une **approche itérative**<sup>1</sup> (allant d'une évaluation moins détaillée à une évaluation plus approfondie des risques). De ce fait, le degré de détail, de complexité et de précision pourrait varier entre les évaluations des risques menées à l'un ou l'autre de ces niveaux. Il est possible qu'une ÉQPR et une ÉQDR soient exécutées pour un même site à différentes étapes de l'évaluation, selon les données disponibles provenant de l'étude du site.

Des caractéristiques générales des ÉQPR et des ÉQDR sont décrites au **Tableau 1** ci-dessous.

**Tableau 1** : Certaines caractéristiques des ÉQPR et des ÉQDR

Caractéristique	ÉQPR	ÉQDR
<b>Milieus environnementaux échantillonnés et caractérisés</b>	Généralement, la caractérisation est limitée aux concentrations de substances chimiques dans les sols et potentiellement dans les eaux souterraines. S'il s'agit d'un site aquatique, ceci peut inclure l'eau de surface et les sédiments.	Caractérisation exhaustive : divers milieux environnementaux sont échantillonnés selon les besoins du site. Les milieux peuvent inclure le sol, l'eau souterraine, les vapeurs du sol, l'air intérieur, les sédiments, l'eau de surface et le biote.  Les milieux sont susceptibles d'être caractérisés physiquement (p. ex. granulométrie du sol, conductivité hydraulique) et chimiquement (p. ex. teneur en carbone organique, capacité tampon).
<b>Quantité de données</b>	Limitée : généralement restreinte aux données rassemblées pendant l'évaluation environnementale de site (ÉES) pour confirmer la contamination et circonscrire de manière limitée les « points chauds » (une étude complémentaire pourrait être requise).	Importante : en général, inclut un plan d'échantillonnage conçu pour quantifier les concentrations de contaminants de façon fiable et représentative dans chaque milieu environnemental.

<sup>1</sup> *L'approche itérative*, dans le contexte des ÉRSR, implique de répéter le processus tout en ajoutant graduellement des couches progressives de raffinement, de détails et de complexité. Ainsi, bien que les ÉQPR et les ÉQDR puissent être considérées comme des processus autonomes dans certaines situations, elles peuvent aussi faire partie d'une évaluation itérative.





Caractéristique	ÉQPR	ÉQDR
<b>Valeur statistique utilisée pour représenter les niveaux de contaminant potentiellement préoccupant (CPP)* au point d'exposition</b>	Concentration maximale mesurée ou estimation d'une limite supérieure de la concentration (p. ex. limite supérieure de l'intervalle de confiance [LSIC] à 95 % de la moyenne, 90 <sup>e</sup> centile); d'autres valeurs statistiques pourraient être utilisées, selon les données disponibles.	Généralement, une mesure de la tendance centrale (p. ex. moyenne, médiane, mode) selon les données disponibles; ou paramètres clés décrivant les distributions statistiques sous-jacentes (p. ex. centiles, variance, limites inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la moyenne, les fonctions de distribution de probabilités ou cumulatives).
<b>Recours à la modélisation</b>	Une modélisation pourrait être utilisée en l'absence de données pour des milieux autres que les sols (et peut-être les eaux souterraines).	Généralement, des données seront recueillies pour tous les milieux environnementaux susceptibles d'être touchés ou de constituer une source d'exposition importante; la modélisation pourrait aussi être utilisée.
<b>Caractérisation des récepteurs</b>	Généralement limitée à des hypothèses normalisées et prudentes.	Propre au site, surtout en ce qui concerne la nature et l'ampleur de l'utilisation du site et les profils temporels des activités humaines (quand et comment le site est utilisé par les récepteurs); la quantification des caractéristiques des récepteurs tend à être plus précise et avec un moindre degré d'incertitude.
<b>Caractérisation des risques</b>	<p>Pour les effets à seuil, la caractérisation des risques est basée sur une valeur égale à 20 % de la dose journalière tolérable (DJT) puisque l'exposition attribuable aux sources de fond (sans lien avec le site) n'est pas quantifiée (c.-à-d. quotient de danger [QD] cible de 0,2).</p> <p>Pour les substances cancérigènes sans seuil, la caractérisation des risques pour les sites contaminés fédéraux est basée sur un risque additionnel de cancer (RAC) à vie acceptable de <math>1 \times 10^{-5}</math> (le RAC est indépendant des sources de fond).</p>	<p>Pour les effets à seuil, la caractérisation des risques peut être basée sur une valeur égale à 100 % de la DJT lorsque l'exposition aux sources de fond est quantifiée (c.-à-d. QD cible de 1).</p> <p>Pour les substances cancérigènes sans seuil, la caractérisation des risques pour les sites contaminés fédéraux est basée sur un RAC à vie acceptable de <math>1 \times 10^{-5}</math> (le RAC est indépendant des sources de fond).</p>

**Remarque :** Ces énoncés ne sont que des généralisations. Les ÉQPR et les ÉQDR ne peuvent pas toujours être décrites avec précision, mais elles font souvent partie d'une approche itérative allant d'ÉRSR moins détaillées à des ÉRSR plus détaillées (les ÉQDR peuvent intégrer certaines caractéristiques des ÉQPR et vice versa).

\* Pour la définition de ce que constitue un CPP, voir la [Section 2.4.1](#).



### 1.4.1 ÉVALUATION QUANTITATIVE PRÉLIMINAIRE DES RISQUES (ÉQPR)

Une ÉQPR est une évaluation des risques pour la santé humaine qui applique généralement un niveau élevé de prudence dans l'estimation de l'exposition. C'est pourquoi lorsque des risques négligeables ou acceptables pour la santé humaine sont identifiés en utilisant les méthodes prudentes de l'ÉQPR, et si le site a été adéquatement caractérisé (p. ex. analyses adéquates et suffisantes pour tous les contaminants susceptibles d'être présents sur le site et dans tous les milieux environnementaux pertinents et les zones de préoccupation environnementale potentielle (ZPEP), de façon à avoir une certitude raisonnable que la concentration maximale ou quasi maximale a été mesurée), il est possible qu'aucun travail additionnel ne soit requis pour évaluer les risques potentiels pour la santé.

Une ÉQPR peut être utilisée à titre d'évaluation préalable des risques ou pour déterminer s'il existe des lacunes dans les données de l'ÉES ou dans les hypothèses sur l'exposition. L'ÉQPR peut également étayer le besoin de données pour l'évaluation des risques potentiels pour la santé humaine (p. ex. impacts sur les aliments d'origine locale ou autre milieu, délimitation de la contamination) avant d'entreprendre une ÉQDR.

Pour que le site soit adéquatement caractérisé aux fins d'une ÉRSR, toutes les sources de contamination doivent être identifiées, de même que l'étendue latérale et verticale de la contamination. Des données suffisantes doivent être disponibles pour identifier la concentration de chaque CPP à un point d'exposition (la concentration maximale mesurée est recommandée lorsque les données sont insuffisantes pour délimiter la contamination). De plus, s'il y a des impacts sur l'eau souterraine, le panache de la nappe d'eau souterraine contaminée devrait être défini et les répercussions potentielles sur les récepteurs humains sur le site ou en aval du site doivent être identifiées. Les autres milieux potentiellement touchés doivent être abordés dans l'évaluation des risques à l'aide de données mesurées ou modélisées.

Les ministères gardiens pourraient choisir d'utiliser les résultats d'une ÉQPR pour informer la gestion du site sans effectuer une ÉQDR dans les circonstances suivantes :

- en considérant le coût et la faisabilité de l'approche de gestion des risques ou d'assainissement proposée par rapport au coût d'une étude plus approfondie;
- si l'ÉQPR identifie que les estimations prudentes des risques pour la santé sont inacceptables, de telle sorte que des mesures d'assainissement ou de gestion des risques (p. ex. le recouvrement des sols) sont requises sans évaluation additionnelle, et qu'une ÉQDR ne conduirait pas à une évaluation significativement différente des risques ou des mesures à prendre; et
- en tant qu'évaluation prudente pour les sites non complexes (p. ex. les sites pour lesquels peu de milieux environnementaux sont affectés ou pour lesquels il n'y a pas une grande variabilité à l'intérieur du site concernant les activités humaines, les types et les concentrations de contaminants, ou autres conditions du site) ou ne nécessitant qu'une évaluation quantitative préalable des risques.

Si des risques potentiels sont identifiés dans une ÉQPR, une ÉQDR pourrait être réalisée pour atténuer les incertitudes relatives aux hypothèses d'exposition (si cette approche est jugée appropriée pour le site). Cela pourrait nécessiter une étude de site complémentaire pour remédier aux lacunes dans les données et mieux caractériser la contamination dans différents milieux sur le site. Ainsi, lorsqu'une ÉQPR détermine que, pour des estimations prudentes d'exposition, des risques potentiellement inacceptables existent pour la santé humaine, il pourrait être approprié d'entreprendre une ÉQDR avant de définir les options d'assainissement ou de gestion des risques.



Si une ÉQPR est destinée à être utilisée comme base pour les décisions relatives à la gestion des risques, le rapport doit clairement indiquer comment l'évaluation est adéquate pour soutenir la gestion des risques et noter les lacunes ou incertitudes dans les données de l'ÉQPR.

#### 1.4.2 ÉVALUATION QUANTITATIVE DÉTAILLÉE DES RISQUES (ÉQDR)

Le but d'une ÉQDR est de produire une estimation plus précise (c.-à-d. avec moins d'incertitude), solide, et représentative des risques que celle produite par une ÉQPR qui repose sur des hypothèses plus prudentes. Bien que le niveau de détail d'une telle ÉQDR puisse varier considérablement, une ÉQDR utilise généralement des données de caractérisation du site plus complètes et de l'information sur l'exposition plus représentative ou propre au site.

Dans certains cas, une ÉQDR peut être beaucoup plus approfondie qu'une ÉQPR, mais dans d'autres cas, il est possible qu'elle ne soit pas très différente, car certains sites nécessitent seulement de petits ajustements à l'évaluation de l'exposition d'une ÉQPR pour fournir des estimations de risques plus spécifiques au site dans une ÉQDR. Le niveau de détail d'une ÉQDR dépendra des conditions propres au site. Une ÉQDR est l'outil généralement approprié pour l'évaluation des risques de la plupart des sites contaminés afin d'éclairer la prise de décisions en matière de gestion ou d'atténuation des risques.

Une ÉQDR peut inclure une évaluation plus robuste de l'exposition (p. ex. relativement à l'intrusion de vapeurs, à l'ingestion d'aliments, à la biodisponibilité des substances chimiques) et des risques associés aux expositions de courte durée. Le besoin pour un plus haut niveau de détail est généralement déterminé en fonction des avantages d'une diminution de l'incertitude dans l'estimation des risques par rapport aux coûts et aux ressources nécessaires pour recueillir des données additionnelles et entreprendre une évaluation plus détaillée. Une ÉQDR peut être particulièrement indiquée dans les situations où il existe une grande variabilité à l'intérieur du site en ce qui concerne les activités humaines, les types de contaminants, les concentrations, le nombre de milieux touchés et d'autres conditions du site. Un vaste site, tel qu'une collectivité possédant diverses zones de contamination, peut englober plusieurs ZPEP qu'il convient d'examiner séparément.

Des orientations pour la conduite des ÉQDR pour les sites fédéraux contaminés sont présentées dans SC (2010a). Ce document peut être obtenu en communiquant avec SC par courriel à l'adresse [cs-sc@hc-sc.gc.ca](mailto:cs-sc@hc-sc.gc.ca).

### 1.5 AUTRES DOCUMENTS D'ORIENTATION DE SANTÉ CANADA

SC a publié plusieurs documents d'orientation sur l'évaluation des risques pour la santé humaine associés à la présence de contaminants dans divers milieux découlant d'activités historiques sur les sites contaminés fédéraux. Cela comprend un guide sur la préparation des énoncés des travaux pour des ÉRSR, des valeurs toxicologiques de référence, des listes de vérification pour l'examen par les pairs, et des orientations supplémentaires pour des milieux environnementaux particuliers qui sont décrites ci-après. Ils peuvent être fournis sur demande adressée par courriel à [cs-sc@hc-sc.gc.ca](mailto:cs-sc@hc-sc.gc.ca). L'utilisation de la plupart de ces documents d'orientation est plus courante dans une ÉQDR qui couvre plusieurs milieux et dans laquelle les estimations d'exposition sont davantage précisées.

Les aliments cultivés ou récoltés sur un site contaminé, ou autrement touchés par un site contaminé, pourraient être inclus dans une évaluation des risques. Les **aliments d'origine locale** peuvent désigner des aliments traditionnels ou des aliments qui ne sont pas destinés à la vente commerciale (p. ex. les activités de subsistance, les potagers résidentiels, les baies sauvages). Pour les sites contaminés où les aliments



d'origine locale pourraient être touchés, il est recommandé d'utiliser le guide d'orientation intitulé *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : Guide supplémentaire sur l'évaluation des risques pour la santé humaine liés aux aliments d'origine locale* (ÉRS<sub>H</sub><sup>aliments</sup>) (SC, 2010e).

Pour l'évaluation des sites contaminés susceptibles d'inclure une exposition par **intrusion de vapeurs** (migration de substances chimiques volatiles à partir d'eaux souterraines ou de sols contaminés vers l'air intérieur), des orientations sont fournies dans *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : Guide supplémentaire sur l'évaluation de l'intrusion de vapeurs du sol pour les sites contaminés fédéraux* (SC, 2023). Ce guide devrait être utilisé conjointement avec les *Standards pancanadiens relatifs aux hydrocarbures pétroliers (HCP) dans le sol*, établis et publiés par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2008a-c), et le *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des vapeurs des sols en vue de prévenir leur inhalation par l'humain* (CCME, 2014).

Le document d'orientation intitulé *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie VI : L'évaluation quantitative détaillée des risques radiologiques pour la santé humaine* (ÉQDR<sub>RAD</sub>) (SC, 2010c) ainsi que SC devraient être consultés dans le cas des sites présentant des **risques radiologiques**.

Le document intitulé *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : Guide supplémentaire sur l'évaluation des risques pour la santé humaine liés à la qualité de l'air* (SC, 2017a) fournit des directives et de l'information sur des questions et des méthodes clés pour effectuer l'ÉRS<sub>H</sub> de **substances chimiques présentes dans l'air** sur les sites contaminés fédéraux.

Là où les **dépôts de poussière intérieure** pourraient constituer une voie d'exposition importante, leur caractérisation, en plus de celle des sols pourrait être justifiée aux fins de la gestion des risques ou de l'évaluation de mesures d'atténuation. Le document intitulé *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : Guide supplémentaire sur l'évaluation des risques pour la santé humaine liés aux dépôts de poussière intérieure* (ÉRS<sub>H</sub><sup>POUSSIÈRE</sup>) (SC, 2018) fournit de l'information pour faciliter le calcul des concentrations de dépistage dans la poussière fondées sur la protection de la santé humaine et pour évaluer l'exposition aux CPP dans la poussière intérieure.

Il se pourrait que certaines considérations propres aux **sites aquatiques** (environnements marins et d'eau douce) ne soient pas abordées dans les documents d'orientation générale de SC; par exemple, les caractéristiques des récepteurs et les scénarios d'exposition pour les sites aquatiques (sédiments) pourraient différer de celles des sites terrestres. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : Guide supplémentaire sur l'évaluation des risques pour la santé humaine liés aux sédiments contaminés : voie du contact direct* (SC, 2017b) fournit de l'information relative à l'évaluation de l'exposition humaine à des substances chimiques présentes dans les sédiments par suite d'un contact direct (c.-à-d. ingestion involontaire, contact cutané et inhalation de particules).

Pour les sites où il pourrait être souhaitable de préciser les estimations de l'exposition, *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : Guide supplémentaire sur l'évaluation des risques pour la santé humaine liés à la biodisponibilité orale des substances dans les sols et les milieux assimilables à des sols* (SC, 2017c) fournit des méthodes pour intégrer des ajustements de la **biodisponibilité orale relative** dans l'évaluation des risques. Les ajustements de la biodisponibilité orale relative pourraient permettre des estimations plus précises des risques et fournir un appui pour des objectifs d'assainissement propres au site.



## 1.6 UTILISATION FÉDÉRALE ACTUELLE ET PRÉVUE

Une ÉQPR peut être basée sur les conditions actuelles d'utilisation du terrain afin d'estimer les risques potentiels sur le site pour les personnes qui le fréquentent actuellement. L'ÉQPR peut également être réalisée selon un ou plusieurs scénarios d'utilisation fédérale envisagés pour le site, particulièrement dans le cas où l'utilisation future sera sensiblement différente des conditions actuelles.

L'utilisation des propriétés adjacentes ou avoisinantes devrait également être considérée dans les ÉRSH si la migration potentielle de substances chimiques causée par des activités historiques ou actuelles (p. ex. par l'érosion du sol, le mouvement de l'eau de surface ou de l'eau souterraine) pourrait avoir des répercussions sur les propriétés avoisinantes (p. ex. des secteurs résidentiels à proximité d'un site industriel). Tel que mentionné précédemment, s'il y a un potentiel de migration hors site de contaminants, il pourrait être nécessaire de consulter une autre autorité réglementaire (p. ex. un organisme gouvernemental P/T) et de tenir compte de leurs exigences.

## 2.0 CONTENU DU RAPPORT

Il est important que chaque rapport d'évaluation des risques constitue un document autonome et de fournir des références complètes aux rapports dans lesquels les données d'évaluation du site pertinentes sont présentées. Toute l'information pertinente, ainsi que les références (p. ex. pour les équations, les hypothèses, les modèles), doivent être incluses dans le rapport pour une révision technique. Toutefois, cela ne signifie pas que toute l'information doit être incorporée dans le rapport d'évaluation des risques, mais plutôt que toute l'information utilisée pour soutenir l'évaluation des risques doit être clairement référencée et que les rapports pertinents doivent être fournis pour permettre un examen technique. Cela renforcera davantage la transparence du rapport et permettra aux gardiens responsables de la gestion du site de prendre des décisions fondées sur des données probantes.

Les orientations qui suivent ont été structurées en s'appuyant sur les éléments que SC recommande d'inclure dans le rapport de l'ÉQPR. Il est entendu que les styles de rédaction ou de présentation standard des rapports peuvent différer quelque peu de ce qui est présenté ci-après. D'autres formats de présentation des rapports sont acceptables, dans la mesure où toute l'information requise est incluse.

### 2.1 RÉSUMÉ

Un bref résumé des particularités du site, de l'énoncé du problème, des résultats et des conclusions de l'ÉQPR, ainsi que toute recommandation découlant de l'analyse doivent être présentés dans le sommaire exécutif. En particulier, toutes les hypothèses de l'évaluation des risques susceptibles de limiter le(s) utilisation(s) du site ou d'avoir des implications pour les mesures de gestion des risques doivent être soulignées. Par exemple, si l'évaluation des risques conclut que les risques inacceptables pour la santé liés au contact direct avec le sol contaminé peuvent être atténués par un recouvrement agissant comme barrière, il convient de l'indiquer dans le résumé, car cela pourrait avoir des implications pour la gestion des risques (c.-à-d. l'ÉQPR peut contenir une recommandation que la barrière soit maintenue dans le cadre de la gestion des risques).





## 2.2 INTRODUCTION

Il faut énoncer clairement les objectifs et la portée de l'ÉQPR dans l'introduction. Par exemple, un ou plusieurs des objectifs suivants pourraient être applicables :

- évaluer les risques potentiels pour la santé humaine posés par l'exposition à des contaminants en regard de l'utilisation et des conditions actuelles du terrain;
- déterminer si des données additionnelles ou une évaluation plus détaillée des risques sont requises;
- déterminer s'il est nécessaire d'identifier des mesures de gestion des risques ou des objectifs d'assainissement propres au site; et
- évaluer les risques potentiels pour la santé humaine associés aux conditions et aux usages fédéraux envisagés.

Cette section doit aussi identifier le ministère client et l'évaluateur des risques chargé de l'ÉQPR.

## 2.3 DESCRIPTION DU SITE

Une brève, mais complète description du site doit être fournie, y compris un résumé de toutes les caractéristiques pertinentes à la compréhension et à l'évaluation de l'exposition potentielle sur le site (et hors site, le cas échéant). Cette section présente les aspects essentiels des évaluations environnementales de site (ÉES; aussi appelée caractérisation des sites) et d'autres études/sources de données pertinentes. Les sous-sections peuvent inclure, sans nécessairement s'y limiter, les éléments suivants :

- la désignation du site;
- le propriétaire du site;
- l'emplacement du site;
- l'usage actuel du site (et l'usage prévu, si cette information est pertinente);
- les usages et les récepteurs potentiels hors site (et les impacts potentiels, si pertinent);
- l'historique de l'utilisation du terrain (incluant l'historique d'utilisation des terrains avoisinants, si pertinent);
- l'environnement bâti (recouvrement de surface, bâtiments et autres infrastructures);
- la topographie;
- la géologie;
- l'hydrogéologie et l'hydrologie, en précisant les utilisations actuelles ou potentielles de l'eau souterraine et des eaux de surface (p. ex. source d'eau potable, irrigation, activités récréatives);
- la distance de la collectivité la plus proche (p. ex. communauté autochtone, village, ville);
- une estimation du nombre d'habitants de la collectivité la plus proche;
- les résumés des ÉES, de l'échantillonnage, des analyses, des évaluations des risques et des travaux d'assainissement menés antérieurement sur le site avec renvois aux rapports pertinents;
- le résumé de la contamination sur le site pour chaque milieu environnemental (p. ex. pour les sols en surface et les sols en profondeur, pour l'eau souterraine), y compris l'identification et la description de toutes les zones de concentrations élevées, des panaches de produit libre (liquides légers ou denses en phase non aqueuse), etc.;
- les concentrations de fond locales ou régionales des CPP (si disponibles et appropriées).



La description du site doit être étayée par l'inclusion de figures montrant l'emplacement du site, les utilisations historiques et actuelles (et, le cas échéant, celles des propriétés adjacentes ou à proximité), l'environnement bâti, tous les lieux d'échantillonnage, les endroits où des dépassements des critères applicables sont observés (et pour quelles substances chimiques ou quel groupe de substances chimiques) et/ou la délimitation des fortes concentrations/gradients de concentration sur le site, l'étendue spatiale du produit libre (le cas échéant), les caractéristiques hydrogéologiques et hydrologiques, l'emplacement des sources ou puits d'eau potable, etc.

### 2.3.1 IDENTIFICATION DE TOUS LES CONTAMINANTS POTENTIELS

Le rapport de l'ÉQPR devrait indiquer si des données adéquates ont été obtenues dans le cadre des ÉES pour toutes les substances pouvant être associées aux usages historiques et actuels sur le site (ou hors site, si pertinent) et pour tous les milieux environnementaux et emplacements pertinents (c.-à-d. les ZPEP). L'**Annexe A (Section A.2 et Tableau A2)** présente une liste des contaminants potentiels associés à divers secteurs d'activités du gouvernement et de l'industrie. Cette liste n'étant pas exhaustive, il faudra s'en remettre au jugement professionnel après l'examen des activités historiques et actuelles sur le site (et hors site, s'il y a lieu), pour déterminer les contaminants à inclure dans le plan d'échantillonnage et d'analyses.

### 2.3.2 CONCENTRATIONS DES SUBSTANCES CHIMIQUES DANS LES MILIEUX ENVIRONNEMENTAUX

La validité et la pertinence des données sur les concentrations des substances chimiques utilisées aux fins de l'ÉRSR de sites contaminés dépendent largement du caractère adéquat des ÉES. Veuillez consulter le guide du CCME (2016) pour des orientations sur l'ÉES de sites contaminés, comme les méthodes d'échantillonnage et d'analyses, la gestion des données, et la préparation des plans d'échantillonnage et d'analyses et d'assurance de la qualité.

Une solide caractérisation du site et de tous les milieux potentiellement touchés est nécessaire pour réaliser une ÉRSR complète. De manière minimale, un échantillonnage suffisant est requis dans les zones susceptibles de présenter des concentrations élevées de substances chimiques en raison d'activités historiques. Les concentrations maximales mesurées sont comparées aux recommandations pour la qualité de l'environnement visant la protection de la santé humaine, afin d'identifier les CPP à l'étape de l'énoncé du problème. Par exemple, toutes les substances chimiques dont les concentrations caractérisées dans le sol dépassent les recommandations pour la qualité des sols doivent être retenues comme CPP dans l'ÉRSR. Une quantité suffisante de données est requise pour effectuer des évaluations statistiques afin d'estimer les concentrations représentatives au point d'exposition qui sont utilisées dans l'évaluation de l'exposition (voir la **section 2.6.1**).

Il n'est pas approprié de dépister les CPP en utilisant la concentration moyenne dans les milieux environnementaux, car cela peut entraîner qu'une contamination résiduelle sur le site ne soit pas prise en compte dans l'évaluation des risques. Pour tout dépassement d'une recommandation (par exemple, la concentration maximale), le CPP doit être retenu pour une évaluation plus approfondie dans le cadre de l'évaluation des risques. Une évaluation quantitative des risques n'est pas nécessaire pour la contamination qui sera retirée du site dans le cadre d'un plan d'assainissement ciblé, lorsque la contamination est entièrement délimitée et que les informations relatives aux zones assainies sont entièrement documentées.



Un échantillonnage supplémentaire peut être nécessaire avant de compléter une ÉRSH si certains milieux environnementaux pertinents ou ZPEP n'ont pas fait l'objet d'un échantillonnage suffisant quant aux emplacements de prélèvement des échantillons et aux nombres et types d'analyses effectuées. Cela est important, car un manque de données sera identifié comme une incertitude associée à l'évaluation des risques.

Le rapport d'ÉRSH doit présenter toutes les données pertinentes concernant les concentrations de substances chimiques dans les différents milieux environnementaux sur le site. Celles-ci proviendront de toutes les activités d'échantillonnage antérieures effectuées, sans se limiter à la plus récente collecte de données, bien que des données antérieures puissent être exclues avec justification (p. ex. quand les données antérieures ne reflètent pas les conditions actuelles du site). Pour chaque milieu échantillonné (p. ex. sols, eau souterraine), un ou plusieurs tableaux présentant tous les résultats d'analyse pertinents doivent être fournis à l'étape de l'énoncé du problème de l'ÉRSH (voir la [section 2.4](#)). Ces tableaux doivent également inclure les unités, la date d'échantillonnage, le nombre d'échantillons, les concentrations maximales, les limites de détection, le nombre (ou la proportion) d'échantillons ayant des niveaux sous le seuil de détection, et le nombre (ou la proportion) des échantillons présentant des concentrations supérieures aux critères applicables. D'autres données statistiques (p. ex. les plages de valeurs, les centiles [90e, etc.], les moyennes, les médianes, les LSIC à 95 % de la moyenne, selon les données disponibles et les objectifs de l'ÉRSH) sont utiles pour résumer l'établissement des concentrations aux points d'exposition à l'étape de l'évaluation de l'exposition de l'ÉRSH (voir la [section 2.6.1](#)). Toutefois, comme il est indiqué ci-dessus, les concentrations maximales des substances dans les milieux environnementaux sont utilisées pour le dépistage des CPP.

Pour les échantillons de sols et de sédiments, la profondeur de la prise d'échantillons devrait être indiquée. Il importe que la population d'échantillons soit adéquate pour les fins de statistiques employées pour estimer les concentrations au point d'exposition de chacune des ZPEP. Par exemple, les concentrations de substances chimiques dans les échantillons de sols de surface ne sont pas nécessairement les mêmes que dans les sols plus en profondeur, sauf si l'homogénéité des sols a été démontrée. De même, le rapport devrait indiquer la gamme de taille des particules de sol analysées pour en déterminer la concentration en substances chimiques.

L'ÉES devrait fournir des données adéquates pour estimer l'exposition directe aux contaminants du sol sur le site (par ingestion, contact cutané ou inhalation de particules de sol en suspension dans l'air). L'exposition directe aux contaminants du sol se rapporte principalement aux sols de « surface » (les sols de surface sont définis par le CCME [2006] comme étant ceux situés dans le premier 1,5 m du profil de sol), sauf si des activités sur le site risquent d'entraîner un contact direct avec les sols en profondeur. La couche de surface qui contribue normalement aux expositions accidentelles peut se situer dans les 5–10 premiers centimètres, à condition que le sol ne soit soumis à aucune activité de jardinage, de labour, d'excavation, etc. Toutefois, il **ne faut pas** pour autant en déduire qu'une couche de 5–10 cm de sol propre est considérée comme une couverture suffisante aux fins de la gestion des risques ni qu'une telle couche est représentative de la profondeur de contact avec les sols dans tous les sites. Un plan de gestion des risques peut être employé pour gérer la contamination lorsque la profondeur du sol de surface prise en compte dans l'ÉRSH est inférieure à 1,5 m. La profondeur de la « couche de surface » à laquelle les personnes pourraient être directement exposées peut varier en fonction des conditions propres au site. Le potentiel d'érosion du sol et les activités humaines sur le site (p. ex. jardinage, activités récréatives, entretien du site), en particulier celles qui peuvent compromettre



l'intégrité du revêtement de surface et des sols en place, devraient notamment être considérés. La profondeur supposée des sols de surface doit être clairement indiquée dans le rapport d'ÉRSR, et les données de caractérisation doivent s'appuyer sur la même définition de sols de surface.

Afin d'évaluer les risques découlant d'un contact direct avec les contaminants du sol, le prélèvement d'échantillons peut cibler l'horizon des sols de surface tel que défini par le CCME (2006), allant de la surface à 1,5 m sous la surface, ou une profondeur de sols de surface spécifique au site, différente de cette définition, appuyée par une justification appropriée. Les données provenant de sols plus profonds peuvent être importantes pour l'évaluation de l'intrusion de vapeurs ou de la qualité de l'eau souterraine (les sols peuvent affecter l'eau souterraine utilisée sur le site ou hors site comme source d'eau potable ou à d'autres fins). Des données provenant de sols plus profonds peuvent également être importantes pour caractériser l'exposition potentielle future advenant que ces sols profonds deviennent à découvert.

Le résumé des données sur les sols (p. ex. les concentrations maximales, le nombre d'échantillons analysés et la proportion des échantillons ayant des niveaux sous le seuil de détection) doit être présenté séparément, le cas échéant, pour les sols en surface et les sols en profondeur, de même que pour différents microenvironnements (définis comme des zones plus petites d'un site caractérisées par des plages de concentrations de CPP distinctes et/ou par des profils distincts d'utilisation par les récepteurs). Dans l'analyse statistique des données sur les sols, il n'est généralement pas conseillé de combiner des données provenant de secteurs contaminés avec des données provenant de secteurs non touchés par la source de contamination puisque cela pourrait sous-estimer les concentrations auxquelles les personnes sont exposées si elles passent plus de temps dans les secteurs touchés.

La granulométrie des particules du sol est un autre facteur important qu'il faut prendre en considération dans l'échantillonnage, l'analyse chimique, et l'évaluation de l'exposition. En effet, l'adhérence du sol à la peau (qui contribue à l'absorption cutanée et à l'ingestion accidentelle de sol par transfert mains-bouche) augmente à mesure que la taille des particules de sol diminue (Richardson et coll., 2006). Il est également possible que les concentrations de substances chimiques ne soient pas uniformes dans les différentes fractions granulométriques des particules de sol (Bright et coll., 2006), la concentration pouvant augmenter à mesure que la taille des particules diminue. Des données pour des échantillons de sol en vrac composés de particules de granulométrie < 2 mm sont généralement utilisées dans une évaluation des risques, mais dans certains cas, des analyses chimiques sur des fractions plus fines (c.-à-d. < 250 µm) pourraient être envisagées. Les guides d'orientation de SC (2010a; 2017c) fournissent plus de renseignements à ce sujet.

Le laboratoire exécutant les analyses chimiques doit être accrédité par la *Canadian Association for Laboratory Accreditation* (Association canadienne pour la reconnaissance officielle des laboratoires), le Conseil canadien des normes ou une organisation semblable comme le Programme d'accréditation des laboratoires d'analyse au Québec.



## 2.4 ÉNONCÉ DU PROBLÈME

À titre d'étape initiale du processus d'évaluation des risques, l'énoncé du problème identifie les CPP, les récepteurs, et les voies d'exposition et fournit une base pour les prochaines étapes de l'ÉRSH.

Plus précisément, les sous-sections de l'énoncé du problème incluront, sans toutefois s'y limiter, les éléments suivants :

- le dépistage et l'identification des CPP dans chaque milieu environnemental;
- l'identification et la description des récepteurs humains potentiels;
- l'identification et la description des voies d'exposition opérantes; et
- l'élaboration d'un modèle conceptuel de site résumant les sources, les voies d'exposition et les récepteurs.

Des justifications doivent être fournies pour toute substance chimique ou tout récepteur éliminé de l'évaluation, ainsi que pour toute voie d'exposition jugée non opérante.

Le rapport devrait indiquer clairement les limitations, les incertitudes, et les lacunes associées aux données de concentrations des substances chimiques et autres données disponibles, et déterminer si les données existantes sont suffisantes pour répondre aux besoins de l'ÉRSH. Dans le cadre de l'énoncé du problème, l'évaluateur des risques peut également préciser les besoins en termes de collecte de données additionnelles et autres informations (le cas échéant) aux fins de l'ÉRSH.

Un énoncé du problème approfondi doit être fourni, incluant des justifications pour les hypothèses formulées ainsi qu'une analyse des incertitudes associées aux données, hypothèses, et résultats présentés. Dans certains cas, l'étape de l'énoncé du problème peut fournir une justification suffisante pour conclure le processus d'évaluation des risques. Elle peut également fournir des renseignements relatifs à la gestion des risques ou à l'assainissement.

### 2.4.1 DÉPISTAGE ET IDENTIFICATION DES CONTAMINANTS POTENTIELLEMENT PRÉOCCUPANTS

Le but du dépistage des substances chimiques au stade de l'énoncé du problème est d'identifier les substances chimiques susceptibles de poser des risques pour la santé humaine. Cette étape nécessite l'examen des données de caractérisation des rapports d'ÉES de même que l'examen des activités historiques pour confirmer que l'ensemble des contaminants potentiels ont été pris en considération. Les CPP sont retenus pour les étapes subséquentes de l'évaluation des risques.

Dans le cadre d'une ÉRSH, les CPP sont définis comme suit :

- les substances chimiques dont la concentration **maximale** mesurée sur le site dépasse les critères pertinents pour la qualité de l'environnement visant la protection de la santé humaine (p. ex. les recommandations ou les standards pour la protection de la santé humaine); et
- les substances chimiques dont la concentration **maximale** mesurée sur le site est supérieure aux concentrations de fond locales ou régionales (voir l'**Annexe B**); ou
- les substances chimiques pour lesquelles il n'existe aucun critère visant la protection de la santé humaine ni aucune donnée sur les concentrations de fond.





Toute substance chimique dont la concentration maximale dépasse un critère pour la protection de la santé humaine et qui n'a pas été exclue sur la base d'une comparaison avec les concentrations de fond est retenue comme CPP aux fins d'une évaluation plus approfondie. Si aucun critère pertinent ne peut être identifié aux fins de la comparaison pour une substance chimique particulière et que les concentrations mesurées dépassent les concentrations de fond, cette substance chimique est retenue comme CPP dans l'évaluation des risques. De plus, les limites de détection des laboratoires doivent être inférieures aux critères de dépistage applicables pour permettre la comparaison. Toute substance chimique ayant une limite de détection supérieure au critère de dépistage doit être conservée à titre de CPP.

Les substances chimiques reconnues comme étant des éléments essentiels sont prises en compte dans l'évaluation des risques sauf si une justification suffisante peut être fournie concernant leur exclusion (p. ex. comparaison avec les critères pour la qualité de l'environnement ou les concentrations de fond, analyse des renseignements toxicologiques).

Ces orientations s'appliquent aux sites où des échantillons ponctuels (non composites) ont été prélevés et analysés. Il est recommandé que les évaluations des risques soient basées sur des échantillons ponctuels afin de mieux identifier les zones potentiellement contaminées. Dans les cas où seuls des échantillons composites (deux échantillons ou plus combinés pour n'en former qu'un seul) ont été recueillis, le gardien du site ou l'évaluateur des risques devrait consulter SC pour obtenir de plus amples conseils, puisque les orientations à l'égard de l'ÉRSR dépendraient alors des données de l'ÉES et des profils d'utilisation du site.

Pour chaque milieu contaminé, le dépistage des substances chimiques nécessite l'identification de critères pertinents pour la qualité de l'environnement en fonction de la santé humaine pour les scénarios fédéraux d'utilisation du terrain actuels ou prévus. L'utilisation des terrains des propriétés adjacentes ou avoisinantes pourrait être pertinente s'il y a une possibilité de migration de substances chimiques à l'extérieur du site.

Le plus faible critère de qualité fondé sur la protection de la santé humaine applicable pour la vocation du terrain (p. ex. résidentielle, commerciale), et selon l'utilisation actuelle ou prévue du site fédéral en question, devrait être appliqué pour le dépistage des CPP.

Il est toutefois conseillé de présenter les critères pour la protection de la santé humaine pour chacune des voies d'exposition applicables (p. ex. contact direct, inhalation dans l'air intérieur de vapeurs provenant de sols ou d'eaux souterraines contaminés, ingestion d'eau souterraine), et non seulement les plus stricts pour la catégorie d'utilisation du terrain. Cette façon de faire permettra de mieux démontrer quelles sont les voies critiques et fournira une base et des orientations pour la collecte de données supplémentaires ou l'évaluation des risques.

Le rapport devrait indiquer si l'exposition anticipée et les conditions physiques sur le site correspondent à ce qui a été pris en compte dans le processus d'élaboration des critères (p. ex. le type, la fréquence ou l'intensité de l'exposition humaine). Le rapport devrait également indiquer si des facteurs pourraient exclure le recours à certains critères de qualité fondés sur la santé humaine (p. ex. la présence de voies préférentielles entre la contamination et le bâtiment, ou une contamination à faible profondeur sous le bâtiment). Lorsque les conditions propres au site diffèrent de celles présumées dans l'élaboration des critères, ou lorsque les critères pourraient ne pas assurer une protection suffisante, il est conseillé de conserver la substance chimique comme CPP.



En raison de l'interrelation entre les voies d'exposition, les récepteurs et les CPP, le dépistage des substances chimiques est effectué en conjonction avec le dépistage des récepteurs et des voies d'exposition en tenant compte des caractéristiques physiques propres au site (et dans certains cas, des caractéristiques hors site). Cela implique l'identification et la documentation des sources de contamination, des mécanismes de rejet, des mécanismes du devenir et du transport, des milieux d'exposition, des récepteurs, et des voies de pénétration. En particulier, selon les scénarios d'utilisation du terrain et les paramètres chimiques, les informations recueillies et évaluées pourraient porter sur les utilisations actuelles ou probables de l'eau souterraine, la présence ou présence probable de potagers, les bâtiments (leur emplacement, leurs caractéristiques), le recouvrement de surface, les activités agricoles (cultures maraîchères, produits laitiers et viandes destinés à la consommation humaine), etc. L'élaboration d'un modèle conceptuel initial du site indiquant les sources de contamination, les voies d'exposition et les récepteurs est recommandée dans le cadre du dépistage des substances chimiques en fonction des critères de qualité environnementale fondés sur la santé humaine.

#### 2.4.1.1 RECOMMANDATIONS POUR LE DÉPISTAGE DANS LE SOL

Dans les ÉRSH, les CPP dans les sols sont identifiés en comparant les concentrations **maximales** sur le site aux *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols* du CCME (1999 et mises à jour subséquentes) visant la protection de la santé humaine. Toutefois, si des valeurs de dépistage plus récentes sont disponibles auprès d'organismes de réglementation, elles peuvent être utilisées avec une justification. Pour les sites contaminés fédéraux où des hydrocarbures pétroliers pourraient être présents, les standards du 1er volet du *Standard pancanadien relatif aux hydrocarbures pétroliers dans le sol* (CCME, 2008a) sont également utilisés pour le dépistage.

Si des propriétés fédérales sont en voie d'être cédées à un organisme P/T ou s'il y a possibilité de migration hors site de la contamination, il conviendrait de consulter les autorités fédérales et P/T pour confirmer que les protocoles appropriés et les critères pertinents ont été respectés.

Lorsqu'aucun(e) recommandation/standard du CCME pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine n'est disponible pour une substance particulière, des recommandations ou normes P/T fondées sur la protection de la santé humaine pourront être utilisées, en appliquant les ajustements appropriés au besoin (voir ci-après). Là où, pour une substance chimique en particulier, aucune compétence canadienne n'a établi de critères de qualité des sols pour la protection de la santé humaine, les critères élaborés par d'autres compétences, comme l'*Environmental Protection Agency* des États-Unis (US EPA), pourront être utilisés.

Lorsque des critères pour la qualité des sols provenant de sources autres que le CCME sont adoptés aux fins du dépistage des substances chimiques, il pourrait être nécessaire d'y apporter des ajustements, afin que ceux-ci soient conformes aux recommandations du CCME. Par exemple, si les recommandations fondées sur la santé pour des substances cancérigènes sans seuil d'effet sont calculées en fonction d'un risque additionnel de cancer (RAC) à vie cible de  $1 \times 10^{-6}$  (un sur un million), elles peuvent être ajustées pour un RAC cible de  $1 \times 10^{-5}$  (un sur 100 000) conformément au niveau de risque jugé essentiellement négligeable par SC (voir l'**Annexe C**). Pour les substances chimiques ayant des valeurs toxicologiques de référence (VTR) basées sur des effets à seuil, les critères proposés par d'autres compétences, comme les niveaux de dépistage régionaux (*Regional Screening Levels [RSLs] – Generic Tables*) de l'US EPA (2023), pourraient être utilisés. Toutefois, ces critères pourraient nécessiter des ajustements pour les rendre approximativement équivalents aux recommandations/standards du CCME qui sont généralement fondés sur un quotient de danger (QD) de 0,2 pour l'exposition au sol.



Veillez communiquer avec SC pour des conseils relatifs aux ajustements pour les critères provenant d'autres compétences. Si des critères autres que ceux élaborés par le CCME sont utilisés pour le dépistage, une justification détaillée doit être fournie (incluant les fondements du critère et tout ajustement apporté).

#### 2.4.1.2 RECOMMANDATIONS POUR LE DÉPISTAGE DANS L'EAU SOUTERRAINE

Pour les substances chimiques dans l'eau souterraine potable, les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Tableaux sommaires* (SC, 2022) peuvent être utilisées pour le dépistage des CPP sur les sites fédéraux ou, en l'absence de recommandations de SC, d'autres critères semblables peuvent être appliqués avec justification à l'appui. Toutefois, l'application des recommandations de SC (2022) ou de critères semblables demeure au choix du ministère gardien si l'eau souterraine n'est pas une source, actuelle ou prévue, d'eau potable.

Là où des substances volatiles sont présentes dans l'eau souterraine et où l'inhalation est une voie d'exposition pertinente, l'évaluateur des risques doit vérifier que la voie de migration des vapeurs dans l'air intérieur a été prise en compte dans les critères de dépistage utilisés. Le dépistage des substances chimiques volatiles dans l'eau souterraine devrait se faire en comparant les concentrations **maximales** mesurées sur le site aux valeurs pertinentes tirées du document *Recommandations fédérales intérimaires pour la qualité des eaux souterraines [RFIQES] sur les sites contaminés fédéraux* (Environnement Canada, 2016) jusqu'à ce que des recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement soient disponibles pour l'eau souterraine. Pour les substances chimiques volatiles non incluses dans les RFIQES, des critères provenant d'autres compétences peuvent être utilisés, ou les substances devront être retenues dans l'évaluation des risques en l'absence de tout critère de dépistage.

Le rapport doit indiquer si l'eau souterraine touchée peut soutenir d'autres usages que la consommation d'eau potable (p. ex. irrigation, abreuvement du bétail), ou si elle peut affecter d'autres milieux (p. ex. eaux de surface, sols de surface) impliquant potentiellement une exposition humaine. En l'absence de critères de dépistage appropriés pour évaluer ces voies, la présence de substances pour ces voies spécifiques peut faire l'objet d'une évaluation plus poussée dans le cadre de l'évaluation des risques.

Lorsqu'il y a des indices de migration hors site d'eau souterraine contaminée (ou lorsque cela est suspecté), les exigences applicables des compétences, par exemple P/T, doivent être identifiées.

#### 2.4.1.3 DÉPISTAGE SELON LES CONCENTRATIONS DE FOND LOCALES ET RÉGIONALES

De nombreuses substances qui se retrouvent sur les sites contaminés sont naturellement présentes ou largement répandues dans l'environnement (p. ex. certains métaux, les hydrocarbures aromatiques polycycliques [HAP], les dibenzo-p-dioxines polychlorées et les dibenzofurannes polychlorés [PCDD/PCDF]), et les concentrations peuvent varier d'une région à l'autre. Les recommandations pour la qualité des sols du CCME peuvent être établies à des concentrations inférieures aux concentrations de fond régionales dans certains secteurs. Dans de tels cas, il peut être approprié de comparer les concentrations sur le site à des données fiables sur les concentrations de fond afin de déterminer si les concentrations de substances sur le site peuvent ou non résulter de sources anthropiques liées au site. Les estimations des concentrations de fond peuvent être déterminées à partir d'enquêtes locales ou régionales (p. ex. de bases de données fédérales ou provinciales) sur les milieux concernés (p. ex. le sol, les eaux souterraines, les eaux de surface ou les sédiments), si elles sont disponibles, ou à partir du prélèvement et de l'analyse d'échantillons



provenant de zones de référence appropriées. Les données sur les concentrations de fond doivent être exemptes de l'influence de toute source anthropique ponctuelle à l'égard des substances d'intérêt. La spéciation des métaux peut être importante dans la détermination des concentrations de fond par rapport à la contamination liée au site. Une justification détaillée doit être fournie pour toutes les concentrations de fond présentées dans l'ÉRSR (p. ex. d'une compétence P/T ou d'un échantillonnage dans le cadre d'une ÉES).

Si les concentrations mesurées sur le site se situent dans la plage des concentrations de fond locales ou régionales, la substance peut être exclue des analyses subséquentes en tant que CPP, sauf si elle doit spécifiquement être retenue dans le cadre du projet. Toutefois, si les concentrations d'une substance sur le site se situent dans la plage des concentrations de fond locales ou régionales, mais qu'elles sont plus élevées que les concentrations établies pour assurer la protection de la santé humaine, il serait prudent de la retenir comme CPP afin de procéder à une évaluation plus approfondie. Si un CPP présent régionalement à des niveaux élevés (c.-à-d. supérieurs aux recommandations appropriées) n'est pas retenu pour une évaluation plus approfondie, le rapport d'évaluation des risques doit indiquer que les risques pour la santé associés à cette substance n'ont pas été évalués.

Une discussion plus approfondie sur les concentrations de fond est fournie à l'**Annexe B**.

## 2.4.2 IDENTIFICATION DES RÉCÉPTEURS HUMAINS POTENTIELS

Au stade de l'énoncé du problème de l'évaluation des risques, tous les récepteurs humains potentiels (c.-à-d. les personnes qui pourraient être exposées aux CPP du site) doivent être identifiés. Cela comprend les personnes qui fréquentent le site régulièrement ou de façon intermittente, de même que les personnes hors site qui pourraient être touchées d'une façon ou d'une autre par la contamination.

Les récepteurs identifiés dépendront de l'utilisation du terrain. Les récepteurs potentiels peuvent également inclure les occupants de propriétés voisines, s'il y a eu migration de la contamination hors site ou si une telle migration est possible. Dans ces cas, l'utilisation du terrain sur la propriété voisine, et non l'utilisation des terres fédérales, déterminera les groupes de récepteurs hors site pertinents.

Les sites contaminés situés sur des terrains à vocation agricole, résidentielle et récréative sont généralement évalués en fonction des risques à la santé qu'ils présentent pour le grand public. Quant aux établissements institutionnels (écoles, hôpitaux, etc.), les risques sont évalués pour les membres du grand public; les groupes d'âge, fréquence et durée d'exposition sont alors fonction du type d'établissement. Les terrains à vocation commerciale et industrielle sont évalués à la fois pour le grand public et les employés si ces deux groupes de récepteurs y ont accès.

Dans le cas des sites commerciaux, une distinction est faite entre ceux qui comprennent des installations de garderie et ceux qui n'en ont pas. Les sites commerciaux avec garderie nécessitent une évaluation des risques tenant compte des récepteurs les plus sensibles comme les nourrissons, les tout-petits et les enfants qui fréquentent ces établissements. Quant aux sites industriels et autres sites professionnels auxquels l'accès du public est contrôlé ou limité, le personnel constituera généralement le principal groupe de récepteurs. Les employés sont présumés être uniquement des adultes (y compris les personnes enceintes ou qui pourraient le devenir), sauf dans le cas d'emplois généralement occupés par des jeunes durant l'été (p. ex. plantation d'arbres, aménagement paysager).



Dans chaque groupe de récepteurs, tous les groupes d'âge susceptibles d'être exposés aux CPP du site doivent être identifiés. Les groupes d'âge à considérer sont les nourrissons (0 à 5 mois inclusivement [c.-à-d. 0 à < 6 mois], les tout-petits (6 mois à 4 ans inclusivement), les enfants (5 à 11 ans inclusivement), les adolescents (12 à 19 ans inclusivement) et les adultes ( $\geq 20$  ans).

Les groupes de récepteurs clés (c.-à-d. ceux qui risquent le plus d'être exposés ou les plus sensibles aux substances toxiques) doivent être identifiés et évalués (p. ex. les nourrissons, les tout-petits, les consommateurs de plus grandes quantités d'aliments d'origine locale). Les sites connus pour être fréquentés par des membres des communautés autochtones, ou situés à proximité de ces communautés, doivent être évalués en fonction des risques pour ces populations, car elles peuvent utiliser le site d'une manière différente du grand public (p. ex. utilisation accrue d'aliments traditionnels susceptibles d'être affectés par les contaminants présents dans les milieux environnementaux).

Une justification détaillée doit être fournie pour tout récepteur ou groupe d'âge exclu de l'évaluation des risques.

### 2.4.3 IDENTIFICATION DES VOIES D'EXPOSITION OPÉRANTES

Le but de l'identification des voies d'exposition au stade de l'énoncé du problème consiste à identifier et dépister les voies potentiellement préoccupantes. Aux fins de l'évaluation des risques, une voie d'exposition comprend une source de contamination, un mécanisme de rejet de substances chimiques, un milieu de rétention ou de transport, un point de contact potentiel avec le milieu contaminé (point d'exposition), et une voie de pénétration. La voie de pénétration (ingestion, inhalation, contact cutané) désigne la manière par laquelle une substance chimique entre en contact physique avec ou pénètre dans le corps.

Pour qu'une voie d'exposition existe, toutes les composantes de la voie doivent être présentes. En raison de cette interrelation entre les substances chimiques, les récepteurs et les voies d'exposition, il importe que le dépistage des voies d'exposition soit effectué conjointement avec le dépistage des récepteurs et des CPP.

L'exposition aux contaminants à un site peut se produire par plusieurs moyens, incluant, mais sans se limiter à :

- l'ingestion accidentelle de sol contaminé;
- l'absorption cutanée résultant de l'adhérence de sol contaminé à la peau exposée;
- l'ingestion de poussière intérieure ou contact cutané avec de la poussière intérieure qui a été affectée par un sol contaminé;
- l'inhalation, à l'intérieur ou à l'extérieur, de particules de sol ou de poussière contaminées en suspension dans l'air;
- l'inhalation à l'intérieur de vapeurs provenant de sols ou d'eaux souterraines contaminés;
- l'inhalation à l'extérieur de vapeurs s'échappant de sols ou d'eaux souterraines contaminés;
- l'ingestion d'eau souterraine ou de surface contaminées servant de source d'eau potable;
- la consommation de produits agricoles/végétaux se trouvant dans un sol contaminé ou irrigués avec de l'eau contaminée;
- la consommation de produits agricoles/végétaux affectés par le dépôt de poussières contaminées;





- la consommation de bétail ou de gibier pouvant présenter des concentrations tissulaires élevées de CPP;
- la consommation de poissons, mollusques ou crustacés pouvant présenter des concentrations tissulaires élevées de CPP;
- l'inhalation de vapeurs et l'absorption cutanée provenant d'eau contaminée lors de la douche ou du bain; et
- l'ingestion ou l'absorption cutanée provenant d'eau ou de sédiments contaminés lors d'activités aquatiques comme la baignade, le barbotage, la marche ou les jeux sur la plage.

Il se peut qu'une ou plusieurs voies d'exposition ne soient pas opérantes (ou n'existent pas) sur un site contaminé donné. Les voies d'exposition opérantes et inopérantes (ou négligeables) doivent être identifiées, avec une justification détaillée.

Il convient de préciser que l'évaluation des voies d'exposition indirectes (p. ex. consommation de produits du potager, de bétail ou de poisson, inhalation à l'intérieur de vapeurs provenant du sol ou d'eaux souterraines) pourrait nécessiter le prélèvement d'échantillons additionnels ou des modélisations plus approfondies afin d'estimer les transferts entre les milieux, les concentrations au point d'exposition dans le milieu secondaire, etc. Il est possible que la complexité de ces modèles ou d'autres méthodes ne soit pas compatible avec une ÉQPR (niveau d'évaluation plus simple). Par conséquent, une évaluation plus détaillée des risques est généralement justifiée (tel que décrit dans le guide d'orientation sur l'ÉQDR de SC [2010a]).

#### 2.4.4 ÉLABORATION D'UN MODÈLE CONCEPTUEL DE SITE

Le **modèle conceptuel de site (MCS)** est un élément clé de l'étape de l'énoncé du problème d'une évaluation des risques. Le MCS fournit une description complète de toutes les voies d'exposition à des CPP susceptibles de contribuer aux risques pour la santé humaine, en partant de leur source jusqu'aux récepteurs critiques. Ainsi, on y retrouvera de l'information à l'égard des sources de contamination, des mécanismes de rejet, du devenir et du transport à l'intérieur d'un milieu environnemental et entre différents milieux, des points d'exposition, des voies de pénétration (ingestion, inhalation, contact cutané) et des récepteurs critiques. Les incertitudes liées aux données disponibles en appui à l'évaluation des risques doivent également être clairement énoncées et le rapport doit préciser si des données supplémentaires sont nécessaires avant de finaliser le MCS et l'ÉQPR. Le MCS est généralement présenté sous forme narrative accompagnée d'un logigramme (voir l'exemple à la **Figure 1**), d'une illustration, d'un tableau ou d'une liste de vérification (voir SC, 2010a).

Le regroupement de cette information dans un MCS favorise une compréhension claire et commune des préoccupations associées au site pour les évaluateurs des risques, les gestionnaires du site et autres parties prenantes. Le MCS peut également servir de fondement et de guide pour une évaluation quantitative des risques subséquente (p. ex. en aidant à définir les objectifs, la portée, et le niveau de détail). Il permet également de mettre l'accent sur les aspects critiques du problème et peut être utilisé pour guider les consultations auprès des intervenants et la communication des risques.

Les tâches exécutées au stade de l'énoncé du problème doivent permettre de déterminer si des voies d'exposition potentielles existent en plus de décrire quelle pourrait être la valeur ajoutée d'une évaluation quantitative des risques par rapport aux décisions d'évaluation et de gestion du site.



Toutes les combinaisons CPP/voies/récepteurs identifiées ne doivent pas nécessairement faire l'objet d'une évaluation quantitative; par exemple, une évaluation quantitative n'est pas nécessaire si une analyse qualitative révèle que certaines voies sont inopérantes ou que le niveau d'exposition potentielle est négligeable (p. ex. s'il n'y a aucune possibilité pour une personne d'entrer en contact avec la contamination). Des voies peuvent également être exclues sur la base de données de suivi démontrant que la voie n'est pas actuellement active ou en raison de la mise en œuvre de mesures d'atténuation qui empêchent efficacement l'exposition; ces situations peuvent changer au fil du temps et peuvent nécessiter une gestion ou une surveillance à long terme.

Une solide justification est requise avant d'exclure tout CPP, toute voie d'exposition ou tout récepteur de toute considération ultérieure. Le niveau de contamination (c.-à-d. par rapport à des critères de qualité environnementale appropriés fondés sur la santé humaine), la distribution spatiale et temporelle de la contamination, les propriétés physico-chimiques/toxicologiques des CPP, les emplacements et les types d'activités humaines, les conditions du site (p. ex. le recouvrement de surface, les caractéristiques des bâtiments) et toute autre considération pertinente font partie de l'analyse globale.

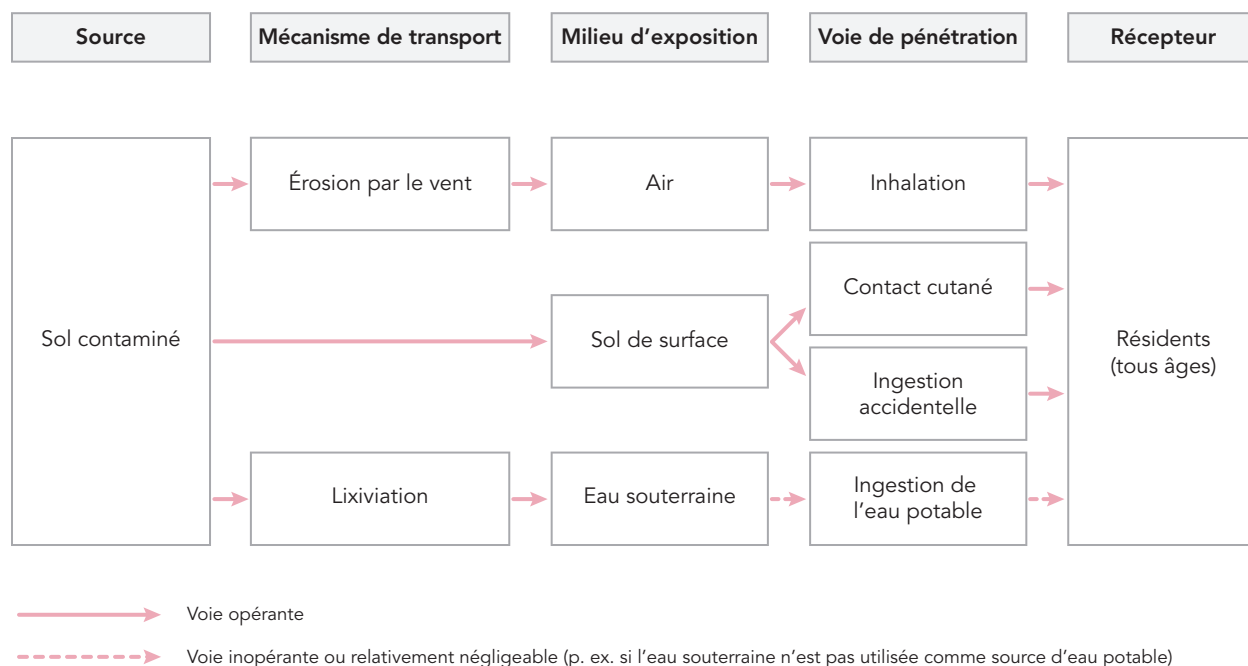
En résumé, le MCS doit clairement identifier les voies d'exposition, les CPP et les récepteurs qui sont retenus pour une évaluation quantitative dans l'évaluation des risques, et fournir une justification claire de toutes les voies d'exposition, CPP et récepteurs qui ne sont pas retenus pour une évaluation plus approfondie (p. ex. les voies inopérantes).

L'énoncé du problème et l'élaboration d'un MCS peuvent également aider à identifier l'information et les données environnementales complémentaires requises pour évaluer adéquatement les risques potentiels pour la santé humaine. Des liens existent aussi entre l'énoncé du problème et d'autres aspects extérieurs au processus d'évaluation des risques, notamment les questions de réglementation, la consultation des intervenants, la sensibilisation du public et la communication des risques ainsi que des enjeux plus vastes de société et de gestion des risques. Compte tenu de l'importance des questions réglementaires et de l'influence des enjeux de société sur la gestion des risques, il est important d'aborder ces enjeux très tôt dans le processus, à l'étape de l'énoncé du problème.

À la fin de l'étape de l'énoncé du problème, un rapport technique provisoire peut être rédigé. Bien que ce rapport puisse constituer une section ou un chapitre du rapport de l'évaluation plus approfondie (quantitative) des risques, il doit dans sa forme provisoire constituer un rapport autonome. Il doit présenter les données, les méthodes, les hypothèses, les justifications, les résultats du dépistage des CPP et de l'identification des récepteurs et des voies d'exposition, le MCS, et inclure une description des incertitudes, des conclusions, et des recommandations découlant de cette première étape de l'ÉRSR. Pour certains sites, ce rapport pourrait fournir une justification suffisante pour conclure le processus d'évaluation des risques à cette étape ou pourrait fournir des renseignements sur les options d'assainissement ou de gestion des risques. Dans d'autres cas, le stade de l'énoncé du problème constituera l'étape préliminaire en vue d'une détermination quantitative plus approfondie des risques dont les éléments sont décrits dans les sections suivantes.



**Figure 1 :** Exemple d'un modèle conceptuel de site (MCS) sous forme de logigramme



## 2.5 ÉVALUATION DE LA TOXICITÉ

Dans le contexte des ÉRSR pour les sites contaminés fédéraux, l'étape de l'évaluation de la toxicité comprend l'identification des effets toxiques potentiels des CPP et la sélection ou l'élaboration de valeurs toxicologiques de référence (VTR). Ces informations sont utilisées conjointement avec les estimations de l'exposition pour la caractérisation des risques. L'évaluation de la toxicité est effectuée pour chaque substance chimique et chaque voie de pénétration identifiées comme étant préoccupantes au stade de l'énoncé du problème. L'évaluation de la toxicité pourrait aussi être menée pour différents groupes d'âge si des VTR propres à l'âge sont disponibles. Les facteurs qui pourraient avoir une incidence sur la toxicité doivent également être pris en considération (p. ex. la durée de l'exposition, la biodisponibilité, la spéciation des métaux).

Le rapport d'ÉQPR doit inclure un bref résumé des principales préoccupations en matière de santé associées à l'exposition à chacun des CPP. Cette information peut faire référence à des documents de SC, le cas échéant. Cela est important pour déterminer si les CPP sont susceptibles d'avoir des effets additifs. Le résumé doit traiter des VTR liées aux effets cancérogènes et non cancérogènes pour chaque voie de pénétration (ingestion, contact cutané, inhalation), y compris la durée d'exposition associée et les effets critiques sur la santé.



Aux fins de l'évaluation des risques, les substances chimiques sont principalement classées en fonction du type de relation dose-réponse, à savoir si l'effet toxique est à seuil ou sans seuil. Un effet nocif à seuil se produit uniquement si une certaine dose (le seuil) est dépassée. On considère qu'un effet nocif pour la santé sans seuil est susceptible de se produire quelle que soit la dose (c.-à-d. relation dose-réponse linéaire, sans seuil). Le type de relation dose-réponse (à seuil ou sans seuil) détermine la méthode et les hypothèses utilisées pour établir les VTR.

En général et jusqu'à preuve du contraire, les substances chimiques causant des effets toxiques autres que le cancer sont présumées présenter une courbe dose-réponse à seuil, et la VTR est exprimée comme dose journalière tolérable (DJT) (peut également être appelée dose de référence [RfD] ou dose journalière admissible [DJA]) ou comme concentration tolérable (CT) – la dose ou la concentration à laquelle une personne pourrait être exposée quotidiennement durant sa vie entière sans subir d'effets nocifs.

En revanche, pour la plupart des substances cancérigènes, une dose seuil ne peut être définie en relation avec l'effet cancérigène et une courbe dose-réponse linéaire est présumée. La pente de la relation dose-réponse est appelée coefficient d'excès de risque unitaire (CERU) (remplace dorénavant les termes équivalents « coefficient de cancérigénicité » [CC] ou « risque unitaire » [RU] dans les documents d'orientation de SC), qui est lié à une dose ou à une concentration d'exposition. Toutefois, pour certaines substances cancérigènes, il existe suffisamment de données sur le mode d'action pour conclure que l'effet cancérigène présente une relation dose-réponse à seuil. Dans ces cas, l'approche fondée sur un seuil peut être appliquée et les VTR pour ces cancérigènes à seuil sont exprimées sous forme de DJT ou de CT.

Pour chaque CPP, il convient d'identifier la source (référence) de chaque VTR et la ou les voies auxquelles elle est appliquée. Les VTR de SC doivent être utilisées, lorsqu'elles sont disponibles, pour caractériser les risques potentiels pour la santé humaine. Ces VTR sont présentées dans *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : Valeurs toxicologiques de référence (VTR), version 3.0* (SC, 2021). Dans le cas des substances pour lesquelles SC n'a pas établi de VTR (ou si les VTR de SC ne sont pas à jour et que des valeurs plus récentes ont été publiées par d'autres organismes réglementaires ou consultatifs), la VTR peut être obtenue auprès des organismes suivants ou d'autres organismes réglementaires ou consultatifs :

- autres VTR publiées par SC
- Integrated Risk Information System de l'US EPA : <https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/search/index.cfm>
- diverses sources de l'Organisation mondiale de la Santé, dont :  
[www.inchem.org](http://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database) | <http://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database>
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry : [www.atsdr.cdc.gov/toxprofiledocs/index.html](http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiledocs/index.html)
- California Environmental Protection Agency : <https://oehha.ca.gov/chemicals>

Dans le cas des substances pour lesquelles aucune VTR n'est disponible auprès des organismes réglementaires ou consultatifs, veuillez communiquer avec SC. Si un évaluateur des risques privilégie des VTR autres que celles disponibles auprès de SC (p. ex. si des informations toxicologiques plus récentes ont été utilisées par un autre organisme), ces VTR peuvent être utilisées, mais le rapport d'ÉQPR devrait inclure une justification scientifique valable (y compris les fondements de la VTR, la méthode de dérivation, le niveau de protection, l'incertitude ou le niveau de confiance, toute modification apportée à la VTR, les références) pour appuyer ce choix.



## 2.6 ÉVALUATION DE L'EXPOSITION

Dans le cadre d'une ÉRSR, l'étape de l'évaluation de l'exposition consiste à estimer la quantité d'une substance chimique entrant en contact avec les récepteurs humains ou absorbée par ceux-ci par unité de temps (p. ex. la dose journalière). L'évaluation de l'exposition est effectuée pour les substances chimiques, les groupes de récepteurs humains/groupes d'âge et les voies d'exposition qui ont été identifiés comme préoccupants lors de l'énoncé du problème. L'évaluation de l'exposition se compose de trois étapes principales qui sont détaillées dans les sous-sections suivantes :

- 1) la mesure / la modélisation des concentrations chimiques;
- 2) la caractérisation des récepteurs humains; et
- 3) l'estimation de l'exposition.

L'évaluation quantitative des risques pour la santé humaine repose à la fois sur l'évaluation de l'exposition et l'évaluation de la toxicité, par conséquent ces deux composantes essentielles sont complétées avant d'entreprendre la caractérisation des risques. Les informations issues de l'évaluation de l'exposition, comme la fréquence et la durée de l'exposition (p. ex. de courte ou de longue durée), peuvent avoir une incidence sur l'évaluation de la toxicité (un résumé des considérations pour l'évaluation des expositions de courte durée est présenté à l'**Annexe D**). Le mode d'action toxique ou certains aspects toxicologiques des CPP peuvent également influencer sur la façon de procéder à l'évaluation de l'exposition. Les VTR et les doses d'exposition doivent être exprimées au moyen des mêmes unités (c.-à-d. si l'exposition est exprimée en tant que dose journalière par unité de poids corporel, la VTR devrait être exprimée de la même façon).

Dans une évaluation des risques, l'exposition peut être évaluée pour tous les groupes de récepteurs humains et groupes d'âge potentiels identifiés. Cette information est particulièrement utile lors des consultations et communications publiques. Toutefois, avec une justification appropriée, l'évaluation des risques peut fournir des estimations des expositions et des risques uniquement pour les récepteurs critiques. Le récepteur critique est généralement le membre du groupe de récepteurs concerné qui est susceptible de recevoir la plus forte exposition à un CPP ou qui est le plus sensible. Des récepteurs composites (c.-à-d. ceux pour qui une exposition à vie est considérée) peuvent aussi être utilisés pour évaluer les risques potentiels d'effets cancérogènes sans seuil.

Cette section du rapport d'évaluation des risques doit inclure toutes les équations ainsi que toutes les données d'entrée et hypothèses (p. ex. les paramètres spécifiques à la substance, les hypothèses relatives aux caractéristiques des récepteurs, les concentrations au point d'exposition) utilisées pour estimer l'exposition.

Le rapport d'ÉQPR doit présenter des exemples de calculs (possiblement en annexe) et inclure au moins un exemple du calcul de l'estimation de l'exposition (et des risques) pour une substance associée à des effets à seuil et un autre pour une substance associée à des effets sans seuil, en précisant toutes les étapes intermédiaires et tous les paramètres d'entrée. Lorsque l'exposition à certains CPP est calculée différemment des autres, il convient de fournir un exemple de calculs pour ces substances. Le rapport doit aussi inclure des tableaux sommaires indiquant toutes les expositions calculées.

Les informations mentionnées ci-dessus doivent être présentées de manière à faciliter l'examen technique.



Si les hypothèses et les équations présentées dans ce document d'orientation ne s'appliquent pas au site en question, l'évaluateur des risques doit faire part de ses préoccupations au ministère gardien client et à SC. Le cas échéant, d'autres hypothèses ou équations peuvent être utilisées. Cependant, le rapport d'ÉQPR doit inclure une justification claire (avec les références) pour soutenir l'utilisation d'autres méthodes ou hypothèses.

### 2.6.1 MESURE/MODÉLISATION DES CONCENTRATIONS DE SUBSTANCES CHIMIQUES

La détermination des concentrations de substances chimiques dans les divers milieux environnementaux d'exposition est une composante essentielle de l'évaluation de l'exposition. Une concentration au point d'exposition est déterminée pour chaque CPP et pour chaque milieu environnemental d'intérêt (p. ex. sols, eau souterraine, eau de surface, sédiments, air intérieur, air extérieur, aliments).

La concentration au point d'exposition peut être la concentration maximale ou une autre valeur statistique représentant une exposition maximale raisonnable pour les personnes présentes sur le site.

Il convient de tenir compte de la qualité des données, de la distribution de la contamination et du potentiel de valeurs aberrantes. La statistique sélectionnée peut ne pas représenter adéquatement l'exposition si les observations sont peu nombreuses (p. ex. moins de dix points de données). Dans ce cas, la concentration maximale détectée doit être utilisée comme concentration au point d'exposition, en reconnaissant les limites des données, en décrivant les incertitudes et en recommandant un échantillonnage supplémentaire (le cas échéant) dans le rapport.

Différentes zones de préoccupation environnementale, ou micro-environnements, peuvent être identifiées en fonction de la distribution spatiale de la contamination et/ou des modes d'utilisation par les récepteurs. Ces zones peuvent donner lieu à une exposition différente et nécessiter une évaluation distincte. Par exemple, une concentration « moyenne » à l'échelle d'une collectivité n'est pas appropriée en tant que concentration au point d'exposition, car elle ne tient pas compte de l'exposition subie par les personnes qui se trouvent dans des zones plus contaminées ou qui sont directement exposées à des concentrations plus élevées (p. ex., par la consommation d'eau potable contaminée provenant de puits résidentiels). Cette considération s'applique à tous les milieux, y compris le sol, les sédiments, les aliments d'origine locale, l'eau potable et l'air. Toutes les hypothèses et tous les calculs doivent être clairement identifiés et justifiés dans le rapport.

Si les données sont suffisamment nombreuses, rigoureuses, et représentatives de la contamination et de l'exposition sur le site, un traitement statistique des données du site peut être effectué pour déterminer une mesure de la tendance centrale (p. ex. la moyenne arithmétique) ou une autre statistique pour chaque milieu ou ZPEP, au lieu d'une valeur maximale raisonnable. Les données doivent respecter les hypothèses sous-jacentes de la méthode statistique appliquée avant de procéder au calcul d'une statistique pour représenter l'exposition. Les méthodes statistiques doivent être décrites de manière suffisamment détaillée pour être comprises et reproduites. Le logiciel ProUCL (US EPA, 2022) ou un autre logiciel statistique peut être utilisé pour effectuer les calculs statistiques. Il peut être utile de consulter un statisticien. Toutes les informations et tous les calculs utilisés pour estimer la concentration au point d'exposition doivent être documentés.





L'utilisation d'une valeur autre qu'une valeur maximale dans l'évaluation de l'exposition doit être pleinement justifiée et le rapport doit expliquer pourquoi la valeur appliquée pourrait mieux représenter un niveau maximal raisonnable d'exposition. Cette valeur doit être représentative de la distribution spatiale de la contamination, et de la façon dont les individus peuvent utiliser le site, en tenant compte du lieu où les activités se déroulent et des conditions d'exposition (p. ex. type d'utilisation, fréquence et durée). Si des valeurs aberrantes sont identifiées, une justification doit être fournie pour expliquer pourquoi ces points de données sont considérés comme aberrants, et le rapport doit indiquer comment ces valeurs ont été traitées, avec une justification à l'appui. Si une concentration élevée est mesurée dans une zone, elle ne doit pas être mise de côté en tant que valeur statistique aberrante, car elle peut être représentative d'une ZPEP (p. ex., une fosse de brûlage ou une fuite de batterie). Il est recommandé de procéder à un échantillonnage supplémentaire pour délimiter ces ZPEP afin d'obtenir des informations permettant d'étayer l'évaluation de l'exposition. Les statistiques doivent uniquement être appliquées à des populations statistiques uniques pour lesquelles une distribution a été identifiée. Les micro-environnements présentant des conditions différentes doivent être évalués séparément.

Dans tous les cas, les valeurs représentant les expositions doivent être sélectionnées de manière à ne pas sous-estimer les risques potentiels pour la santé des récepteurs critiques, et une attention particulière doit être accordée à l'évaluation adéquate des zones présentant une forte contamination. Le guide sur l'ÉQDR (SC, 2010a) doit être consulté à cet égard.

Les concentrations de substances chimiques peuvent être estimées selon deux approches générales :

- 1) mesures directes (c.-à-d. échantillonnage et analyse chimique des milieux environnementaux du site); et/ou
- 2) modélisation environnementale (c.-à-d. utilisation de modèles mathématiques pour prédire les concentrations de substances chimiques dans les milieux d'exposition).

### 2.6.1.1 MESURES DIRECTES

Les mesures directes fournissent généralement l'estimation la plus précise des concentrations actuelles de substances chimiques dans l'environnement lorsque des échantillons suffisants et valables sont prélevés. La stratégie d'échantillonnage et le niveau d'effort d'échantillonnage requis seront régis par les objectifs et la portée de l'évaluation des risques, la taille du site, la distribution de la contamination (dans l'espace et dans le temps), le type d'activités humaines, les conditions du site (p. ex. le recouvrement de surface, les bâtiments), etc.

Des considérations techniques plus détaillées relatives à l'échantillonnage et à l'analyse des milieux environnementaux sont fournies dans CCME (2016), et il est recommandé d'utiliser ce guide d'orientation pour l'échantillonnage des milieux environnementaux sur les sites contaminés fédéraux.

### 2.6.1.2 MODÉLISATION ENVIRONNEMENTALE

Des modèles peuvent être utilisés pour estimer les concentrations de CPP dans les différents milieux auxquels les personnes peuvent être exposées, comme l'eau souterraine, l'eau de surface, l'air intérieur ou extérieur, les produits du potager et la végétation, le poisson et le gibier.



Des informations suffisantes doivent être fournies pour permettre l'examen technique de la modélisation environnementale, notamment les équations, les données d'entrée, les hypothèses, les concentrations modélisées et la justification. Les incertitudes associées aux modèles utilisés doivent être identifiées dans le rapport d'évaluation des risques, en précisant si les incertitudes ou les hypothèses sont susceptibles de sous-estimer ou de surestimer les concentrations dans les médias environnementaux. Les évaluateurs des risques doivent démontrer que les modèles utilisés ont été validés ou qu'ils sont généralement acceptés. Tout modèle utilisé devrait être accompagné d'une référence complète et comprendre une justification de sa sélection.

Lorsque les particules de sol contaminé en suspension dans l'air (provenant par exemple de l'érosion des sols par le vent ou les véhicules) sont prises en compte, des modèles peuvent être utilisés pour estimer les concentrations correspondantes de CPP en suspension dans l'air.

Si des données propres au site (mesurées ou modélisées) ne sont pas disponibles pour estimer les concentrations de particules en suspension dans l'air susceptibles d'être générées par l'érosion éolienne des sols sur un site contaminé, une concentration par défaut de particules respirables dans l'air (d'un diamètre aérodynamique  $\leq 10 \mu\text{m}$  [ $\text{PM}_{10}$ ]) égale à  $0,76 \mu\text{g}/\text{m}^3$  peut être utilisée (US EPA, 1996, tel que cité dans US EPA, 2019). Cette valeur n'est pas une estimation des concentrations ambiantes typiques de  $\text{PM}_{10}$  car elle est basée sur des données modélisées pour estimer l'érosion éolienne des sols, et cette valeur n'est pas applicable pour une utilisation sur des sites où les sols peuvent être soumis à d'autres activités telles que l'érosion par les véhicules, l'excavation, etc. La circulation de véhicules sur des surfaces non pavées peut générer des niveaux de poussières en suspension considérablement plus élevés. Les niveaux de poussières provenant de routes non pavées varient selon les conditions climatiques, l'achalandage, la texture et la nature des matériaux de revêtement (Claiborn et coll., 1995). En l'absence de données propres au site, là où la circulation de véhicules sur des surfaces contaminées non pavées est une préoccupation, un niveau de poussières par défaut de  $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$  peut être appliqué. Cette valeur représente la moyenne des données sur les  $\text{PM}_{10}$  mesurées sous le vent dans des essais en bordure de routes (Claiborn et coll., 1995).

Il convient de présumer que la concentration de chaque CPP dans les poussières respirables en suspension dans l'air est égale à la concentration au point d'exposition utilisée pour estimer l'exposition au sol de surface. L'ÉRSR d'un site contaminé aborde les risques potentiels associés aux CPP adsorbés aux particules du sol susceptibles de se retrouver en suspension dans l'air, mais ne traite généralement pas des effets potentiels sur la santé associés aux niveaux ambiants de matières particulaires (p. ex. les matières particulaires de diamètre aérodynamique égal ou inférieur à  $2,5 \mu\text{m}$  [ $\text{PM}_{2,5}$ ],  $\text{PM}_{10}$ ). Bien que l'inhalation de niveaux élevés de telles particules puisse constituer un risque pour la santé en toutes circonstances, dans le contexte d'une ÉRSR d'un site contaminé, l'accent est généralement mis sur l'évaluation des risques associés à l'inhalation de CPP adhérent aux particules en suspension dans l'air (p. ex. les poussières dans l'air provenant du sol contaminé). Les voies indirectes associées aux poussières en suspension, comme les dépôts sur les produits du potager ou la végétation qui peuvent être consommés, présentent également un intérêt. Ces voies doivent être prises en compte dans l'évaluation quantitative des risques, le cas échéant.



En l'absence d'échantillons d'air, les concentrations de CPP volatils dans l'air intérieur ou extérieur peuvent être modélisées à l'aide des méthodes présentées par le CCME (2014) ou SC (2023) en tenant compte du fait que, dans certains cas, les modèles ne sont pas applicables (p. ex. en raison de facteurs d'exclusion).

Les concentrations de CPP dans l'eau souterraine et dans l'eau de surface peuvent être estimées à partir des méthodes décrites par le CCME (2006) ou d'autres modèles validés, avec des références.

La modélisation des concentrations de CPP dans la végétation, les poissons et la faune peut utiliser divers paramètres caractérisant le potentiel de bioaccumulation, lorsque cela est applicable et disponible pour une substance chimique donnée. Des modèles plus sophistiqués peuvent également être employés selon le jugement du professionnel chargé de l'évaluation des risques (voir SC, 2010e).

## 2.6.2 CARACTÉRISATION DES RÉCEPTEURS HUMAINS

Les caractéristiques physiques et comportementales des récepteurs humains nécessaires aux calculs de l'exposition sont quantifiées à cette étape de l'évaluation des risques et reflètent celles de la population générale. Ces valeurs représentent le poids corporel typique de différents groupes d'âge, ainsi que les taux d'inhalation, les taux de consommation d'eau, les taux d'ingestion accidentelle de sol et l'adhérence cutanée typique des sols ou des sédiments. Il est toutefois admis que les diverses caractéristiques physiques présentées dans ce guide ne sont pas nécessairement représentatives d'une population ou d'un individu particulier. Les caractéristiques physiques recommandées dans le présent document sont des estimations ponctuelles basées sur la documentation citée à l'**annexe E**.

Les caractéristiques physiques (p. ex. le poids corporel, les taux d'ingestion de sol, d'eau et de sédiments, le taux d'inhalation) pour les groupes de récepteurs communs sont présentées à l'**annexe E**. Ces valeurs sont recommandées dans les ÉRSR des sites contaminés fédéraux afin d'assurer l'uniformité de l'évaluation des sites dans l'ensemble du Canada. Toutefois, si d'autres valeurs sont jugées appropriées pour le site, il est recommandé que les valeurs utilisées soient accompagnées de références, de leur fondement et d'une justification à l'appui. Toutes les limites associées à ces autres valeurs doivent être documentées. Le rapport doit comprendre une analyse des incertitudes indiquant si les valeurs sont susceptibles de surestimer ou de sous-estimer les risques potentiels.

Les expositions par inhalation sont basées sur le temps passé sur le site, à l'extérieur ou dans les bâtiments du site, et sont généralement évaluées en heures par jour. En revanche, l'ingestion involontaire de sol et d'eau potable ainsi que l'exposition cutanée ne dépendent pas du temps passé sur le site et, par conséquent, il n'y a donc pas d'ajustement en fonction du nombre d'heures passées sur le site pour ces derniers. Par exemple, bien que le contact cutané avec le sol ou les sédiments puisse être limité à un certain nombre d'heures par jour, si une personne ne se lave pas immédiatement la peau pour y déloger sol ou sédiments, le contact devrait se poursuivre et l'on suppose donc un événement par jour. Par contre, les taux d'ingestion accidentelle de sédiments peuvent être déterminés en fonction du temps passé à un site aquatique (SC, 2017b).



Historiquement, les études de bilan massique portant sur les taux d'ingestion de sol n'offraient pas une résolution suffisante pour distinguer les taux d'ingestion associés aux environnements intérieurs et extérieurs. Les taux d'ingestion accidentelle de sol recommandés pour la caractérisation des risques sur les sites contaminés fédéraux (qui peuvent inclure à la fois l'ingestion de sol et de poussières intérieures), tirés du CCME (2006), figurent à l'**annexe E**. Pour plus d'informations sur l'évaluation des dépôts de poussière intérieure (y compris les taux d'ingestion de poussières intérieures), veuillez consulter SC (2018). Les valeurs fournies pour l'ingestion de sol (80 mg/jour pour un tout-petit et 20 mg/jour pour les autres groupes d'âge) sont basées sur des études de bilan massique qui n'ont pas fait de distinction entre l'ingestion de sol et de poussière, elles sont donc considérées comme offrant une protection pour le sol transporté à l'intérieur qui est susceptible d'affecter la poussière intérieure. Bien qu'il soit peu probable que l'ingestion quotidienne de sol soit une dose bolus unique, il est tout aussi peu probable que l'ingestion de sol soit distribuée uniformément tout au long de la journée. Pour protéger la santé humaine, on suppose généralement que 100 % de l'ingestion quotidienne accidentelle de sol provient du site contaminé. Des recherches scientifiques sont en cours dans ce domaine et des publications plus récentes peuvent être citées en référence.

Si d'autres mesures de l'ingestion de sol sont utilisées, le rapport doit clairement indiquer le fondement de ces valeurs et si elles sont représentatives des expositions sur le site, ainsi que les incertitudes associées à ces valeurs. Par exemple, Wilson et coll. (2013) ont fourni des estimations de l'ingestion de sol basées sur des hypothèses spécifiques d'activité quotidienne main-bouche, en supposant un certain nombre d'heures à l'extérieur et à l'intérieur, ce qui s'applique dans un contexte résidentiel typique. Cependant, cela ne s'applique pas aux sites où les personnes passent plus de temps à l'extérieur exposées au sol (p. ex., les sites où les gens campent, les sites où il y a une utilisation traditionnelle des terres). Lorsque les taux d'ingestion de sol diffèrent de ceux présentés à l'**annexe E**, il convient d'indiquer clairement comment ils s'appliquent à la situation d'exposition, références à l'appui. Il est recommandé de prendre en compte le potentiel d'ingestion de poussières intérieures lorsque des sols peuvent être transportés ou soufflés par le vent à l'intérieur.

Les orientations de Santé Canada sur l'ÉRSR des sites contaminés ne fournissent pas de recommandations quant à la quantité d'aliments (p. ex. produits du potager, végétation, bétail, gibier, poisson) provenant d'un site contaminé qui peut être consommée, car cela dépend de la nature du site, ainsi que des habitudes de récolte et de consommation. Veuillez consulter le guide de SC (2010e) pour des renseignements additionnels. Pour les utilisateurs et les populations pratiquant des activités de subsistance, il est recommandé d'utiliser des valeurs propres au site dans l'ÉRSR, accompagnées d'une justification détaillée.

Le **tableau 2** présente les hypothèses de base qu'il est recommandé d'utiliser dans les évaluations des risques pour des expositions standards comme pour les terrains à vocation agricole, résidentielle, commerciale ou industrielle. Il s'agit notamment d'hypothèses concernant les heures par jour, les jours par semaine et les semaines par année passés sur le site. Si l'utilisation d'un site est différente, les hypothèses concernant la fréquence et la durée de l'exposition sont fondées sur le meilleur jugement professionnel. Si d'autres hypothèses sont plus représentatives des conditions réelles du site, elles peuvent être utilisées avec une justification et des références complètes.



**Tableau 2 : Hypothèses sur la durée et la fréquence d'exposition aux fins de l'évaluation quantitative préliminaire des risques<sup>1</sup>**

	Terrain agricole	Terrain résidentiel	Terrain commercial <sup>2,3</sup>	Terrain industriel <sup>2,3,4</sup>
Heures par jour sur le site	24	24	10	10
Jours par semaine sur le site	7	7	5	5
Semaines par année sur le site	52	52	48	48
Événements d'exposition cutanée par jour	1	1	1	1
Jours par année de consommation d'aliments provenant du site <sup>5</sup>	Propre au site	Propre au site	Propre au site	Propre au site
Nombre total d'années d'exposition	80	80	35	35
Espérance de vie (années)	80	80	80	80

- 1 Aucune hypothèse n'est fournie pour d'autres utilisations des terrains ou pour des sites éloignés où peuvent avoir lieu des activités comme le camping, la chasse et la pêche, des exercices militaires, etc. Des hypothèses propres au site sont alors requises et toute exposition de courte durée devrait être évaluée de manière spécifique à la substance chimique considérée avec une justification scientifique à l'appui.
- 2 L'amortissement de l'exposition n'est pas acceptable pour les substances ayant des effets sur le développement ou la reproduction, ou pour lesquelles la concentration ou l'exposition maximale détermine la toxicité.
- 3 Durée d'exposition de 35 ans s'il est présumé que les employés, plutôt que les membres du grand public, seront les plus exposés.
- 4 Les récepteurs sont présumés être des adultes seulement pour les sites à vocation industrielle.
- 5 Les taux de consommation des aliments devraient être propres au site et toute exposition de courte durée devrait être évaluée de manière spécifique à la substance chimique considérée avec une justification scientifique à l'appui.

Lorsque des voies et conditions d'exposition autres que celles couvertes par les équations et les hypothèses présentées dans ce guide sont considérées, des hypothèses additionnelles de caractérisation des récepteurs doivent être identifiées dans des publications scientifiques récentes et pertinentes (y compris les références fournies dans ce guide et d'autres sources canadiennes de caractéristiques des récepteurs publiées et à venir). Si des données canadiennes ne sont pas disponibles pour les caractéristiques des récepteurs requises, d'autres sources peuvent être consultées. Lorsque d'autres sources de données sont utilisées, elles doivent être clairement justifiées et référencées.

Un tableau présentant les valeurs spécifiques des caractéristiques des récepteurs utilisées dans l'évaluation de l'exposition devrait figurer dans le rapport d'ÉQPR afin d'en permettre l'examen technique.



### 2.6.3 ESTIMATION DE L'EXPOSITION

L'exposition est estimée pour chaque substance chimique, chaque groupe de récepteurs/d'âge (ou seulement pour les récepteurs critiques) et chaque voie d'exposition identifiés comme étant préoccupants (ou d'intérêt). Selon les circonstances, les expositions provenant de multiples voies ou substances chimiques peuvent être additionnées pour déterminer une dose d'exposition totale (tel que décrit ci-après dans la **Section 2.6.3.1**). Les expositions de fond peuvent également être évaluées dans certaines circonstances.

Les équations générales pour l'estimation de l'exposition à des substances chimiques ayant un seuil d'effet sont présentées à l'**Encadré 1**. Des équations supplémentaires pour l'estimation de l'exposition (p. ex. associée à des matières radioactives, à la consommation d'aliments d'origine locale, aux effets cancérogènes sans seuil, à l'air, à la poussière intérieure ou aux sédiments, ou qui intègre la biodisponibilité orale des substances dans le sol) se trouvent dans d'autres documents d'orientation de SC (2010c, 2010e, 2013, 2017a-c, 2018).

La complexité de l'ÉRSR pour des expositions de courte durée peut ne pas correspondre à l'évaluation plus simple réalisée au niveau de l'ÉQPR. Par conséquent, une évaluation plus détaillée des risques est généralement justifiée (comme cela est décrit dans le guide de SC sur l'ÉQDR [SC, 2010a]).

L'amortissement de l'exposition n'est pas acceptable pour les substances ayant des effets sur le développement ou la reproduction, ou pour lesquelles la concentration ou l'exposition maximale détermine la toxicité. Si une exposition de courte durée ou intermittente est présumée sur un site, veuillez consulter l'**Annexe D** du présent document et le guide relatif à l'évaluation des substances cancérogènes (SC, 2013) pour plus d'informations. Une justification propre à la substance chimique est nécessaire pour étayer tout amortissement de l'exposition dans le cadre d'une ÉQPR.

Pour les effets cancérogènes sans seuil, il convient de calculer la dose journalière moyenne à vie (DJMV) en intégrant les différents stades de vie appropriés pour l'utilisation du terrain, ainsi que leurs caractéristiques et durées respectives. Le lecteur est invité à consulter le guide de SC (2013) sur l'évaluation des substances cancérogènes.

Un exemple de calculs pour évaluer l'exposition d'un tout-petit à la substance chimique « A » dans le sol (effets à seuil) par ingestion directe de sol est présenté à l'**Encadré 2**.





## Encadré 1 : Équations générales recommandées pour estimer les doses d'exposition – Effets à seuil

Des équations générales sont présentées ci-dessous pour estimer les doses d'exposition aux substances chimiques ayant un seuil d'effet. Les abréviations représentant les variables ont été uniformisées pour toutes les équations.

Pour les effets cancérigènes sans seuil, le lecteur est invité à consulter le guide de SC (2013) sur l'évaluation des substances cancérigènes.

### Ingestion involontaire de sol contaminé

La dose prédite de CPP par ingestion de sol contaminé se calcule comme suit :

$$\text{Dose (mg/kg}_{\text{pC}}\text{-jour)} = \frac{(C_s \times \text{TI}_s \times \text{FAR}_{\text{Oral}} \times J_2 \times J_3)}{\text{PC}}$$

Où :

$C_s$  = concentration de contaminant dans le sol (mg/kg)

$\text{TI}_s$  = taux d'ingestion de sol par le récepteur (kg/j)

$\text{FAR}_{\text{oral}}$  = facteur d'absorption relative par le tractus gastro-intestinal (sans unité)

$J_2$  = jours d'exposition par semaine/7 jours

$J_3$  = semaines d'exposition par année/52 semaines

PC = poids corporel (kg<sub>pC</sub>)

**Remarques :** L'amortissement de la dose devrait être évalué de manière spécifique à la substance chimique considérée. Ceci est particulièrement important lorsqu'il s'agit d'expositions à des substances chimiques ayant des effets sur le développement (fœtus) ou la reproduction, ou pour lesquelles la concentration ou l'exposition maximale détermine la toxicité.

### Inhalation de matières particulaires en suspension dans l'air provenant de sols contaminés – avec une VTR exprimée en tant que dose journalière tolérable (DJT) pour la voie orale

Si la VTR orale est la seule VTR disponible pour la substance (c.-à-d. si aucune donnée n'est disponible pour calculer une VTR pour la voie de l'inhalation et si des effets toxicologiques similaires sont attendus pour les voies de l'ingestion et de l'inhalation), la dose prédite de CPP par inhalation de matières particulaires dans l'air se calcule comme suit :

$$\text{Dose (mg/kg}_{\text{pC}}\text{-jour)} = \frac{C_s \times P_{\text{Air}} \times \text{TI}_A \times \text{FAR}_{\text{Inh}} \times J_1 \times J_2 \times J_3}{\text{PC}}$$

Où :

$C_s$  = concentration de contaminant dans le sol (mg/kg)

$P_{\text{Air}}$  = concentration de particules dans l'air (kg/m<sup>3</sup>)

$\text{TI}_A$  = taux d'inhalation par le récepteur (m<sup>3</sup>/jour)

$\text{FAR}_{\text{Inh}}$  = facteur d'absorption relative par inhalation (sans unité)

$J_1$  = heures d'exposition par jour/24 heures

$J_2$  = jours d'exposition par semaine/7 jours

$J_3$  = semaines d'exposition par année/52 semaines

PC = poids corporel (kg<sub>pC</sub>)

**Remarques :** (1) Si la VTR est exprimée en mg/m<sup>3</sup>, il n'est pas nécessaire de convertir la concentration en dose en mg/kg<sub>pC</sub>-j (voir l'autre équation ci-après). (2)  $P_{\text{Air}}$  peut être mesurée directement ou estimée à l'aide des méthodes décrites dans le texte. Par ailleurs,  $C_A$  (concentration du contaminant dans l'air; mg/m<sup>3</sup>) peut être mesurée directement et remplacerait les termes  $C_s$  et  $P_{\text{Air}}$  dans l'équation ci-dessus. (3) L'amortissement de la dose devrait être évalué de manière spécifique à la substance chimique considérée. Ceci est particulièrement important lorsqu'il s'agit d'expositions à des substances chimiques ayant des effets sur le développement (fœtus) ou la reproduction, ou pour lesquelles la concentration ou l'exposition maximale détermine la toxicité.



## Inhalation de substances volatiles – avec une VTR exprimée en tant que dose journalière tolérable (DJT) pour la voie orale

Si la VTR orale est la seule VTR disponible pour la substance (c.-à-d. si aucune donnée n'est disponible pour calculer une VTR pour la voie de l'inhalation et si des effets toxicologiques similaires sont attendus pour les voies de l'ingestion et de l'inhalation), la dose prédite de CPP par inhalation de substances volatiles dans l'air se calcule comme suit :

$$\text{Dose (mg/kg}_{\text{PC}}\text{-jour)} = \frac{(C_A \times TI_A \times FAR_{\text{inh}} \times J_1 \times J_2 \times J_3)}{PC}$$

Où :

$C_A$  = concentration de contaminant dans l'air ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )

$TI_A$  = taux d'inhalation par le récepteur ( $\text{m}^3/\text{jour}$ )

$FAR_{\text{inh}}$  = facteur d'absorption relative par inhalation (sans unité)

$J_1$  = heures d'exposition par jour/24 heures

$J_2$  = jours d'exposition par semaine/7 jours

$J_3$  = semaines d'exposition par année/52 semaines

PC = poids corporel ( $\text{kg}_{\text{PC}}$ )

**Remarques :** (1) Si la VTR est exprimée en  $\text{mg}/\text{m}^3$ , il n'est pas nécessaire de convertir la concentration en dose en  $\text{mg}/\text{kg}_{\text{PC}}\text{-j}$  (voir l'autre équation ci-dessous). (2)  $C_A$  peut être mesurée directement ou être estimée à partir des concentrations de CPP volatils dans le sol, les eaux souterraines ou les vapeurs du sol. (3) L'amortissement de la dose devrait être évalué de manière spécifique à la substance chimique considérée. Ceci est particulièrement important lorsqu'il s'agit d'expositions à des substances chimiques ayant des effets sur le développement (fœtus) ou la reproduction, ou pour lesquelles la concentration ou l'exposition maximale détermine la toxicité.

## Inhalation de substances volatiles ou de matières particulaires en suspension dans l'air – avec une VTR exprimée en tant que concentration tolérable (CT)

Lorsqu'il s'agit de CPP dont les VTR sont exprimées en CT (c.-à-d. les substances chimiques à seuil d'effet dont les CT sont exprimées en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ou en  $\text{mg}/\text{m}^3$ ), les expositions sont normalement exprimées sous forme de concentration journalière moyenne dans l'air corrigée en fonction du temps ( $C_{AJT}$ ), plutôt que sous forme de dose d'exposition. L'exposition peut être estimée selon l'équation suivante :

$$C_{AJT} (\text{mg}/\text{m}^3) = C_A \times FAR_{\text{inh}} \times J_1 \times J_2 \times J_3$$

Où :

$C_{AJT}$  = concentration journalière moyenne dans l'air corrigée en fonction du temps ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )

$C_A$  = concentration du contaminant dans l'air ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ); Dans le cas de matières particulaires en suspension,  $C_A$  peut être mesurée ou estimée par  $C_A = C_s \times P_{\text{Air}}$  (où  $C_s$  = concentration du contaminant dans le sol [ $\text{mg}/\text{kg}$ ],  $P_{\text{Air}}$  = concentration des particules dans l'air [ $\text{kg}/\text{m}^3$ ])

$FAR_{\text{inh}}$  = facteur d'absorption relative par inhalation (sans unité)

$J_1$  = heures d'exposition par jour/24 heures

$J_2$  = jours d'exposition par semaine/7 jours

$J_3$  = semaines d'exposition par année/52 semaines

**Remarques :** (1) La  $C_{AJT}$  représente la concentration journalière moyenne dans l'air à laquelle un récepteur peut être exposé du fait de la fréquentation du site. Il peut s'agir souvent de la concentration journalière moyenne sur une période d'un an pour les CPP à action systémique. Cependant, il faut veiller à ce que l'utilisation d'une période d'amortissement aussi longue ne « masque » pas les effets possibles à court terme, comme l'irritation. Par exemple, la  $C_{AJT}$  pour une substance susceptible de provoquer une irritation sur une courte période d'exposition ne devrait pas être amortie sur une période de 24 heures. Les périodes d'exposition devraient plutôt « correspondre », autant que possible, à la période d'exposition associée à l'effet toxicologique à court terme. Se référer au *Guide supplémentaire sur l'évaluation des risques pour la santé humaine liés à la qualité de l'air* de SC (2017a) pour plus d'informations et d'équations. (2) L'amortissement de la dose devrait être évalué de manière spécifique à la substance chimique considérée. Ceci est particulièrement important lorsqu'il s'agit d'expositions à des substances chimiques ayant des effets sur le développement (fœtus) ou la reproduction, ou pour lesquelles la concentration ou l'exposition maximale détermine la toxicité.



## Ingestion d'eau potable contaminée

La dose prédite de CPP par ingestion d'eau potable contaminée se calcule comme suit :

$$\text{Dose (mg/kg}_{\text{PC}}\text{-jour)} = \frac{C_{\text{Eau}} \times \text{TI}_{\text{Eau}} \times \text{FAR}_{\text{Oral}} \times J_2 \times J_3}{\text{PC}}$$

Où :

$C_{\text{Eau}}$  = concentration de contaminant dans l'eau potable (mg/L)

$\text{TI}_{\text{Eau}}$  = taux d'ingestion d'eau par le récepteur (L/j)

$\text{FAR}_{\text{Oral}}$  = facteur d'absorption relative par le tractus gastro-intestinal (sans unité)

$J_2$  = jours d'exposition par semaine/7 jours

$J_3$  = semaines d'exposition par année/52 semaines

PC = poids corporel ( $\text{kg}_{\text{PC}}$ )

Remarques : (1) Le calcul d'une recommandation pour l'eau potable spécifique à un site n'est pas recommandé pour les substances pour lesquelles il existe des Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada ou des valeurs de dépistage provisoires de SC. La dose prédite de CPP par la consommation d'eau potable contaminée doit être incluse dans l'estimation de la dose totale. (2) La  $C_{\text{Eau}}$  peut être mesurée directement ou estimée à l'aide des méthodes décrites par le CCME (2006) ou d'autres modèles validés et référencés. (3) L'amortissement de la dose devrait être évalué de manière spécifique à la substance chimique considérée. Ceci est particulièrement important lorsqu'il s'agit d'expositions à des substances chimiques ayant des effets sur le développement (fœtus) ou la reproduction, ou pour lesquelles la concentration ou l'exposition maximale détermine la toxicité. (4) Des valeurs de dépistage pour l'eau potable sont disponibles (sur demande) pour certaines substances, dans les cas où il n'existe pas de Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Veuillez contacter SC par courriel à l'adresse [cs-sc@hc-sc.gc.ca](mailto:cs-sc@hc-sc.gc.ca).

## Absorption cutanée à partir de sol contaminé

La dose prédite de CPP par contact cutané avec le sol contaminé se calcule comme suit :

$$\text{Dose (mg/kg}_{\text{PC}}\text{-jour)} = \frac{[(C_S \times \text{SE}_M \times \text{CS}_M) + (C_S \times \text{SE}_A \times \text{CS}_A)] \times \text{nEv} \times \text{FAR}_{\text{Cut}} \times J_2 \times J_3}{\text{PC}}$$

Où :

$C_S$  = concentration de contaminant dans le sol (mg/kg)

$\text{SE}_M$  = surface des mains exposée à la charge de sol ( $\text{cm}^2$ )

$\text{CS}_M$  = charge de sol sur la peau exposée des mains ( $\text{kg}/\text{cm}^2\text{-événement}$ )

$\text{SE}_A$  = surface exposée autre que les mains ( $\text{cm}^2$ )

$\text{CS}_A$  = charge de sol sur la peau exposée autre que les mains ( $\text{kg}/\text{cm}^2\text{-événement}$ )

$\text{nEv}$  = nombre d'événements d'exposition cutanée/jour (présumé être 1 événement/jour)

$\text{FAR}_{\text{Cut}}$  = facteur d'absorption relative par voie cutanée (sans unité)

$J_2$  = jours d'exposition par semaine/7 jours

$J_3$  = semaines d'exposition par année/52 semaines

PC = poids corporel ( $\text{kg}_{\text{PC}}$ )

Remarques : L'amortissement de la dose devrait être évalué de manière spécifique à la substance chimique considérée. Ceci est particulièrement important lorsqu'il s'agit d'expositions à des substances chimiques ayant des effets sur le développement (fœtus) ou la reproduction, ou pour lesquelles la concentration ou l'exposition maximale détermine la toxicité.



### Ingestion d'aliments contaminés (produits du potager, poisson, gibier, etc.)

La dose prédite de CPP par ingestion d'aliments contaminés se calcule comme suit :

$$\text{Dose (mg/kg}_{\text{PC}}\text{-jour)} = \frac{\sum [C_{\text{Aliment}_i} \times \text{TI}_{\text{Aliment}_i} \times \text{FAR}_{\text{Aliment}_i} \times J_2 \times J_3]}{\text{PC}}$$

Où :

$C_{\text{Aliment}_i}$  = concentration de contaminant dans l'aliment  $i$  (mg/kg)

$\text{TI}_{\text{Aliment}_i}$  = taux d'ingestion de l'aliment  $i$  (kg/jour)

$\text{FAR}_{\text{Aliment}_i}$  = facteur d'absorption relative par le tractus gastro-intestinal du contaminant dans l'aliment  $i$  (sans unité)

$J_2$  = jours par semaine où il y a consommation de l'aliment  $i$  / 7 jours

$J_3$  = semaines par année où il y a consommation de l'aliment  $i$  / 52 semaines

PC = poids corporel (kg<sub>PC</sub>)

**Remarques :** (1) Les concentrations de contaminants dans les aliments peuvent être mesurées directement ou estimées à l'aide de modèles. (2) L'amortissement de la dose devrait être évalué de manière spécifique à la substance chimique considérée. Ceci est particulièrement important lorsqu'il s'agit d'expositions à des substances chimiques ayant des effets sur le développement (fœtus) ou la reproduction, ou pour lesquelles la concentration ou l'exposition maximale détermine la toxicité.

\* Des taux d'ingestion spécifiques au site sont recommandés pour les aliments, et il convient de noter dans l'ÉRSR si une consommation élevée de certains aliments peut se produire en certaines saisons.

### Encadré 2 : Exemple de calcul pour déterminer l'exposition d'un tout-petit à la substance « A » par ingestion involontaire de sol à un site contaminé

Sur la base d'un examen toxicologique, il a été établi que la substance chimique A ne provoque pas d'effets sur le développement ou la reproduction, et que la toxicité est liée à la dose totale. L'analyse effectuée a permis de déterminer que l'amortissement de la dose peut être appliqué à la substance chimique A.

$$\text{Dose (mg/kg}_{\text{PC}}\text{-jour)} = \frac{C_s \times \text{TI}_s \times \text{FAR}_{\text{Oral}} \times J_2 \times J_3}{\text{PC}}$$

Où :

$C_s$  = concentration de contaminant dans le sol (mg/kg) = 9750 mg/kg

$\text{TI}_s$  = taux d'ingestion de sol par le récepteur (kg/j) = 0,000080 kg/j

$\text{FAR}_{\text{Oral}}$  = facteur d'absorption relative par le tractus gastro-intestinal (sans unité) = 100 % (1,0)

$J_2$  = jours d'exposition par semaine / 7 jours = 5 jours / 7 jours = 0,71 (terrain à vocation commerciale)

$J_3$  = semaines d'exposition par année / 52 semaines = 48 semaines / 52 semaines = 0,92 (terrain à vocation commerciale)

PC = poids corporel (kg<sub>PC</sub>) = 16,5 kg<sub>PC</sub> (tout-petit)

$$\begin{aligned} \text{Dose (mg/kg}_{\text{PC}}\text{-jour)} &= \frac{9750 \text{ mg/kg} \times 0,000080 \text{ kg/jour} \times 1,0 \times 0,71 \times 0,92}{16,5 \text{ kg}_{\text{PC}}} \\ &= \frac{0,51 \text{ mg/jour}}{16,5 \text{ kg}_{\text{PC}}} \\ &= 0,031 \text{ mg/kg}_{\text{PC}}\text{-jour} \end{aligned}$$



### 2.6.3.1 FACTEURS D'ABSORPTION RELATIVE ET EXPOSITION PAR DE MULTIPLES VOIES

Le facteur d'absorption relative (FAR), également appelé biodisponibilité relative (BDR), est défini comme la différence d'absorption dans les conditions d'exposition environnementale (c.-à-d. la forme chimique, les milieux environnementaux et les voies de pénétration) par rapport aux conditions d'exposition utilisées dans l'étude critique ayant servi au calcul de la VTR. Généralement, l'absorption d'un CPP par ingestion de sol est présumée être la même que l'absorption du CPP dans l'étude ayant servi à établir la VTR et, dans ces cas, un FAR de 1 ou 100 % est utilisé. Dans une ÉQPR, les expositions par voie orale sont présumées avoir une absorption relative de 100 % ( $FAR_{\text{Oral}} = 1$ ), à moins que des informations ne soient fournies pour justifier l'utilisation d'une valeur différente.

Lorsqu'un ajustement du FAR ou de la BDR par voie orale est envisagé concernant l'ingestion de sol, l'US EPA (2007) et SC (2017c) recommandent des essais de bioaccessibilité *in vitro* (IVBA) propres au site, si cela est possible, plutôt que l'utilisation d'une valeur par défaut. S'il n'est pas possible d'effectuer des essais propres au site, il convient de justifier l'utilisation d'une valeur par défaut. L'utilisation d'une BDR par défaut inférieure à 1 (ou 100 %) ou de données tirées de la documentation scientifique doit s'accompagner d'une justification fondée sur la matrice du sol et la spéciation chimique afin de montrer la pertinence du facteur d'ajustement de la biodisponibilité choisi pour le site. En général, l'utilisation d'une BDR basée sur la documentation scientifique n'est considérée comme acceptable que si l'on dispose de suffisamment de données de grande qualité, propres au site, pour établir une valeur limite supérieure raisonnable. Le calcul d'une valeur de BDR propre au site est généralement préféré à une valeur par défaut ou basée sur la documentation scientifique, car il a été démontré que la BDR varie considérablement d'un site à l'autre (SC, 2017c). L'application d'une valeur basée sur la documentation scientifique est plus susceptible d'être appropriée lorsque les motifs de la variation de la BDR entre les sites sont bien compris. Veuillez consulter SC (2017c) concernant les exigences minimales pour l'utilisation de valeurs de BDR tirées de la documentation scientifique ou pour des conseils relatifs aux essais propres au site. Les rapports devraient inclure des données complètes pour étayer tout ajustement de la BDR, comme cela est décrit dans SC (2017c).

L'absorption associée aux expositions par inhalation est présumée être de 100 %, car les VTR par inhalation sont généralement basées sur la concentration mesurée dans l'air et que la biodisponibilité du CPP sur le site est présumée être la même que celle dans l'étude sur l'inhalation utilisée pour calculer la VTR.

Dans une évaluation des risques, les estimations de l'exposition sont calculées séparément pour chaque voie de pénétration (p. ex., ingestion, contact cutané et inhalation) afin de les comparer aux VTR propres à chaque voie. L'exposition pour chaque substance chimique doit être évaluée pour chaque voie d'exposition et pour chaque groupe de récepteurs humains ou d'âge (ou pour les récepteurs critiques) qui peuvent être touchés par la contamination du site. Le cas échéant, les expositions relatives à différentes voies peuvent ensuite être combinées par voie de pénétration (p. ex. les estimations des expositions liées à l'ingestion de sol, d'eau et d'aliments sont additionnées pour la voie orale).

Dans le cas des CPP pour lesquels les estimations de l'exposition à de multiples voies de pénétration seront additionnées pour être comparées à une seule VTR, il peut être nécessaire d'appliquer des FAR (une voie par rapport à une autre) dans les calculs d'exposition.



Lorsque les expositions par inhalation sont additionnées aux expositions par voie orale (p. ex. en raison de l'absence de VTR distincte pour l'inhalation), le FAR par inhalation ( $FAR_{inh}$ ) sera généralement égal à 1 par défaut, à moins que des preuves solides démontrent que l'absorption respiratoire est nettement moindre que l'absorption orale. Pour utiliser un  $FAR_{inh}$  inférieur à 1, il faut présenter des éléments de preuve à l'appui accompagnés de références complètes. Les études toxicologiques publiées devront être aussi examinées afin de confirmer qu'il est défendable, sur le plan toxicologique, d'utiliser une VTR par voie orale pour caractériser les risques potentiels associés à l'inhalation.

Il y a peu de VTR développées spécifiquement pour l'exposition par voie cutanée. Par conséquent, les expositions par voie cutanée sont couramment additionnées à l'exposition orale, suivant un ajustement pour tenir compte de la biodisponibilité ou de l'absorption relative, pour ensuite être comparées avec la VTR orale. Lorsque des expositions cutanées sont additionnées à des expositions orales, les valeurs des FAR cutanés ( $FAR_{cut}$ ) présentées dans le guide de SC (2021) doivent être appliquées, sauf si de l'information plus appropriée a été identifiée et justifiée (avec les références). Pour les contaminants non inclus dans SC (2021), d'autres sources reconnues, comme le *Risk Assessment Information System* de l'US EPA (<http://rais.ornl.gov>) ainsi que les profils toxicologiques publiés par l'*Agency for Toxic Substances and Disease Registry* ([www.atsdr.cdc.gov/toxprofiledocs/index.html](http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiledocs/index.html)), doivent être consultées. Si d'autres sources de données sont utilisées, elles doivent être clairement citées avec références complètes à l'appui.

Pour d'autres formes d'exposition cutanée, comme lors de la nage, des facteurs d'absorption cutanée en unités de  $\mu\text{g}/\text{cm}^2\text{-heure}$  peuvent être requis. La source des équations pour ces types d'exposition cutanée (ainsi que les hypothèses retenues) doit être clairement citée avec des références complètes.

### 2.6.3.2 ÉVALUATION DES RISQUES POSÉS PAR DES EXPOSITIONS NON CHRONIQUES

Certains sites ne sont pas fréquentés sur une base continue comme dans un cadre résidentiel ou commercial/ industriel tel que défini par le CCME (2006). Pour les sites qui ne sont pas régulièrement visités, veuillez consulter l'**Annexe D** du présent document et le guide d'orientation pour l'évaluation de l'exposition aux substances cancérigènes (SC, 2013). La documentation publiée (p. ex. Haber et coll., 2016), peut également contenir des renseignements sur l'évaluation des expositions non chroniques. L'amortissement de l'exposition peut sous-estimer le risque potentiel et n'est donc pas recommandé, à moins qu'il ne soit étayé par une justification propre à la substance. La complexité de l'évaluation de l'exposition de courte durée pourrait ne pas être compatible avec une ÉQPR et une évaluation plus détaillée des risques est généralement justifiée, tel que décrit dans SC (2010a).

## 2.7 CARACTÉRISATION DES RISQUES

La caractérisation des risques est l'estimation des risques potentiels pouvant résulter de l'exposition à des substances chimiques sur un site contaminé. Les risques sont quantifiés en comparant les expositions estimées aux substances chimiques du site (**Section 2.6**) aux VTR appropriées (**Section 2.5**).

### 2.7.1 EFFETS À SEUIL : EXPOSITIONS À UNE SEULE SUBSTANCE

Pour les effets à seuil, le quotient de danger (QD, remplace dorénavant le terme équivalent « indice de risque » [IR] dans les documents d'orientation de SC) correspond au rapport entre l'exposition estimée et la DJT ou la CT, comme indiqué ci-dessous. Le QD n'est pas un indicateur des risques réels pour la santé (probabilité ou niveau d'effet), mais il indique plutôt le potentiel d'effets nocifs.





### Encadré 3 : Équations pour le calcul des quotients de danger (QD)

Dans le cas d'expositions par voie orale, cutanée ou combinée, qui sont comparées à une dose journalière tolérable (DJT) (ou autre VTR similaire comme une RfD, etc.) en unités de mg/kg<sub>PC</sub>-jour :

$$\text{Quotient de danger} = \frac{\text{Dose estimée (mg/kg}_{PC}\text{-j)}}{\text{Dose journalière tolérable (mg/kg}_{PC}\text{-j)}}$$

Dans le cas de contaminants dans l'air dont les VTR sont exprimées en tant que concentrations tolérables (CT) dans l'air en unités de µg/m<sup>3</sup> :

$$\text{Quotient de danger} = \frac{\text{Concentration journalière moyenne dans l'air corrigée en fonction du temps (µg/m}^3\text{)}}{\text{Concentration tolérable dans l'air (µg/m}^3\text{)}}$$

Les QD pour les expositions par voie orale, cutanée et par inhalation doivent être présentés séparément là où il y a des VTR propres aux différentes voies. Lorsque les expositions par des voies d'exposition ou de pénétration multiples sont additionnées pour être comparées à une seule VTR, il est recommandé que le rapport fournisse les QD pour les expositions additionnées ainsi que les QD pour les voies d'exposition individuelles. Lorsqu'une CT est utilisée pour évaluer les risques potentiels liés à une exposition par inhalation, le rapport doit fournir une justification à savoir si le QD pour l'exposition par inhalation doit être additionné au QD pour les voies orale et cutanée dans le cas où des effets sont anticipés sur le même organe cible.

Dans le cadre de l'ÉQPR, les expositions provenant du site (excluant les expositions de fond) associées à un QD ≤ 0,2 seront considérées négligeables. Cette approche est conforme à celle du CCME (2006). Pour certaines substances, comme les HCP, une cible autre que 0,2 peut être utilisée (CCME, 2008a) avec une justification à l'appui.

Dans certains cas, l'évaluateur des risques peut choisir d'évaluer les risques combinés associés au site et aux sources de fond (incluant les expositions liées à l'utilisation de produits de consommation ainsi qu'aux aliments, à l'air et à l'eau qui ne sont pas liées au site), puis de comparer le QD résultant à une valeur cible de 1,0, conformément aux orientations de SC (2010a).

#### 2.7.2 EFFETS CANCÉROGÈNES SANS SEUIL : EXPOSITIONS À UNE SEULE SUBSTANCE

Pour les substances induisant des effets cancérogènes sans seuil, l'exposition estimée sera multipliée par une VTR appropriée (p. ex. le coefficient d'excès de risque unitaire [CERU], qui remplace dorénavant les termes équivalents « coefficient de cancérogénicité » [CC] ou « risque unitaire » [RU] dans les documents d'orientation de SC), afin d'obtenir une estimation prudente du risque additionnel de cancer (RAC) à vie associé à cette exposition. Le RAC à vie lié à une exposition orale est calculé comme indiqué dans l'équation ci-dessous. Pour plus de détails et pour l'équation relative à une exposition par inhalation, veuillez consulter SC (2013).



#### Encadré 4 : Équations pour le calcul des risques additionnels de cancer (RAC) à vie

Dans le cas d'expositions par voie orale, cutanée ou combinée, le RAC à vie peut être estimé à partir d'un coefficient d'excès de risque unitaire par voie orale (CERU<sub>o</sub> ou en anglais : oral slope factor, SF) (mg/kg<sub>pc-j</sub>)<sup>-1</sup> selon l'équation suivante :

$$\text{RAC à vie} = \sum_{i=1}^n (\text{CERU}_o \times \text{FAFA}_i \times \text{DJMV}_i)$$

Où :

*i* varie entre 1 et *n*, qui est le nombre de stades de vie pour lesquels il y a des FAFA et DJMV spécifiques

RAC à vie = risque additionnel de cancer à vie

CERU<sub>o</sub> = coefficient d'excès de risque unitaire par voie orale pour l'adulte (mg/kg<sub>pc-j</sub>)<sup>-1</sup>

FAFA<sub>i</sub> = facteur d'ajustement en fonction de l'âge pour le stade de vie *i*

DJMV<sub>i</sub> = dose reçue durant le stade de vie *i* amortie sur la durée de vie (mg/kg<sub>pc-j</sub>)

Dans le cas de contaminants dans l'air dont les VTR sont exprimées en coefficient d'excès de risque unitaire par inhalation (CERU<sub>i</sub> ou en anglais : inhalation unit risk, UR) (mg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup> :

$$\text{RAC à vie} = \sum_{i=1}^n (\text{C}_{\text{Ai}} \times \text{fDE}_i \times \text{CERU}_i \times \text{FAFA}_i)$$

Où :

*i* varie entre 1 et *n*, qui est le nombre de stades de vie pour lesquels il y a des FAFA spécifiques

RAC à vie = risque additionnel de cancer à vie

C<sub>Ai</sub> = concentration dans l'air durant le stade de vie *i* (mg/m<sup>3</sup>)

fDE<sub>i</sub> = fraction de la durée d'exposition du stade de vie *i* (an/80 ans)

CERU<sub>i</sub> = coefficient d'excès de risque unitaire par inhalation pour l'adulte (mg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup>

FAFA<sub>i</sub> = facteur d'ajustement en fonction de l'âge pour le stade de vie *i*

Veillez vous référer au guide de SC (2013) pour de l'information additionnelle et pour d'autres équations pour le calcul des RAC à vie.

Le RAC à vie peut être estimé en additionnant le risque associé à chaque période d'exposition ou stade de vie. Le récepteur qui est exposé à tous les stades de vie est souvent appelé « récepteur composite ». Cette approche tient compte des différences potentielles de sensibilité pour les différents stades de vie.

Les coefficients d'excès de risque unitaire (CERU) dérivés pour les substances cancérigènes sans seuil sont généralement établis en fonction de données de cancer chez les adultes (c.-à-d. à partir d'essais biologiques chez des animaux adultes ou d'études épidémiologiques chez l'humain adulte). Par conséquent, pour tenir compte de la sensibilité différente des périodes d'exposition en fonction de l'âge aux substances cancérigènes sans seuil agissant par un mode d'action mutagène, il est recommandé d'appliquer des facteurs d'ajustement en fonction de l'âge (FAFA) au CERU pour l'adulte. Cette approche est illustrée dans les équations pour le calcul du RAC à vie présentées ci-dessus. L'exposition reçue pour chacune des périodes d'exposition en fonction de l'âge « *i* » est amortie sur la vie entière. Dans SC (2013), des FAFA par défaut ont été élaborés en ajustant les FAFA de l'US EPA pour être conformes aux groupes d'âge recommandés à l'**Annexe E**. Il est possible d'appliquer ces facteurs d'ajustement par défaut lorsque l'on ne dispose pas de CERU en fonction de l'âge ou de données propres à la substance chimique. Lorsque le mode d'action est inconnu ou que les conditions du fardeau de la preuve pour un mode d'action à seuil



n'ont pas été remplies, une approche sans seuil est appliquée pour l'estimation du risque de cancer. Dans ces cas, un ajustement par défaut en fonction de l'âge n'est pas indiqué (c.-à-d. FAFA = 1 pour tous les stades de vie). Toutefois, pour tous les effets cancérigènes, il est possible d'effectuer des ajustements de la VTR propres à la substance chimique s'ils sont étayés par des données expérimentales.

Lorsqu'il existe des VTR propres aux différentes voies, les risques par inhalation, par voie orale et par contact cutané doivent être estimés séparément. En l'absence de VTR propres à chacune de ces voies de pénétration, les risques de cancer associés à des expositions simultanées par voies orale et cutanée, ou par voies respiratoire, orale et cutanée, peuvent être estimés, dans certains cas, à l'aide d'une seule VTR. Les études toxicologiques publiées devront toutefois être examinées pour confirmer qu'il est défendable, sur le plan toxicologique, d'utiliser la VTR par voie orale pour caractériser les risques potentiels de cancer par inhalation ou d'utiliser la VTR par inhalation pour caractériser les risques de cancer associés à l'ingestion (selon le cas).

Le risque de cancer sera considéré « essentiellement négligeable » (*de minimis*) sur les sites contaminés fédéraux lorsque la valeur estimée du RAC est  $\leq 1$  sur 100 000 ( $\leq 1 \times 10^{-5}$ ). La justification pour ce niveau de risque essentiellement négligeable est présentée à l'[Annexe C](#).

### 2.7.3 EXPOSITION COMBINÉE À DE MULTIPLES SUBSTANCES

L'exposition simultanée à plusieurs substances chimiques présentes sur un site contaminé est chose courante. L'ÉRSR d'une exposition combinée à de multiples substances chimiques est généralement menée en fonction d'une hypothèse d'additivité lorsqu'il y a des effets similaires sur un même organe cible. L'Organisation mondiale de la Santé (OMS, 2017) a élaboré un cadre à plusieurs niveaux pour l'évaluation des risques liés à l'exposition combinée à plusieurs substances chimiques. Ce cadre classe les substances chimiques dans des groupes d'évaluation sur la base d'effets similaires sur un organe cible commun et de co-expositions.

Dans une ÉQPR, considérée comme une évaluation de niveau inférieur, une approche basée sur l'additivité de la dose/concentration est recommandée par défaut pour les groupes de substances chimiques qui induisent des effets similaires sur un organe cible commun. Dans une évaluation de niveau supérieur, comme dans une ÉQDR, la définition d'un groupe d'évaluation est revue en tenant compte d'autres informations comme le mode d'action. Une ÉQDR applique le principe d'additivité aux groupes de substances chimiques qui induisent des effets similaires sur un organe cible commun par un mode d'action similaire. L'approche recommandée pour une ÉQPR est considérée prudente, sur la base de l'analyse des résultats empiriques concernant les effets d'une exposition combinée, y compris pour les substances chimiques ayant des modes d'action différents (Meek et coll., 2011).

Dans le cas d'une exposition simultanée à des CPP dont les effets à seuil sont similaires sur des organes cibles communs, les QD doivent être présumés additifs pour ces substances. Les effets à seuil sur la santé d'une exposition à de tels CPP seront considérés négligeables si le QD total est  $\leq 0,2$  ou, lorsque les expositions de fond sont aussi prises en considération, si le QD total est  $\leq 1,0$ . Tous les autres CPP qui affectent des organes cibles différents peuvent être évalués individuellement.

L'OMS (2017) a résumé des approches additionnelles qui peuvent être utilisées pour évaluer des mélanges de substances chimiques ayant des modes d'action dissemblables et pour évaluer des mélanges de substances chimiques qui interagissent entre elles (c.-à-d. à effet non additif). Les évaluateurs des risques peuvent envisager d'utiliser ces méthodes.



Pour les effets cancérigènes sans seuil, les RAC à vie associés à l'exposition à de multiples substances devraient être additionnés lorsque ces substances provoquent des effets similaires sur le même organe cible. Les substances cancérigènes qui agissent sur des organes cibles différents peuvent être évaluées séparément. Pour les sites contaminés fédéraux, le risque de cancer sera considéré « essentiellement négligeable » si la valeur estimée du RAC total à vie est  $\leq 1$  sur 100 000 ( $1 \times 10^{-5}$ ). Il convient de consulter les directives P/T là où une cible de 1 sur 1 000 000 ( $1 \times 10^{-6}$ ) pourrait s'appliquer.

Des méthodes ont été élaborées pour évaluer les risques associés à des mélanges constitués d'une seule classe de substances chimiques structurellement apparentées, pour laquelle de l'information toxicologique abondante est disponible pour l'une des substances (la substance chimique index ou de référence), mais l'est beaucoup moins pour les autres substances. Ces méthodes reposent sur l'utilisation de facteurs d'échelle (p. ex. des facteurs d'équivalence) pour exprimer la toxicité estimée d'un composé par rapport à la toxicité de la substance chimique index.

Par exemple, les mélanges de HAP cancérigènes sont évalués à l'aide de facteurs de puissance relative (FPR), également appelés facteurs d'équivalence de la puissance. Un FPR est le rapport entre le potentiel cancérigène d'un HAP spécifique et celui du benzo[a]pyrène (B[a]P). Pour un mélange donné, la concentration de chaque HAP cancérigène est multipliée par son FPR, puis les concentrations résultantes sont additionnées pour estimer une concentration équivalente de B[a]P. Les risques potentiels de cancer associés à l'exposition à des HAP cancérigènes sont par la suite caractérisés à partir des coefficients d'excès de risque unitaire (CERU) du B[a]P.

De même, les expositions aux mélanges de PCDD/PCDF et de biphényles polychlorés (BPC) de type dioxine sont évaluées en utilisant les facteurs d'équivalence toxique (FÉT) de l'Organisation mondiale de la Santé (voir van den Berg et coll., 2006). Pour un mélange donné, la concentration de chaque PCDD, PCDF ou BPC est multipliée par son FÉT, puis les concentrations résultantes sont additionnées pour estimer une concentration exprimée en équivalent toxique (ÉQT) de 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine (TCDD). Le risque est ensuite caractérisé en utilisant la VTR de la 2,3,7,8-TCDD.

## 2.8 HYPOTHÈSES NON NORMALISÉES ET VALEURS TOXICOLOGIQUES DE RÉFÉRENCE NON NORMALISÉES

Si les évaluateurs de risques ont introduit des voies d'exposition, des équations, des hypothèses, ou des VTR différentes de celles prescrites dans le présent document ou d'autres documents d'orientation de SC, les répercussions sur les estimations de l'exposition et des risques doivent être expliquées en regard, notamment, des aspects suivants :

- Les expositions et/ou les risques estimés sont-ils supérieurs, inférieurs ou du même ordre de grandeur que ceux estimés au moyen des procédures prescrites?
- Est-ce que les méthodes prescrites prédisent des risques négligeables, alors que les autres méthodes suggèrent l'existence de risques potentiellement inacceptables, ou vice versa?
- Les méthodes prescrites étaient-elles insuffisantes, ou inexistantes, pour estimer adéquatement les risques?



## 2.9 VARIABILITÉS ET INCERTITUDES

Les facteurs d'incertitude et de variabilité dans les estimations de l'exposition et des risques doivent être examinés afin (1) de mettre en contexte les conclusions tirées des résultats de l'évaluation des risques et (2) d'indiquer si des travaux additionnels s'imposent pour atténuer l'incertitude ou la variabilité de l'évaluation ou pour permettre que les décisions à l'égard de la gestion du site soient prises de façon à protéger la santé humaine. Cet examen devrait porter, sans toutefois s'y limiter, sur les aspects suivants :

- l'identification des CPP sur la base des activités historiques et actuelles et des critères de dépistage utilisés;
- la caractérisation environnementale (nombre et emplacement des échantillons, méthodes d'échantillonnage, effets saisonniers sur l'échantillonnage, méthodes analytiques, assurance de la qualité/contrôle de la qualité [AQ/CQ], etc.);
- la qualité et la quantité globales des données;
- les modèles utilisés (et les hypothèses associées) pour estimer les concentrations de CPP dans les milieux secondaires;
- les statistiques utilisées pour estimer l'exposition aux CPP (concentrations maximales ou autres statistiques);
- les caractéristiques des récepteurs humains (fréquence et durée d'exposition, taux d'ingestion/d'inhalation, etc.);
- les informations toxicologiques de chaque CPP; et
- les autres facteurs, hypothèses et modèles susceptibles de mener à une surestimation ou une sous-estimation des expositions et des risques.

## 2.10 CONCLUSIONS ET DISCUSSION

Cette section du rapport de l'ÉQPR doit résumer l'ensemble des conclusions relatives aux risques potentiels pour la santé humaine associés au site contaminé. Toute autre question qui, de l'avis de l'évaluateur des risques, nécessite d'être abordée ou est susceptible d'avoir une incidence sur la gestion des risques doit aussi être présentée dans cette section ainsi que dans le résumé du rapport. Les principales hypothèses formulées dans l'évaluation des risques (p. ex. les hypothèses sur les conditions du site, les activités humaines, le temps passé sur le site) doivent être notées. Les conclusions et la discussion doivent également indiquer s'il y a lieu de procéder à un échantillonnage ou à une modélisation supplémentaire ou à une ÉQDR afin de caractériser plus adéquatement les risques potentiels pour la santé pour les récepteurs sur le site ou hors site.



## 2.11 RECOMMANDATIONS

Cette section doit dresser la liste de toutes les recommandations découlant des résultats de l'ÉQPR incluant, sans toutefois s'y limiter, ce qui suit :

- les détails de toute étude d'investigation supplémentaire du site nécessaire pour mieux délimiter et caractériser la contamination ou pour combler les lacunes importantes dans les données afin de mieux évaluer les risques pour la santé;
- toute mesure devant être prise le plus rapidement possible pour protéger les personnes susceptibles d'être affectées par la contamination du site;
- la portée et les détails d'une ÉQDR, si elle est nécessaire pour réduire l'incertitude et soutenir les décisions relatives aux mesures d'assainissement ou de gestion des risques;
- toute mesure d'assainissement ou de gestion des risques proposée;
- toute restriction d'usage ou mesure de gestion des risques qui doit être mise en place pour veiller à ce que les hypothèses posées dans l'évaluation restent valides (p. ex. les hypothèses sur les surfaces pavées qui éliminent l'exposition directe aux sols, les caractéristiques présumées des bâtiments pour l'évaluation de l'intrusion de vapeurs); et
- la nécessité d'un suivi continu.

## 2.12 RÉFÉRENCES ET RENVOIS

Le rapport doit contenir des références précises afin de permettre aux examinateurs techniques d'identifier et d'obtenir tous les documents et autres sources d'information cités. Une liste complète de ces références est exigée.





### 3.0 RÉFÉRENCES

Les documents de SC ainsi que les rapports d'entrepreneurs réalisés pour le compte de SC, cités dans le présent document, peuvent être obtenus auprès de SC à [cs-sc@hc-sc.gc.ca](mailto:cs-sc@hc-sc.gc.ca).

Bright DA, Richardson GM, Dodd M. 2006. Do current standards of practice measure what is relevant to human exposure at contaminated sites? I : A discussion of soil particle size and contaminant partitioning in soil. *Human and Ecological Risk Assessment* 12(3): 591–605.

Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 1999 (et mises à jour). *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : environnement et santé humaine*. CCME, Winnipeg.

CCME. 2006. *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine*. CCME, Winnipeg.

CCME. 2008a. *Standards pancanadiens relatifs aux hydrocarbures pétroliers (HCP) dans le sol*. CCME, Winnipeg. Janvier 2008.

CCME. 2008b. *Canada-Wide Standards for Petroleum Hydrocarbons (PHC) in Soil : Scientific Rationale (document scientifique à l'appui)*. CCME, Winnipeg. Janvier 2008.

CCME. 2008c. *Standards pancanadiens relatifs aux hydrocarbures pétroliers (HCP) dans le sol. Supplément technique*. CCME, Winnipeg. Janvier 2008.

CCME. 2014. *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des vapeurs des sols en vue de prévenir leur inhalation par l'humain*. CCME, Winnipeg.

CCME. 2016. *Guide sur la caractérisation environnementale des sites dans le cadre de l'évaluation des risques pour l'environnement et la santé humaine (volumes 1 à 4)*. CCME, Winnipeg.

Claiborn C, Mitra A, Adams G, Bamesberger L, Allwine G, Kantamaneni R, Lamb B, Westberg H. 1995. Evaluation of PM10 emission rates from paved and unpaved roads using tracer techniques. *Atmospheric Environment* 29(10): 1075–1089.

Environnement Canada. 2016. *Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF) – Recommandations fédérales intérimaires pour la qualité des eaux souterraines sur les sites contaminés fédéraux*. Juin 2016 (version 4).

Haber LT, Sandhu R, Li-Muller A, Mohapatra A, Petrovic S, Meek ME. 2016. Framework for human health risk assessment of noncancer effects resulting from short-duration and intermittent exposures to chemicals. *Journal of Applied Toxicology* 36 (9): 1077–1089.

Meek ME, Boobis AR, Crofton KM, Heinemeyer G, Van Raaij M, Vickers C. 2011. Risk assessment of combined exposure to multiple chemicals: WHO/IPCS framework. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 60: S1–S14.

Organisation mondiale de la Santé (OMS). 2017. *Chemical Mixtures in Source Water and Drinking-Water*. Genève, Suisse, OMS. [www.who.int/publications/i/item/9789241512374](http://www.who.int/publications/i/item/9789241512374)

Richardson GM, Bright DA, Dodd M. 2006. Do current standards of practice measure what is relevant to human exposure at contaminated sites? II: Oral bioaccessibility of contaminants in soil. *Human and Ecological Risk Assessment* 12(3): 606–616.



SC (Santé Canada). 1994. *L'évaluation du risque à la santé humaine des substances d'intérêt prioritaire : Loi canadienne sur la protection de l'environnement*. Division des substances environnementales, Direction de l'hygiène du milieu, Santé Canada, Ottawa.

SC. 2010a. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie V : L'évaluation quantitative détaillée des risques pour la santé humaine associés aux substances chimiques (ÉQDR<sub>chim</sub>)*. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.

SC. 2010b. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie III : Le guide sur l'examen par les pairs des évaluations des risques pour la santé humaine des sites contaminés fédéraux au Canada, Version 2.0*. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.

SC. 2010c. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie VI : L'évaluation quantitative détaillée des risques radiologiques pour la santé humaine (ÉQDR<sub>RAD</sub>)*. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.

SC. 2010d. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : Guide supplémentaire servant à élaborer l'énoncé des travaux (ÉDT) d'un contrat d'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) et d'évaluation quantitative détaillée des risques (ÉQDR) pour la santé humaine*. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.

SC. 2010e. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : Guide supplémentaire sur l'évaluation des risques pour la santé humaine liés aux aliments d'origine locale (ÉRS<sub>aliments</sub>)*. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.

SC. 2010f. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : Liste de vérification pour l'examen par des pairs des évaluations des risques pour la santé humaine (ÉRS<sub>H</sub>) détaillées*. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.

SC. 2013. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : Document d'orientation provisoire sur l'évaluation des risques pour la santé humaine associés à une exposition de courte durée aux substances cancérigènes présentes dans les sites contaminés*. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.

SC. 2017a. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : Guide supplémentaire sur l'évaluation des risques pour la santé humaine liés à la qualité de l'air*. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.

SC. 2017b. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : Guide supplémentaire sur l'évaluation des risques pour la santé humaine liés aux sédiments contaminés : voie du contact direct*. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.

SC. 2017c. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : Guide supplémentaire sur l'évaluation des risques pour la santé humaine liés à la biodisponibilité orale des substances dans les sols et les milieux assimilables à des sols*. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.

SC. 2018. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : Guide supplémentaire sur l'évaluation des risques pour la santé humaine liés aux dépôts de poussière intérieure*. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.



SC. 2021. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : Valeurs toxicologiques de référence (VTR), version 3.0*. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.

SC. 2022. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Tableaux sommaires*. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa. [www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/qualite-eau/recommandations-qualite-eau-potable-canada-tableau-sommaire.html](http://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/qualite-eau/recommandations-qualite-eau-potable-canada-tableau-sommaire.html)

SC. 2023. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : Guide supplémentaire sur l'évaluation de l'intrusion de vapeurs du sol pour les sites contaminés fédéraux, version 2.0*. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.

United States Environmental Protection Agency (US EPA). 1996. *Soil Screening Guidance – Technical Background Document. Second Edition*. Mai 1996. EPA/540/R95/128. US EPA, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington DC.

US EPA. 2007. *Guidance for Evaluating the Oral Bioavailability of Metals in Soils for Use in Human Health Risk Assessment*. US EPA OSWER 9285.7-80 Mai 2007. <https://sempub.epa.gov/work/HQ/175333.pdf>

US EPA. 2011. *Exposure Factors Handbook 2011 Edition (Final)*. U.S. EPA, Washington, DC, EPA/600/R-09/052F, 2011 et mises à jour. [www.epa.gov/expobox/about-exposure-factors-handbook](http://www.epa.gov/expobox/about-exposure-factors-handbook)

US EPA. 2022. ProUCL Software. <https://www.epa.gov/land-research/proucl-software>

US EPA. 2023. *Regional Screening Levels – User's Guide*. Mai 2023. <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-users-guide>

US EPA. 2023 (et mises à jour). *Regional Screening Levels (RSLs) – Generic Tables*. <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables>

van den Berg M, Birnbaum LS, Denison M, De Vito M, Farland W, Feeley M, Fiedler H, Hakansson H, Hanberg A, Haws L, Rose M, Safe S, Schrenk D, Tohyama C, Tritscher A, Tuomisto J, Tysklind M, Walker W, Peterson RE. 2006. The 2005 World Health Organization re-evaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. *Toxicological Science* 93(2): 223–241.

Wilson R, Jones-Otazo H, Petrovic S, Mitchell I, Bonvalot Y, Williams D, Richardson GM. 2013. Revisiting dust and soil ingestion rates based on hand-to-mouth transfer. *Human and Ecological Risk Assessment* 19(1): 158–188.



# ANNEXE A : CONSIDÉRATIONS IMPORTANTES POUR UNE ÉVALUATION DES RISQUES POUR LA SANTÉ HUMAINE

## A-1 PROBLÈMES COMMUNS À CONSIDÉRER LORS D'UNE ÉVALUATION DES RISQUES POUR LA SANTÉ HUMAINE

Tableau A1 : Résumé de problèmes communs dans la réalisation des évaluations des risques pour la santé humaine et des rapports associés

Section du rapport	Problème ou question	Résolution
Description du site	Imprécision quant à la propriété du site.	Préciser qui est propriétaire du site.
	Y aura-t-il dessaisissement?	Si un dessaisissement est prévu, les directives P/T en matière d'évaluation des risques (ou autres exigences P/T) pourraient devoir être prises en considération, de même que celles de SC.
	Détails insuffisants sur les renseignements de base. Cartes du site inadéquates.	Inclure des cartes détaillées du site et fournir plus de détails sur les aspects suivants : <ul style="list-style-type: none"> <li>• la description du site (p. ex. la topographie, la géologie, l'hydrogéologie);</li> <li>• l'emplacement des sources d'eau potable (sur le site et hors site, selon ce qui est pertinent);</li> <li>• l'emplacement des bâtiments, des eaux de surface (sur le site et hors site, selon ce qui est pertinent); et</li> <li>• autres (voir la <a href="#">Section 2.3</a>, liste à puces).</li> </ul>
	Description inadéquate de l'utilisation et des activités actuelles et historiques.	Suffisamment de détails devraient être inclus dans l'ÉRSR pour permettre à un réviseur technique de confirmer l'identification de tous les contaminants potentiels sur la base des activités historiques (c.-à-d. pour déterminer si tous les contaminants potentiels ont été inclus dans les analyses).
	Description inadéquate de l'utilisation des terrains adjacents, incluant la distance jusqu'aux résidences ou collectivités les plus proches, le nombre d'habitants, l'utilisation de l'eau, etc.	Considérer les récepteurs potentiels sur les propriétés adjacentes lorsque les contaminants sont mobiles dans l'environnement (p. ex. dans l'eau souterraine ou dans l'air) ou si des individus ont accès au site.



Section du rapport	Problème ou question	Résolution
Caractérisation du site	<p>Qualité des données d'échantillonnage :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• peu d'information sur les méthodes d'échantillonnage ou d'analyses;</li> <li>• limites de détection de la méthode non précisées;</li> <li>• description des procédures d'AQ/CQ applicables aux analyses en laboratoire ou à l'échantillonnage sur le terrain non incluse, de même que les résultats d'AQ/CQ.</li> </ul>	<p>Le rapport doit faire référence aux méthodes normalisées d'échantillonnage et d'analyses, y compris aux procédures et résultats d'AQ/CQ (référer à d'autres documents au besoin). Les limites de détection devraient être précisées et être compatibles avec les critères de dépistage.</p> <p>La qualité des données provenant de l'évaluation du site devrait être évaluée pour tous les milieux.</p>
	<p>Quantité d'échantillons :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• prélèvement d'un nombre insuffisant d'échantillons pour qu'une concentration maximale raisonnable ait été mesurée avec confiance ou qu'une concentration représentative de l'exposition soit estimée; et</li> <li>• nombre insuffisant d'échantillons pour délimiter l'étendue (horizontale et verticale) de la contamination.</li> </ul>	<p>Le rapport d'ÉRSR devrait préciser si un échantillonnage supplémentaire est nécessaire ainsi que les emplacements pertinents des échantillons pour déterminer la concentration maximale ou quasi maximale de contaminants et une concentration représentative de l'exposition (et si une ÉQDR pourrait être réalisée pour inclure l'information additionnelle). L'ÉRSR devrait inclure une carte illustrant les emplacements des échantillons récents et antérieurs, et pourrait aussi comprendre (selon le cas) :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• la délimitation des zones de contamination;</li> <li>• la présence et l'étendue spatiale de produit libre; et</li> <li>• d'autres éléments (voir <a href="#">Section 2.3</a>).</li> </ul>
Énoncé du problème	Objectifs de l'ÉRSR imprécis.	<p>Expliquer comment l'ÉRSR sera utilisée dans le processus global de gestion du site contaminé. Si le site doit faire l'objet d'une gestion des risques, l'ÉQPR pourrait être utilisée pour :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• orienter une évaluation supplémentaire du site;</li> <li>• déterminer la nécessité d'une évaluation plus détaillée des risques; et</li> <li>• déterminer la nécessité d'identifier des mesures de gestion des risques ou des objectifs d'assainissement propres au site et déterminer si une ÉQDR est nécessaire à cette fin.</li> </ul>



Section du rapport	Problème ou question	Résolution
Énoncé du problème	Les contaminants analysés dans l'ÉES ne reflètent pas les utilisations historiques et actuelles du site.	Identifier les contaminants potentiels associés aux activités historiques et actuelles et veiller à ce qu'ils soient analysés dans les milieux environnementaux et zones du site appropriés, et que les données soient disponibles pour évaluer le site de façon adéquate et répondre aux besoins de l'ÉERSH.
	Des substances chimiques sont « exclues » de façon inappropriée en l'absence de recommandations/standards du CCME. Les critères de dépistage ne conviennent pas aux milieux, aux analyses chimiques ou à l'utilisation du terrain. Les critères de dépistage ne sont pas correctement transcrits ou ne sont pas accompagnés de références appropriées.	Lorsqu'aucune recommandation du CCME pour la protection de la santé humaine n'est disponible pour une substance particulière, des critères de dépistage fondés sur la santé humaine d'autres compétences peuvent être utilisés. Si aucun critère en fonction de la santé humaine n'existe, la substance chimique doit être retenue en tant que CPP et soumise à une évaluation ultérieure des risques, sauf si les concentrations mesurées sont inférieures aux concentrations de fond pour le secteur. Autrement, le rapport doit inclure une justification scientifique expliquant en quoi la substance n'est pas identifiée comme étant présente à des niveaux toxiques (p. ex. comme cela peut être le cas de certains éléments nutritifs essentiels comme le Ca et le Mg). Les recommandations/standards du CCME ou autres critères de dépistage doivent être utilisés de manière appropriée (c.-à-d. basés sur la protection de la santé humaine, pour les voies et usages pertinents du site et les conditions spécifiques du site), référencés et passés en revue pour en corriger les erreurs de transcription.
	Utilisation d'une valeur statistique autre que la concentration maximale aux fins du dépistage des CPP.	Utiliser les concentrations <b>maximales</b> mesurées pour le dépistage des CPP à inclure dans une ÉERSH. Des statistiques peuvent être utilisées pour estimer une concentration au point d'exposition dans l'évaluation de l'exposition, mais pas pour le dépistage par rapport aux critères afin d'identifier les CPP. Les concentrations maximales des substances dans les milieux environnementaux sont utilisées pour sélectionner les CPP aux fins de l'ÉERSH, afin de ne pas omettre de ZPEP et d'identifier les substances chimiques susceptibles de présenter des risques pour la santé humaine.



Section du rapport	Problème ou question	Résolution
Énoncé du problème	Définition imprécise des récepteurs et des voies d'exposition associées à chacun d'eux.	Une justification détaillée doit être fournie pour les voies d'exposition jugées opérantes et celles jugées non opérantes. De plus, il convient de fournir une justification détaillée pour tout récepteur ou groupe d'âge exclu de l'évaluation des risques.
Évaluation de l'exposition	Les caractéristiques d'exposition des récepteurs ne proviennent pas de sources reconnues.	Lorsqu'elles sont disponibles et applicables, utiliser les caractéristiques des récepteurs désignées par SC. Décrire et justifier, avec référence à l'appui, toute autre source utilisée dans l'ÉRSR pour caractériser les récepteurs.
	La concentration maximale, ou une autre valeur statistique représentant une exposition maximale raisonnable, n'est pas utilisée comme concentration au point d'exposition.	Si la concentration maximale, ou une autre valeur statistique représentant une exposition maximale raisonnable, n'est pas utilisée comme concentration au point d'exposition dans une ÉQPR, il convient de fournir des données et une justification suffisantes à l'appui de l'utilisation d'une autre valeur statistique. Les concentrations au point d'exposition doivent refléter les données disponibles provenant de l'étude du site (p. ex. s'il y a peu de données, la concentration maximale devrait être utilisée), et les zones et profils d'exposition doivent être pris en compte. Confirmer que des ZPEP ne sont pas omises ou « sous-estimées » par l'utilisation de statistiques qui incluent des données provenant de zones non contaminées.  Les statistiques ne devraient pas inclure des données provenant de groupes d'échantillonnage différents (p. ex. différentes valeurs statistiques pourraient être requises pour les sols en profondeur et les sols en surface, pour des aquifères différents).
	Aucun exemple de calculs fourni.	Des exemples de calculs pour les estimations de l'exposition et des risques doivent être inclus avec tous les paramètres d'entrée.
	Les calculs ne peuvent être reproduits. Unités incorrectes dans les équations.	Les évaluateurs des risques doivent s'assurer qu'il n'y a aucune erreur mathématique et confirmer l'exactitude des facteurs de conversion des unités et des calculs. Les calculs doivent être reproductibles.





Section du rapport	Problème ou question	Résolution
<b>Évaluation de la toxicité</b>	Utilisation de VTR provenant d'autres sources lorsque des VTR de SC sont disponibles.	Les VTR de SC, lorsqu'elles sont disponibles, doivent être utilisées, à moins d'inclure une justification scientifiquement défendable et détaillée à l'appui de l'utilisation d'une autre valeur (p. ex. si des renseignements toxicologiques plus récents d'une autre agence sont disponibles).
	Justification inadéquate fournie pour l'utilisation d'autres VTR. Absence d'une référence ou VTR mal transcrite.	Lorsque les VTR utilisées proviennent d'une source autre que SC, les renseignements suivants doivent être inclus : les fondements de la VTR, la méthode de calcul, le niveau de protection, le degré d'incertitude ou de confiance, toute modification apportée à la VTR et les références.
	Les effets sur la santé associés à chaque CPP ne sont pas décrits.	Les effets potentiels sur la santé associés aux CPP doivent être décrits (tant les effets cancérigènes que non cancérigènes). Le cas échéant, les effets doivent être différenciés selon la voie de pénétration (orale, cutanée, ou par inhalation).
<b>Caractérisation des risques</b>	Risques non calculés pour l'ensemble des substances chimiques, des récepteurs et des voies d'exposition identifiés comme étant préoccupants (ou d'intérêt) dans l'énoncé du problème.	Les risques associés à l'ensemble des substances chimiques, des récepteurs et des voies d'exposition/de pénétration identifiés comme étant préoccupants (ou d'intérêt) doivent être déterminés, sinon une justification appropriée doit être fournie (p. ex. lorsque les estimations des risques sont fournies uniquement pour les récepteurs critiques).
	Les estimations quantitatives des risques pour les substances chimiques ayant des effets similaires sur le même organe cible ne sont pas additionnées.	Les estimations quantitatives des risques pour les substances chimiques ayant des effets similaires sur le même organe cible doivent être additionnées.
	Les résultats et les hypothèses clés de l'évaluation des risques ne sont pas clairement présentés.	Les résultats doivent être présentés de façon à indiquer clairement quels CPP sont associés à des risques inacceptables, dans quels milieux et pour quelles voies d'exposition; un résumé précis des hypothèses clés doit être aussi inclus. Des exemples de calcul devraient être fournis.



Section du rapport	Problème ou question	Résolution
<b>Variabilité et incertitudes (et lacunes dans les données)</b>	La variabilité et les incertitudes des diverses composantes de l'ÉRSR (p. ex. les données environnementales, les hypothèses et modèles, l'information toxicologique) et leur incidence sur les résultats de l'évaluation des risques, ainsi que les lacunes importantes dans les données, ne sont pas abordées.	Les considérations devraient inclure (mais sans s'y limiter) les aspects suivants : <ul style="list-style-type: none"> <li>• la quantité de données (suffisance et emplacement des échantillons);</li> <li>• la qualité des données (méthodes d'échantillonnage et d'analyses, effets saisonniers, AQ/CQ, limites de détection analytique par rapport aux critères de dépistage, etc.);</li> <li>• la sélection des CPP en fonction des utilisations historiques et actuelles du terrain et des critères de dépistage utilisés;</li> <li>• les modèles utilisés (et hypothèses associées) pour estimer les concentrations de CPP dans les milieux secondaires;</li> <li>• les statistiques utilisées pour estimer les concentrations de CPP au point d'exposition;</li> <li>• les caractéristiques des récepteurs humains présumés;</li> <li>• les informations toxicologiques de chaque CPP; et</li> <li>• les autres facteurs clés.</li> </ul>



## A-2 CONTAMINANTS ASSOCIÉS À DIVERSES ACTIVITÉS DU GOUVERNEMENT ET DE L'INDUSTRIE

Il arrive parfois que les plans d'échantillonnage et d'analyses ne tiennent pas compte de tous les contaminants potentiels susceptibles d'être présents dans un site contaminé du fait des activités actuelles ou historiques. Les ÉES doivent prendre en considération tous les contaminants qui peuvent se trouver sur un site fédéral contaminé. Tout site contaminé où des HCP ont été utilisés comme carburants ou comme lubrifiants pourrait également contenir des BTEX (benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes) ou des HAP. Selon l'époque au cours de laquelle s'est produite la contamination, il pourrait aussi y avoir du plomb ou du méthyl tert-butyl éther sur le site là où de l'essence a été utilisée.

Les contaminants associés à diverses activités du gouvernement ou de l'industrie sont énumérés au **Tableau A2**. Toutefois, la liste n'est pas exhaustive; elle ne couvre pas toutes les opérations ou activités gouvernementales ou industrielles, ou les contaminants susceptibles d'être présents. Les activités et opérations historiques et actuelles sur un site déterminent les contaminants potentiels, et seule une évaluation approfondie des activités et opérations passées peut nous éclairer à ce sujet.

Le **Tableau A2** constitue un point de départ pour déterminer à la fois les grandes classes de contaminants et les contaminants particuliers qui pourraient être associés aux activités et opérations spécifiques à un site.

Les sites contaminés pour lesquels des changements du pH sont plus susceptibles d'être observés sont également indiqués dans le **Tableau A2**. Bien qu'elles ne constituent pas nécessairement un risque direct pour la santé humaine, les variations de pH résultant de l'utilisation d'acides et de bases fortes peuvent influencer sur le devenir environnemental, le transport, et l'absorption biologique des métaux et des composés ionogènes.

Les bâtiments plus anciens d'un site peuvent contenir des matériaux contenant de l'amiante (MCA; matériaux isolants, tuiles, panneaux muraux, etc.), du plomb (vieille peinture) et du mercure (vieille peinture, interrupteurs et appareils d'éclairage électriques) ayant pu contaminer les sols.

Tout site où des activités de combustion (y compris de bois) ou un incendie ont eu lieu est susceptible de contenir des HAP ainsi que des dioxines et furannes.

Autres sources d'information :

CCME. 2016. *Guide sur la caractérisation environnementale des sites dans le cadre de l'évaluation des risques pour l'environnement et la santé humaine : Volume 1 : Orientations*. CCME, Winnipeg.

National Library of Medicine des États-Unis. 2024. *HazMap : Hazardous Agents*.

<https://haz-map.com/Agents>

US EPA (Environmental Protection Agency des États-Unis). 2001. *Technical Approaches to Characterizing and Cleaning Up Brownsfields Sites*. EPA/625/R-00/009.

US EPA. 2001. *Technical Approaches to Characterizing and Cleaning Up Automotive Recycling Brownsfields, Site Profile*. EPA/625/R-02/001.

US EPA. 2002. *Technical Approaches to Characterizing and Cleaning Up Brownsfields Sites: Municipal Landfills and Illegal Dumps*. EPA/625/R-02/002.

US EPA. 2002. *Technical Approaches to Characterizing and Cleaning Up Brownsfields Sites: Pulp and Paper Mills*. EPA/625/R-02/006.

US EPA. 2002. *Technical Approaches to Characterizing and Cleaning Up Brownsfields Sites: Railroad Yards*. EPA/625/R-02/007.



**Tableau A2 : Contaminants couramment associés à divers secteurs d'activités du gouvernement et de l'industrie\***

Activité ou installation	Contaminants potentiels
Activités agricoles	Pesticides, métaux (en tant que composants des pesticides), 1,4-dioxane, paramètres microbiologiques, nitrates
Aires d'entraînement à la lutte contre les incendies	HCP, HAP, COV (notamment les solvants), plomb, MTBE, SPFA
Ateliers d'entretien de la machinerie, fabrication de métal	Métaux, COV, 1,4-dioxane, TCE et ses produits de dégradation
Ateliers d'imprimerie	Métaux, COV, toluène, xylènes, changements de pH
Carrières	Métaux, COV
Cendres d'incinérateurs ou autres installations thermiques	Métaux, changements de pH, HAP, BPC, dioxines/furannes (selon les matières premières)
Champs de tir, champs d'entraînement militaire	HAP, métaux (notamment l'arsenic, l'antimoine, le plomb), possiblement des munitions explosives (voir « dépôts de munitions explosives »), herbicides, énergétiques
Décharges de neige de voirie	Métaux, chlorure, sodium
Dépôts de récupération ou d'ordures	Métaux, COV, 1,4-dioxane, MCA, cyanure, BPC, HCP, BTEX, HAP
Dépôts de munitions explosives	Métaux, benzènes et phénols nitro-substitués, composés nitroaromatiques, explosif de nitramines cycliques (p. ex. RDX et HMX), COV et COSV (y compris le formaldéhyde et le toluène), herbicides, pesticides et insecticides, UXO, nitroglycérine, perchlorate, et autres substances énergétiques (c.-à-d. DNAN, 2,4- et 2,6 DNT, NTO, PETN, TNT)
Dépotoirs	Métaux (incluant fer, mercure, plomb, zinc), HCP, BTEX, HAP, COV, 1,4-dioxane, SPFA, phénols, cyanure, BPC, PCDD/PCDF, pesticides, gaz (incluant méthane, dioxyde de carbone)
Électrodéposition	Métaux (notamment le cadmium, le chrome, le cuivre, le nickel, le zinc), cyanure, TCE et trichloroéthane et leurs produits de dégradation, SPFA, changements de pH
Entrepôts de sel de voirie	Chlorure, sodium
Équipements électriques/transformateurs	BPC, HCP (huiles minérales), possibilité de HAP et métaux
Extraction minière du charbon	Métaux, changements de pH, soufre, HAP
Extraction minière, fusion des métaux, traitement du minerai et résidus	Métaux, changements de pH, MCA, cyanure, SPFA
Extraction minière, usinage, entreposage en vrac (grossistes) ou livraison de l'amiante	MCA



Activité ou installation	Contaminants potentiels
Fabrication d'encre	HCP, BTEX, métaux
Fabrication d'équipement électronique ou informatique	Solvants, TCE, trichloroéthane et leurs produits de dégradation, HCP, métaux
Fabrication de l'acier et fours à coke	Métaux, BTEX, HAP, HCP, phénol
Fabrication de substances ignifuges	Métaux (notamment l'antimoine et les composés bromés tels que les polybromodiphényléthers), SPFA
Fabrication de verre	Métaux (notamment l'arsenic, le cobalt, le thorium, l'uranium et le zinc), matières radioactives, HCP, BTEX, HAP
Fabrication et entreposage d'adhésifs	Variable selon le genre d'adhésif : à base d'eau, de solvant, de résine époxy, de substances naturelles (p. ex. le caoutchouc); solvants, HCP, isocyanate ou cyanoacrylates
Fabrication et entreposage d'engrais	Nitrates, chlore, soufre, métaux
Fabriques de pâtes et papiers	Métaux (notamment le bore, le cadmium, le chrome, le mercure, le plomb, le zinc, l'argent, le titane), COV, phénols, dioxines et furannes, BPC, changements de pH, cyanure
Fonderies et usines de fonte de ferraille	Métaux
Gares de triage, entretien et rails	HCP, BTEX, HAP, COV (y compris les solvants et les agents de dégraissage), phénols, BPC, métaux (notamment l'arsenic, le cadmium, le plomb, le mercure)
Industrie de la peinture	Benzène, toluène, xylènes, métaux (notamment cadmium, chrome, plomb, mercure, zinc), herbicides/fongicides, COV, SPFA
Installations de gazéification du charbon et sites renfermant du goudron de houille	HAP, BTEX, cyanure, phénols, ammoniac, métaux (notamment l'aluminium, le chrome, le fer, le plomb, le nickel), changements de pH
Installations de photographie	Métaux (notamment le chrome, le plomb, le mercure), trichloroéthane et produits de dégradation, SPFA
Installations de teinture	HAP, benzène, toluène, métaux (notamment le cadmium, le chrome, le cuivre, le plomb, le mercure, le nickel, le zinc), anilines, amines, quinoléines, changements de pH
Installations de stockage en vrac et de récupération d'antigel	Glycols
Installations et laboratoires chimiques désaffectés	Métaux, cyanure, MCA, changements de pH, COV, 1,4-dioxane, HAP, BPC, solvants, substances chimiques propres au site (utilisées, entreposées ou fabriquées sur place)



Activité ou installation	Contaminants potentiels
Nettoyage à sec	TCE, PCE et leurs produits de dégradation, certains produits de nettoyage à sec à base d'hydrocarbures
Parc à ferraille	Métaux, MCA, BTEX, solvants halogénés (notamment le TCE, le trichloroéthane et leurs produits de dégradation), BPC
Pétrole et gaz – en aval d'installations pétrolières (stations d'essence, parcs de réservoirs)	HCP (notamment, F1 et F2), BTEX, HAP (notamment le naphtalène), MTBE, composés organiques de plomb, glycols, autres additifs, changements redox (possibilité de mobilisation de certains métaux)
Pétrole et gaz – huiles usées (traitement, recyclage ou entreposage en vrac)	HCP, COV, BTEX, métaux
Pétrole et gaz – pipelines (stations de transfert, fuites et vidange)	Pétrole brut et condensat (HCP [F1 à F4], HAP, BTEX, métaux), cires (F3 et F4), solvants halogénés pour dégager les conduits
Pétrole et gaz – raffineries	HCP (F1 et F2), BTEX, COV, métaux
Pétrole et gaz – sites de forage et d'exploration (têtes de puits, puisards, fosses de brûlage)	Pétrole brut (HCP [F1 à F4], HAP, BTEX, métaux), eaux usées (salinité, sodicité, chlorures, sulfates, composés inorganiques solubles), fluides de reconditionnement (pH, salinité, méthanol, glycol, Brocide®), SPFA, additifs chimiques (pH, sodium, potassium, salinité, chlorures, sulfates), solvants halogénés
Pistes d'atterrissage et hangars	HCP, BTEX, HAP, éthylène glycol, COV (notamment les solvants de dégraissage), 1,4-dioxane, métaux
Quais et jetées	Chlorophénols, HAP, HCP, TBT
Recyclage de fûts et de barils	Cyanure, changements de pH, pesticides, HCP, BTEX, HAP, solvants
Recyclage et élimination de piles et batteries	Métaux (notamment l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le plomb, le mercure, le nickel, le zinc), changements de pH
Réparation et entretien de véhicules automobiles et ateliers de réparation de la carrosserie	Métaux (notamment l'aluminium, le cadmium, le chrome, le plomb et le mercure), COV, 1,4-dioxane, HCP, BTEX, HAP, acétone, tétrachlorure de carbone, PCE et ses produits de dégradation, TCE et ses produits de dégradation, éthylène glycol, CFC, changements de pH
Tanneries	Métaux, benzène, cyanure, COV, phénols, formaldéhyde, changements de pH, tannins et lignines
Traitement/préservation du bois	Chlorophénols, phénols, HCP, HAP, BTEX, métaux (ACC)

\* Adapté en partie de l'information présentée par l'US EPA (2007). *Industry Profile Fact Sheets. Region 3 Brownfields : Regional Initiatives.*



## ABRÉVIATIONS DE L'ANNEXE A

<b>ACC</b>	arséniate de cuivre chromaté, arséniate de cuivre et de chrome
<b>BPC</b>	biphényles polychlorés
<b>BTEX</b>	benzène, toluène, éthylbenzène, xylènes
<b>CFC</b>	chlorofluorocarbures
<b>COSV</b>	composés organiques semi-volatils
<b>COV</b>	composés organiques volatils
<b>HAP</b>	hydrocarbures aromatiques polycycliques
<b>HCP</b>	hydrocarbures pétroliers
<b>HMX</b>	High Melting eXplosive (octahydro-1,3,5,7-tétranitro-1,3,5,7-tétrazocine)
<b>MCA</b>	matériaux contenant de l'amiante
<b>MTBE</b>	méthyl <i>tert</i> -butyl éther
<b>PBDE</b>	polybromodiphényléthers
<b>PCDD/PCDF</b>	dibenzo-p-dioxines polychlorées et dibenzofurannes polychlorés
<b>PCE</b>	perchloroéthylène (tétrachloroéthylène)
<b>RDX</b>	Royal Demolition eXplosive (cyclotriméthylènetrinitramine)
<b>SPFA</b>	substances perfluoroalkyliques et polyfluoroalkyliques
<b>TBT</b>	tributylétain
<b>TCE</b>	trichloroéthylène
<b>TNT</b>	trinitrotoluène
<b>UXO</b>	munitions explosives non explosées





## **ANNEXE B : DÉPISTAGE DES CONTAMINANTS POTENTIELLEMENT PRÉOCCUPANTS EN FONCTION DES CONCENTRATIONS DE FOND LOCALES OU RÉGIONALES DANS LE SOL, LES EAUX SOUTERRAINES ET LES EAUX DE SURFACE**

Avant qu'un site ne soit considéré comme contaminé, les concentrations de substances chimiques sur le site, en particulier les concentrations d'éléments naturels et des substances chimiques largement répandues dans l'environnement, peuvent être comparées aux données d'enquêtes locales ou régionales sur la qualité du sol, de l'eau souterraine ou de l'eau de surface menées dans des zones non affectées par le site ou par des activités anthropiques locales. Elles peuvent également être comparées à des mesures effectuées sur des sites de référence appropriés, exempts de toute influence d'une source anthropique ponctuelle. Dans la mesure du possible, ces études devraient être réalisées au moment de l'ÉES.

Les résultats de nombreuses enquêtes régionales du sol sont disponibles dans la littérature scientifique. Des données d'enquêtes relatives aux éléments inorganiques du sol sont disponibles auprès des ministères P/T des ressources naturelles et de la Commission géologique du Canada (CGC), lesquels ont mené des enquêtes et compilé des données relatives au sol à des fins de prospection minière et de cartographie minérale. Les enquêtes de la CGC sont accessibles au public sous forme de fichiers ouverts qui peuvent être consultés et examinés avec l'aide du bureau local ou de la bibliothèque de la CGC. À l'appui du PASCF, la CGC a compilé la majorité des levés géochimiques régionaux qui ont été réalisés par les administrations fédérales et P/T (voir [http://geochem.nrcan.gc.ca/cdogs/content/main/home\\_fr.htm](http://geochem.nrcan.gc.ca/cdogs/content/main/home_fr.htm)).

Si les concentrations de substances sur le site sont représentatives des niveaux de fond, ces substances peuvent ne pas être considérées comme des contaminants, même si les recommandations génériques sont dépassées. La spéciation des métaux peut être pertinente dans cette détermination.

Plusieurs substances, en particulier les métaux, sont présentes naturellement et les niveaux naturels peuvent dépasser les recommandations du CCME sans pour autant représenter une contamination anthropique; car la concentration de fond identifiée dans l'établissement des recommandations du CCME peut être variable à travers le Canada et ne pas être représentative des concentrations de fond régionales naturelles.

Les recommandations pour la qualité des sols du CCME sont établies en considérant les niveaux de fond dans le sol au Canada (CCME, 2006). Le CCME (1996) recommande que des objectifs locaux de la qualité du sol soient établis pour intégrer les concentrations de fond locales ou régionales, si elles diffèrent sensiblement de la valeur de fond utilisée pour établir la recommandation générique nationale pour un contaminant particulier.



Dans certains cas, il pourrait être approprié d'utiliser les concentrations de fond urbaines, plutôt que celles associées à des zones plus rurales, si le site est situé en milieu urbain. Si l'environnement urbain local ou régional présente des concentrations élevées provenant de sources autres que celles du site concerné, et que ces concentrations élevées sont acceptées et ne sont pas destinées à être assainies ou à faire l'objet de gestion des risques, alors ces niveaux de fond urbains peuvent constituer les concentrations de fond appropriées pour l'évaluation et la gestion des risques. Toutefois, un jugement professionnel sera nécessaire pour déterminer la base la plus appropriée pour établir les concentrations de fond.

Le *Ministry of Environment and Climate Change Strategy* de la Colombie-Britannique (2019) fournit des procédures pour établir les concentrations de fond locales dans le sol, ainsi que des estimations de fond régionales relatives au sol. Le document (MEO, 2011) présente des données de fond spécifiques à l'Ontario.

## RÉFÉRENCES

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1996. *Document d'orientation sur l'établissement d'objectifs particuliers à un terrain en vue d'améliorer la qualité du sol des lieux contaminés au Canada*. CCME, Winnipeg. Mars 1996.

CCME. 2006. *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine (révisé)*. Rapport CCME PN 1333. CCME, Winnipeg. ISBN 13-978-1-896997-46-9.

MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario, actuellement le Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario). 2011. *Rationale for the Development of Soil and Ground Water Standards for Use at Contaminated Sites in Ontario*. Standards Development Branch. MEPNP, Toronto. 15 avril 2011. PIBS 7386e01.

Ministry of Environment and Climate Change Strategy de la Colombie-Britannique. 2019. *Protocol 4 for Contaminated Sites: Establishing Background Concentrations in Soil*. Élaboré en vertu de la Section 64 de la *Loi sur la gestion de l'environnement*. Version 10. Gouvernement de la Colombie-Britannique, Victoria, C.-B. <https://www2.gov.bc.ca/gov/content/environment/air-land-water/site-remediation/legislation-and-protocols>



## ANNEXE C : RISQUE DE CANCER ESSENTIELLEMENT NÉGLIGEABLE DANS LE CADRE DE L'ÉVALUATION DES RISQUES ASSOCIÉS AUX SITES CONTAMINÉS

Lors de l'évaluation des risques potentiels associés à l'exposition à des substances induisant des effets cancérigènes sans seuil, les agences réglementaires telles que SC partent du principe que tout niveau d'exposition (autre que nul) peut être associé à un certain risque hypothétique de cancer. Par conséquent, les agences réglementaires spécifient le niveau de risque cancérigène considéré comme acceptable, tolérable ou essentiellement négligeable.

Dans les années 1970, l'agence américaine des aliments et des médicaments (Food and Drug Agency, FDA) a été la première à se pencher sur cette question, en adoptant un niveau de risque de 1 sur 1 000 000 ( $1 \times 10^{-6}$ ) comme risque additionnel de cancer considéré comme « essentiellement nul » pour les résidus cancérigènes dans les aliments (Kelly, 1991). Depuis lors, le niveau de risque de  $1 \times 10^{-6}$  est devenu courant dans la réglementation et la gestion des contaminants de l'environnement, dont l'appui le plus important provient de l'US EPA qui utilise  $1 \times 10^{-6}$  comme principal jalon pour une exposition « acceptable » aux substances provoquant des effets cancérigènes sans seuil dans la population générale.

Bien qu'un risque additionnel de cancer de minimis de  $1 \times 10^{-6}$  soit souvent utilisé pour la gestion des risques associés à la contamination environnementale (incluant le sol), plusieurs agences et provinces, y compris l'US EPA, définissent une plage de risque acceptable, généralement comprise entre 1 sur 10 000 (ou  $1 \times 10^{-4}$ ) à 1 sur 1 000 000 (ou  $1 \times 10^{-6}$ ), selon la situation et les circonstances d'exposition (Graham, 1993; Kelly, 1991; Lohner, 1997; Travis et coll., 1987; US EPA, 1991).

En revanche, de nombreuses normes industrielles pour les environnements de travail (p. ex. celles de l'American Conference of Government Industrial Hygienists, 2002) n'offrent une protection qu'à un niveau de risque de  $1 \times 10^{-3}$  ou supérieur (p. ex. un risque de  $1 \times 10^{-2}$ , ou 1 sur 100, correspond à une probabilité de 1 %). Ce risque de cancer plus élevé est « accepté » dans les environnements de travail parce qu'il est souvent pratiquement impossible, d'un point de vue technologique ou financier, de réduire les expositions à des niveaux plus bas et parce que la nature de l'exposition est généralement considérée comme connue et « volontaire » sur le lieu de travail. La Cour suprême des États-Unis a soutenu les prémisses de l'industrie pour de telles normes (Graham, 1993).

Santé Canada (autrefois Santé et Bien-être social Canada) (SBSC, 1989), à titre de conseiller fédéral pour les questions de santé environnementale, a établi qu'un risque de cancer de l'ordre de  $1 \times 10^{-5}$  à  $1 \times 10^{-6}$  est « essentiellement négligeable » pour les substances cancérigènes présentes dans l'eau potable. Bien que les avis publiés par SC sur cette question sont limités aux expositions par l'eau potable, le niveau de risque de  $1 \times 10^{-5}$  est généralement accepté par les organismes fédéraux et autres parties impliquées dans l'évaluation des risques liés aux sites contaminés.

L'incidence de fond du cancer au Canada et aux États-Unis est élevée par rapport à un niveau de risque de  $1 \times 10^{-5}$  ou  $1 \times 10^{-6}$ . Au Canada, environ une personne sur deux développera un cancer au cours de sa vie (Comité consultatif des statistiques canadiennes sur le cancer, 2023). Ainsi, un risque de cancer excédentaire ou additionnel de  $1 \times 10^{-5}$  fait passer le risque de cancer au cours de la vie de 0,50000 à 0,50001.



Une proportion inconnue de cette incidence « de fond » du cancer est présumée être associée à l'exposition aux contaminants environnementaux. Néanmoins, un risque additionnel de cancer (c.-à-d. au-delà du niveau de fond) de  $1 \times 10^{-5}$  ne représente qu'une augmentation de 0,002 % par rapport à l'incidence de fond du cancer. Il est fort peu probable que cette augmentation marginale puisse être décelée par les données épidémiologiques et les méthodes statistiques disponibles, en particulier dans les plus petites collectivités vivant à proximité de sites contaminés.

Les taux de cancer additionnels hypothétiques, associés aux substances induisant des effets cancérigènes sans seuil présentes dans les sites contaminés, sont estimés au moyen de coefficients d'excès de risque unitaire (CERU, qui remplace dorénavant les termes équivalents « coefficients de cancérigénicité » [CC] ou « risques unitaires » [RU] dans les documents d'orientation de SC) fondés sur des études épidémiologiques chez l'humain ou des essais biologiques sur le cancer chez les animaux. En général, l'incidence de cancer chez les adultes exposés professionnellement ou chez les animaux de laboratoire (les deux étant exposés à des niveaux de doses généralement supérieurs aux niveaux d'exposition de la population générale ou des populations résidant à proximité de sites contaminés) est rapportée à la dose d'exposition (souvent normalisée en fonction de la durée d'exposition, surtout dans les études professionnelles), et une courbe dose-réponse est établie à partir de ces données. Cette courbe dose-réponse est ensuite extrapolée à partir de la plage de l'exposition de l'étude jusqu'à une dose nulle, en partant du principe qu'il n'existe pas de seuil en dessous duquel le cancer ne pourrait survenir.

Aux États-Unis, l'extrapolation aux faibles doses est réalisée par l'application du modèle linéaire à stades multiples (Crump, 1996); ce modèle statistique peut décrire les relations dose-réponse linéaires et non linéaires, et produit une limite supérieure de confiance sur la pente linéaire des faibles doses d'exposition de la courbe dose-réponse. SC a appliqué cette même méthodologie pour le calcul des concentrations tumorigènes 0,05 ( $CT_{0,05}$ ) (la concentration dans l'air ou l'eau correspondant à une augmentation de 5 % de l'incidence des tumeurs ou des décès dus aux tumeurs considérées comme associées à l'exposition [SC, 1996]) ou des doses tumorigènes 0,05 ( $DT_{0,05}$ ) (la dose induisant une augmentation de 5 % de l'incidence des tumeurs ou des décès dus aux tumeurs considérées comme associées à l'exposition).

SC peut en outre appliquer une méthode d'extrapolation pour les faibles doses sans modèle (Krewski et coll., 1991), en n'adoptant pas de jugement *a priori* sur la forme de la courbe dose-réponse dans la plage des faibles doses. L'approche sans modèle peut par ailleurs fournir une estimation de la limite supérieure de la pente de la courbe dose-réponse dans la plage des faibles doses. Ces limites supérieures de la courbe dose-réponse deviennent les coefficients d'excès de risque unitaire (CERU) utilisés pour l'estimation des taux de cancer hypothétiques. Ainsi, le CERU pour les effets cancérigènes sans seuil surestime l'incidence réelle du cancer associée aux expositions à de faibles doses de contaminants environnementaux, comme celles sur les sites contaminés (Kelly, 1991).

Compte tenu de la marge prudente (sécuritaire) associée à la dérivation des CERU, et de l'impact négligeable d'un niveau de risque additionnel de  $1 \times 10^{-5}$  pour les expositions liées aux sites contaminés, un niveau de risque de cancer de  $1 \times 10^{-5}$  est recommandé aux fins de l'évaluation et de la gestion des sites fédéraux contaminés par des substances induisant des effets cancérigènes sans seuil.



## RÉFÉRENCES

- American Conference of Governmental Industrial Hygienists. 2002. *TLVs and BEIs*. ACGIH, Cincinnati, OH.
- Comité consultatif des statistiques canadiennes sur le cancer. Statistiques canadiennes sur le cancer 2023. Toronto, ON: Société canadienne du cancer; 2023. <https://cancer.ca/fr/research/cancer-statistics/canadian-cancer-statistics>
- Crump KS. 1996. The linearized multistage model and the future of quantitative risk assessment. *Human & Experimental Toxicology* 15(10): 787–798.
- Graham J. 1993. The legacy of one in a million in risk in perspective. Harvard Center for Risk Analysis. *Risk in Perspective* 1: 1–2.
- Kelly KE. 1991. *The Myth of 10<sup>-6</sup> as a Definition of “Acceptable Risk”*. Présenté à la 84<sup>e</sup> conférence-exhibition annuelle de l’Air and Waste Management Association, Vancouver, C.-B., 16 juin.
- Krewski D, Gaylor D, Szyszkowicz M. 1991. A model-free approach to low-dose extrapolation. *Environ Health Perspect* 90 : 279–285.
- Lohner TW. 1997. Is 10<sup>-6</sup> an appropriate *de minimus* cancer risk goal? *Risk Policy Report*. 18 avril : 31–33.
- Santé Canada. 1996. *Concentrations/doses journalières admissibles et concentrations/doses tumorigènes des substances d’intérêt prioritaire calculées en fonction de critères sanitaires*. Direction de l’hygiène du milieu, Direction générale de la protection de la santé. Ottawa, Ontario.
- Santé et Bien-être social Canada. 1989. Calcul des concentrations maximales acceptables et des objectifs de qualité esthétique pour les substances chimiques dans l’eau potable. Dans *Recommandations pour la qualité de l’eau potable au Canada*. Santé et Bien-être social Canada. Préparé par le Sous-comité fédéral-provincial sur l’eau potable du Comité consultatif fédéral-provincial de l’environnement et de l’hygiène du milieu et du travail. Ottawa, Ontario.
- Travis CC, Richter SA, Crouch EA, Wilson R, Wilson E. 1987. Cancer risk management : A review of 132 federal regulatory agencies. *Environmental Science & Technology* 21 : 415–420.
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). 1991. *Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume 1 Human Health Evaluation Manual (Part B, Development of Risk-Based Preliminary Remediation Goals)*. Publication 9285.7-01B. Office of Emergency and Remedial Response, US EPA, Washington, DC.



# ANNEXE D: ÉVALUATION DES RISQUES POUR LA SANTÉ HUMAINE POSÉS PAR LES SITES CONTAMINÉS LORS D'EXPOSITIONS CHRONIQUES ET NON CHRONIQUES À DES SUBSTANCES CHIMIQUES

## D-1 INTRODUCTION

Cette annexe présente les fondements des recommandations actuelles de SC sur l'évaluation des risques cancérigènes et non cancérigènes posés par les expositions (1) chroniques (p. ex. à vie) et (2) non chroniques (p. ex. de courte durée ou d'une durée moindre que la vie entière) aux substances chimiques présentes sur les sites contaminés. Divers documents d'orientation sur l'ÉRSH à l'appui du PASCF figurent sur le site Web de SC ([www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/lieux-contamines.html](http://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/lieux-contamines.html)) et peuvent être obtenus auprès de SC ([cs-sc@hc-sc.gc.ca](mailto:cs-sc@hc-sc.gc.ca)).

### D-1.1 OBJECTIF

La présente annexe a pour objectif principal de fournir des orientations supplémentaires aux gardiens responsables de sites contaminés fédéraux visités peu fréquemment ou sur de courtes périodes. Bien que l'évaluation des expositions de courte durée soit généralement abordée dans une ÉQDR, la présente annexe fournit de l'information qui doit être prise en compte lorsque des expositions de courte durée font l'objet d'une évaluation de risque dans le contexte d'une ÉQPR. Il est important que les expositions de courte durée dans une ÉQPR ne soient pas amorties sur une plus longue période sans prendre en considération les renseignements qui suivent.

Les expositions de courte durée sur les sites contaminés peuvent être associées à des activités qui se produisent sur des périodes relativement courtes, telles que des activités saisonnières (p. ex. du jardinage ou du camping) ou certaines activités professionnelles (p. ex. des travaux de construction ou d'installation de services souterrains, ou encore de rares visites sur des sites éloignés). Les risques pour la santé humaine résultant d'expositions de courte durée doivent souvent être considérés sur les sites contaminés fédéraux.

Les effets sur la santé des expositions non chroniques (ou d'une durée moindre que la vie entière) peuvent être différents de ceux qui sont associés aux expositions chroniques (ou à vie) et leur évaluation peut donc demander des approches différentes. Le présent document et le guide de SC (2010) sur l'ÉQDR portent principalement sur les expositions chroniques ou à vie. Le *Document d'orientation provisoire sur l'évaluation des risques pour la santé humaine associés à une exposition de courte durée aux substances cancérigènes présentes dans les sites contaminés* (SC, 2013) présente une approche actualisée de l'évaluation des risques de cancer qui s'applique tant aux expositions à vie qu'aux expositions d'une durée moindre que la vie entière.

Cette annexe fournit des renseignements supplémentaires sur l'évaluation des effets cancérigènes et non cancérigènes potentiels résultant d'expositions chroniques et non chroniques (uniques, répétées ou intermittentes) à des substances chimiques présentes sur des sites contaminés. Pour d'autres questions relatives à l'ÉRSH concernant les sites contaminés fédéraux, veuillez vous référer aux documents d'orientation pertinents de SC.



## D-1.2 CONTEXTE

L'importance relative de l'exposition aux contaminants chimiques est généralement déterminée en fonction de VTR fondées sur des études épidémiologiques ou toxicologiques avec des profils d'exposition comparables (c.-à-d. une exposition chronique évaluée selon une VTR fondée sur une étude chronique; une exposition de courte durée évaluée selon une VTR fondée sur une étude de courte durée). L'utilisation d'une VTR déterminée à l'origine pour une durée ou un profil d'exposition différent de l'exposition sur le site d'intérêt peut introduire une incertitude importante dans la caractérisation des risques pour la santé.

Les VTR pour les substances cancérigènes sont souvent fondées sur les résultats d'études sur des animaux dont l'exposition est quotidienne et s'étend sur toute leur vie adulte. Les expositions des personnes sur les sites contaminés peuvent s'apparenter à ce profil d'exposition, mais, le plus souvent, les expositions ne se produisent que pendant une période de leur vie (c.-à-d. que l'exposition aura lieu moins de 24 heures par jour, 365 jours par année, et moins de 80 ans) ou sont intermittentes. Les expositions peuvent se produire *in utero* ou pendant l'enfance, des stades de vie qui ne figurent pas dans les essais biologiques normalisés sur le cancer. En ce qui concerne les effets non cancérigènes, la plupart des VTR s'appliquent aux expositions chroniques et sont établies à partir d'études sur des expositions de longue durée d'au moins un an. Un facteur d'incertitude est appliqué aux VTR établies à partir d'études d'exposition subchronique (c.-à-d. au moins 10 % de la durée de vie, ce qui correspond à environ 90 jours chez les rongeurs) pour l'extrapolation à une exposition chronique. Comme c'est le cas pour les risques de cancer, la caractérisation des risques non cancérigènes comporte des incertitudes quand les expositions des personnes sont de bien plus courte durée.

Il est recommandé de ne pas utiliser le calcul de la moyenne des doses pour caractériser les risques à la santé associés à des expositions de courte durée, ce qui implique d'amortir une courte période d'exposition ou plusieurs expositions intermittentes de courte durée sur une plus longue période (c.-à-d. en répartissant mathématiquement la dose d'exposition de courte durée sur une période plus longue sans exposition). Cette pratique présume que la toxicité est linéairement proportionnelle à l'ampleur et à la durée d'exposition. Par exemple, elle suppose que des expositions de 365 mg/kg<sub>PC</sub>-j pendant 1 jour, de 36,5 mg/kg<sub>PC</sub>-j pendant 10 jours et de 1 mg/kg<sub>PC</sub>-j pendant 365 jours sont équivalentes sur le plan toxicologique, ce qui pourrait se révéler faux.

Les préoccupations additionnelles suivantes ont trait au calcul de la dose moyenne (aussi appelé amortissement de la dose ou de l'exposition) :

- La possibilité de sous-estimer les risques chroniques pour la santé si l'on amortit les expositions de courte durée sur un site sur une plus longue période de non-exposition. Ce problème se pose pour les évaluations des risques cancérigènes et non cancérigènes.
- La possibilité d'effets non cancérigènes liés à des expositions élevées de courte durée.
- La possibilité que la variabilité de la sensibilité à différents stades de vie affecte les résultats de l'évaluation des risques. Par exemple, les stades prénatal, néonatal, de l'enfance, de l'adolescence, de la périménopause et de la vieillesse, ainsi que la prédisposition génétique, ne sont pas inclus actuellement dans les essais biologiques standards chez les animaux adultes utilisés pour estimer le potentiel cancérigène, et peuvent ne pas être reflétés dans une VTR relative à un effet cancérigène. Cela peut être préoccupant si une exposition de courte durée est amortie sur une période plus longue et qu'un effet différent peut s'avérer plus critique, voir SC (2013).





## D-2 EFFETS NON CANCÉROGÈNES

Cette section présente les orientations actuelles de SC sur les approches d'évaluation des risques d'effets non cancérogènes posés par les expositions chroniques et non chroniques aux substances chimiques présentes sur les sites contaminés. Il est suggéré que le lecteur soit familier avec les concepts généraux et l'approche d'ÉRSH présentée dans le guide de SC (2010) intitulé *L'évaluation quantitative détaillée des risques pour la santé humaine associés aux substances chimiques (ÉQDR)*.

### D-2.1 EXPOSITION CHRONIQUE

Pour des orientations sur l'évaluation des effets non cancérogènes associés à des expositions chroniques, veuillez vous reporter au guide *L'évaluation quantitative détaillée des risques pour la santé humaine associés aux substances chimiques (ÉQDR)* de SC (2010).

### D-2.2 EXPOSITION NON CHRONIQUE

Les effets non cancérogènes associés à des expositions non chroniques peuvent être évalués pour les récepteurs critiques qui accèdent au site. Cette évaluation prend en compte les récepteurs ou les stades de vie qui sont les plus sensibles (cette sensibilité variant selon les substances chimiques) ou qui subissent une plus forte exposition. Pour les substances chimiques ayant des effets non cancérogènes (c.-à-d. dont les effets possibles sur la santé humaine n'incluent pas le cancer), une approche de l'évaluation des risques par étapes est recommandée, requérant pour chaque étape supérieure une plus grande expertise toxicologique.

La première étape de dépistage pour l'évaluation des substances chimiques ayant des effets non cancérogènes consiste à comparer une exposition quotidienne non ajustée (c.-à-d. sans amortissement de l'exposition, en utilisant un terme d'exposition égal à 1) à une VTR chronique (qui est fondée sur les effets et stades de vie les plus sensibles, incluant la toxicité sur le développement). L'amortissement de l'exposition n'est pas recommandé, à moins qu'il ne soit appuyé par une analyse rigoureuse propre à la substance chimique. La question de savoir si l'amortissement de l'exposition est approprié doit toujours être évaluée en fonction de chaque substance chimique. Si les niveaux de risques cibles ont été dépassés, une évaluation plus détaillée (c.-à-d. une évaluation à une étape supérieure) est requise afin de caractériser le potentiel d'effets sur la santé, étant donné que la première étape constitue une approche prudente de dépistage conçue pour éliminer les substances qui n'ont pas à être examinées de façon plus approfondie. Cette approche à plusieurs étapes est souhaitable, car elle réduit les coûts associés aux ÉRSH et parce qu'elle permet d'accorder une attention particulière aux substances qui pourraient susciter des préoccupations et nécessiter une évaluation supplémentaire.

Les évaluations de niveau supérieur comparent l'exposition aux VTR établies pour des expositions de courte durée, de durée similaire (ou supérieure) à celle du scénario d'exposition à l'étude. En l'absence de VTR pour des expositions de courte durée, de nouvelles VTR (VTR *de novo*) pour une durée appropriée peuvent être établies conformément au guide de SC sur l'ÉQDR (SC, 2010). Sinon, l'évaluation se termine au niveau du dépistage (sans amortissement de dose) et les VTR chroniques sont utilisées. Les évaluations de niveau supérieur peuvent prendre en compte l'amortissement des expositions dans le processus d'estimation des expositions, à condition que l'amortissement de l'exposition soit appuyé par une justification scientifique appropriée dans le rapport d'évaluation. Ces évaluations de niveau supérieur peuvent également faire appel à des modèles pharmacocinétiques physiologiques (PBPK). De telles modélisations ne sont généralement pas effectuées dans le cadre des évaluations des risques liés aux sites



contaminés, sauf dans le cas de sites très vastes et complexes. Par exemple, lorsqu'une ÉQDR multimédia indiquant un dépassement du niveau de risque cible est jugée trop prudente sur la base de preuves tirées de la littérature scientifique, celle-ci peut être revue pour réduire l'incertitude. Les modélisations PBPK sont, au même titre que les essais de biodisponibilité, parmi les outils disponibles pour réduire davantage l'incertitude.

Il importe que tout amortissement de l'exposition ne sous-estime pas le potentiel d'effets à seuil. Le professionnel de l'ÉRSR ne doit pas simplement répartir mathématiquement un taux d'exposition quotidien de courte durée sur une plus longue période et conclure que le taux d'exposition quotidien de courte durée non ajusté est toxicologiquement équivalent au taux d'exposition quotidien ajusté (d'une valeur moindre) sur une période plus longue. L'exposition devrait plutôt être amortie sur la période totale réelle d'exposition (p. ex. si une personne est exposée de façon continue pendant 20 jours, la dose totale devrait être amortie sur 20 jours et non sur une période d'une durée supérieure à 20 jours) et être comparée à une VTR appropriée.

Quand l'amortissement de l'exposition est envisagé, le guide d'ÉQDR de SC (2010) recommande qu'il soit étayé par une justification scientifique adéquate propre à la substance chimique et avec des VTR à l'appui (p. ex. aiguës, subchroniques, chroniques) montrant pourquoi l'approche protège adéquatement la santé humaine pour la période d'exposition considérée. La VTR devrait d'abord correspondre le plus possible à la durée de l'exposition sur le site; la VTR doit être élaborée pour une durée égale (ou supérieure) à celle de l'exposition en question. Ensuite, les effets attendus de l'exposition amortie devraient être biologiquement équivalents à ceux de l'exposition non amortie. Dans tous les cas, l'évaluateur des risques devrait fournir une analyse des informations toxicologiques pertinents à l'appui des VTR utilisées ou dérivées pour évaluer les expositions de courte durée. Les facteurs à prendre en compte sont :

- le mode d'action de la substance chimique, par exemple :
  - › si la toxicité est principalement déterminée par la concentration du contaminant (c); ou
  - › si la toxicité est principalement déterminée par l'exposition intégrée dans le temps (concentration ou dose multipliée par le temps [c \* t] ou exprimée en tant que surface sous la courbe concentration-temps); ou
  - › si la toxicité est principalement déterminée par la concentration du contaminant et l'exposition intégrée dans le temps;
- la durée des effets (c.-à-d. la réversibilité des effets entre les périodes d'exposition);
- la probabilité d'exposition pendant une période particulière de sensibilité ou à un stade de vie plus sensible; et
- la demi-vie d'élimination corporelle de la substance chimique ou de son ou ses métabolite(s) actif(s).

Dans le cas de certaines substances chimiques, les données toxicocinétiques ou toxicodynamiques peuvent être insuffisantes pour satisfaire aux exigences en matière de données nécessaires pour un examen adéquat de la faisabilité d'un amortissement de l'exposition adapté à la substance en question. Dans de tels cas, un terme d'exposition égal à « 1 » pourrait être plus approprié.



Nonobstant l'approche à plusieurs étapes décrite ci-dessus, un terme d'exposition de « 1 » (c.-à-d. sans amortissement de l'exposition) devrait être envisagé sur une base propre à la substance chimique quand des effets sur le développement ou la reproduction sont en jeu, car ces effets peuvent résulter d'expositions au cours d'une « fenêtre de sensibilité » particulière. Par exemple, si une substance chimique peut avoir des effets tératogènes (p. ex. des malformations congénitales chez le fœtus exposé seulement quelques jours lors de la gestation), l'exposition élevée sur une courte période doit être examinée pour s'assurer qu'elle ne dépasse pas la VTR pour ces effets, même pour une seule journée.

Les **Sections D-2.2.1** et **D-2.2.2** décrivent brièvement les évaluations des étapes supérieures qui sont les plus susceptibles d'être appliquées aux sites contaminés fédéraux.

#### D-2.2.1 EXPOSITIONS UNIQUES

Les VTR établies pour des expositions de courte durée peuvent être utilisées pour des expositions de courte durée, mais les VTR doivent être élaborées pour des durées similaires (ou plus longues) à celles du scénario d'exposition en question. Ces VTR non chroniques peuvent être obtenues auprès d'autres agences réglementaires ou être établies à partir des valeurs publiées dans la littérature scientifique, conformément au guide de SC sur l'ÉQDR (2010). Si des VTR pour des expositions de courte durée ne sont pas disponibles, une analyse peut être menée sur la base d'informations pertinentes sur les relations dose-réponse provenant d'études de toxicité. Il est également important d'examiner si l'exposition de courte durée peut induire des effets sur la santé ultérieurement, ou si des événements biologiques antérieurs clés peuvent engendrer de tels effets.

#### D-2.2.2 EXPOSITIONS RÉPÉTÉES ET INTERMITTENTES

Il est important de noter que la plupart des VTR pour les expositions de courte durée sont établies en supposant une exposition unique, et non des expositions intermittentes répétées. Une exposition intermittente peut se produire sur un site contaminé quand les personnes y accèdent plusieurs fois, mais chaque fois pour une courte période. Les expositions répétées peuvent entraîner des effets sur la santé différents de ceux d'une exposition unique, en particulier si la substance peut s'accumuler dans le corps avec le temps. Afin d'évaluer le potentiel d'effets à seuil pour les expositions intermittentes, il est recommandé que l'ÉRSRH identifie une VTR appropriée établie pour des expositions intermittentes ou compare l'exposition intermittente à une VTR appropriée de plus longue durée. Une VTR appropriée de plus longue durée serait une VTR élaborée pour une durée égale ou supérieure à la durée d'exposition combinée (c.-à-d. la somme des épisodes d'exposition et des intervalles de non-exposition). L'amortissement de l'exposition pourrait ne pas être approprié, particulièrement si les substances chimiques (ou leurs métabolites actifs) ont une longue demi-vie d'élimination. Dans les situations où l'amortissement de l'exposition ne peut être appuyé, le scénario d'exposition peut être considéré comme continu, le taux d'exposition journalier étant égal au taux d'exposition journalier le plus élevé parmi tous les épisodes d'exposition. Ce type d'évaluation des risques nécessiterait une justification de la part d'un toxicologue afin d'appuyer la VTR et l'exposition prévue. Tel qu'il a été susmentionné, dans une approche à plusieurs étapes, si l'hypothèse d'une exposition chronique est suffisante pour les besoins de l'ÉRSRH, aucune autre évaluation n'est nécessaire. Dans certains cas où la demi-vie d'élimination est relativement courte par

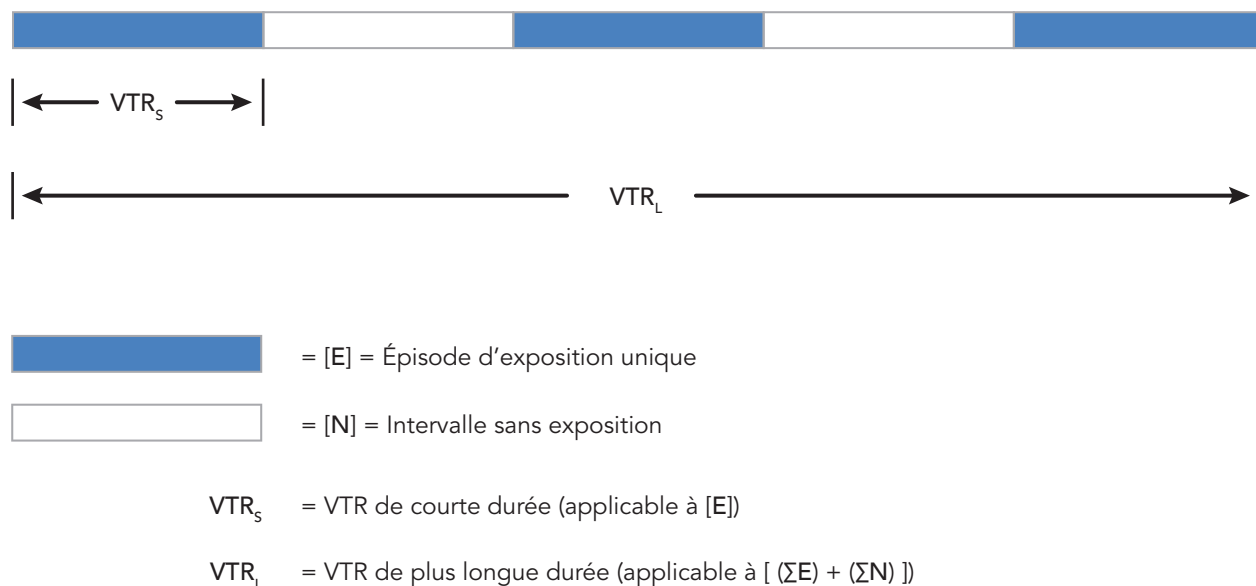


rapport à l'intervalle entre les expositions, si les effets sont réversibles et que le rétablissement après ces effets est rapide (c.-à-d. que le temps de rétablissement est plus court que l'intervalle entre les expositions), il peut être approprié d'appliquer une VTR établie pour une exposition de courte durée à chaque période d'exposition distincte. Une justification devrait être fournie dans l'ÉRSR, avec des références. La possibilité que les effets biologiques associés à chaque épisode d'exposition s'accumulent pendant les périodes de non-exposition peut avoir une incidence sur l'évaluation. Dans ces situations, bien que la substance chimique (ou ses métabolites actifs) ait été pratiquement éliminée avant la nouvelle exposition, les changements biologiques sont susceptibles de progresser avec des expositions répétées, causant des effets néfastes. L'utilisation de VTR établies pour des expositions de courte durée pour l'ÉRSR des expositions répétées devrait donc être justifiée au cas par cas et devrait inclure une discussion sur les incertitudes et le potentiel de sous-estimation ou de surestimation des risques.

L'analyse à mener pour une exposition intermittente est illustrée à la Figure D1, qui souligne le fait que la VTR de courte durée choisie devrait être cohérente avec la période d'exposition distincte (répétée ou intermittente).

**Figure D1** : Analyse requise pour la sélection de la VTR appropriée aux fins de l'évaluation des effets non cancérogènes associés aux expositions intermittentes

VTR à appliquer à la durée spécifiée



### D-2.3 EXEMPLES D'EXPOSITION DE COURTE DURÉE

Les exemples suivants illustrent l'évaluation des effets non cancérogènes pour des expositions de courte durée. Pour déterminer si l'amortissement de l'exposition est approprié ou non pour les effets non cancérogènes, une analyse spécifique à chacune des substances chimiques doit être effectuée, car le mode d'action, la durée des effets, et la demi-vie d'élimination sont différents pour chaque substance chimique. Les principes de base appliqués à l'amortissement de l'exposition sont résumés ci-dessous.

- Si la substance chimique (ou son ou ses métabolite[s] actif[s]) ne peut être entièrement éliminée avant l'exposition suivante, aucun amortissement de l'exposition n'est justifié.
- Si la substance chimique est entièrement éliminée, mais que les effets persistent au-delà de l'intervalle de non exposition, le mode d'action détermine si l'amortissement de l'exposition est justifié, comme suit :
  - › aucun amortissement de l'exposition n'est justifié si la toxicité est principalement déterminée par la concentration du contaminant (c);
  - › l'amortissement de l'exposition peut être approprié si la toxicité est principalement déterminée par l'exposition intégrée dans le temps (t) (c.-à-d.  $c \times t$  ou la surface sous la courbe concentration-temps);
  - › l'amortissement de l'exposition pourrait ne pas être approprié si la toxicité est principalement déterminée par la concentration du contaminant et l'exposition intégrée dans le temps.

Le fait qu'il y ait ou non un stade de vie particulièrement sensible à l'action de la substance chimique est aussi fonction de chaque substance, ce qui doit être pris en considération. Toutes les considérations doivent être fournies et accompagnées des références dans le rapport d'ÉRSR.

Dans un premier temps, un examen préliminaire est habituellement recommandé, en comparant l'exposition (normalement sans amortissement) à une VTR chronique appropriée. Une VTR basée sur des effets sur le développement peut être considérée comme une VTR chronique. Si le quotient de danger (QD) est supérieur à la valeur cible (consulter le document d'orientation sur l'ÉQDR de SC (2010)), une évaluation plus approfondie est alors requise.

#### D-2.3.1 SCÉNARIO 1

*Cinq jours par semaine, une semaine par année, pendant 35 ans*

Ce scénario suppose une période d'exposition de cinq jours, qui n'est pas répétée avant l'année suivante. Dans ce cas, une VTR de courte durée ( $\geq 5$  jours) sans amortissement de l'exposition s'appliquerait. Une évaluation supplémentaire est requise si la substance chimique (ou ses métabolites actifs) ne peut être entièrement éliminée avant l'exposition suivante (c.-à-d. un an plus tard) ou si les effets s'accumulent (et ne se dissipent pas) au cours de l'intervalle de non-exposition d'un an. En général, si les mécanismes d'élimination ne sont pas saturés, environ 97 % de la substance chimique présente dans l'organisme est éliminée (ce que l'on considère souvent comme une élimination complète) après qu'une période de temps équivalente à cinq demi-vies d'élimination corporelle se soit écoulée depuis la dernière exposition. Puisque l'exposition est répétée pendant 35 ans, l'évaluation supplémentaire comprendrait une VTR chronique. Le caractère approprié de l'amortissement de l'exposition dépend des facteurs énumérés à la [Section D-2.2.2](#).



### D-2.3.2 SCÉNARIO 2

*Un jour toutes les deux semaines, 26 semaines par année, pendant 60 ans*

Ce scénario comprend une exposition d'une journée suivie d'une période de deux semaines sans exposition. Il est nécessaire d'évaluer si l'exposition d'une journée entraîne des risques potentiels. Une évaluation supplémentaire est requise si la substance chimique (ou ses métabolites actifs) ne peut être entièrement éliminée avant l'exposition suivante (c.-à-d. deux semaines plus tard) ou si les effets s'accumulent (et ne se dissipent pas) au cours de l'intervalle de non-exposition de deux semaines. En général, une substance chimique peut être considérée comme étant entièrement éliminée de l'organisme si l'intervalle de non-exposition est supérieur ou égal à cinq demi-vies d'élimination corporelle de la substance chimique. Puisque l'exposition est répétée pendant 60 ans, l'évaluation supplémentaire comprendrait une VTR chronique. Le caractère approprié de l'amortissement de l'exposition dépend des facteurs énumérés à la [Section D-2.2.2](#).

## D-3 EFFETS CANCÉROGÈNES

Cette section résume les orientations actuelles de SC sur les approches d'évaluation des risques de cancer associés à des expositions à vie et à des durées moindres que la vie entière à des substances chimiques cancérogènes présentes sur des sites contaminés. Ces approches et les analyses scientifiques qui les appuient sont décrites dans le *Document d'orientation provisoire sur l'évaluation des risques pour la santé humaine associés à une exposition de courte durée aux substances cancérogènes présentes dans les sites contaminés* (SC, 2013). Pour des orientations plus détaillées, des équations, des exemples pratiques, et une analyse des problématiques de l'amortissement de l'exposition pour les expositions d'une durée moindre que la vie entière à des substances cancérogènes, veuillez consulter le document de SC (2013).

### D-3.1 EXPOSITION À VIE

#### D-3.1.1 EFFETS CANCÉROGÈNES SANS SEUIL

L'approche pour l'évaluation des risques de cancer varie selon le mode d'action au site de la tumeur. À moins qu'il existe des preuves à l'appui d'un mode d'action à seuil, l'approche actuelle présuppose une relation dose-effet linéaire à de faibles doses (c.-à-d. sans seuil). Le RAC à vie se calcule en multipliant la dose (ou la concentration) journalière sur la durée de la vie entière par la VTR exprimée sous forme de coefficient d'excès de risque unitaire (CERU, qui remplace dorénavant les termes équivalents « coefficient de cancérogénicité » [CC] ou « risque unitaire » [RU] dans les documents d'orientation de SC).

L'approche établie par l'*United States Environmental Protection Agency* (US EPA 2005a,b) a été adaptée pour devenir provisoirement la recommandation par défaut pour l'évaluation des risques associés aux sites contaminés; elle est examinée d'une manière plus détaillée dans SC (2013). Le RAC à vie peut être estimé en additionnant les risques associés à chacun des stades de vie. Le récepteur qui est exposé pendant tous les stades de vie est fréquemment qualifié de « récepteur composite ». Cette approche prend en compte la possibilité de différences de sensibilité à des agents cancérogènes entre les différents stades de vie. L'équation **D1** résume l'approche d'évaluation des risques de cancer associés à une exposition par voie orale. Voir SC (2013) pour les équations pertinentes.



## Équation D1

$$\text{RAC à vie} = \sum (\text{CERU}_o \times \text{FAFA}_i \times \text{DJMV}_i)$$

Où :

$i$  varie entre 1 et  $n$ , qui est le nombre de stades de vie pour lesquels il y a des FAFA et DJMV spécifiques

RAC à vie = risque additionnel de cancer à vie

$\text{CERU}_o$  = coefficient d'excès de risque unitaire par voie orale pour l'adulte ( $\text{mg}/\text{kg}_{\text{PC}}\text{-j}$ )<sup>-1</sup>

$\text{FAFA}_i$  = facteur d'ajustement en fonction de l'âge pour le stade de vie  $i$

$\text{DJMV}_i$  = dose reçue durant le stade de vie  $i$  amortie sur la durée de vie ( $\text{mg}/\text{kg}_{\text{PC}}\text{-j}$ )

Pour les cancérogènes sans seuil agissant par un mode d'action mutagène, il est recommandé que des FAFA soient appliqués au coefficient d'excès de risque unitaire (CERU) pour l'adulte en amortissant l'exposition sur la durée de vie entière ( $\text{DJMV}_i$ ) afin de tenir compte des différences de sensibilité entre les différentes périodes d'exposition selon l'âge. SC (2013) a élaboré des valeurs par défaut pour les FAFA en ajustant les FAFA de l'US EPA en fonction des groupes d'âge recommandés à l'**Annexe E**. Il est possible d'appliquer ces facteurs d'ajustement par défaut lorsque l'on ne dispose pas de CERU en fonction de l'âge ou de données propres à la substance chimique. Si le mode d'action est inconnu ou si les conditions du fardeau de la preuve pour un mode d'action à seuil n'ont pas été remplies, une approche sans seuil pour l'estimation des risques de cancer est recommandée. Dans ce cas, l'ajustement par défaut en fonction de l'âge n'est pas recommandé (c.-à-d. que le FAFA sera égal à 1 pour tous les stades de vie). Cependant, pour tous les effets cancérogènes, des ajustements au CERU peuvent être apportés en fonction de la substance chimique à l'étude s'ils sont appuyés par des données expérimentales.

### D-3.1.2 EFFETS CANCÉROGÈNES À SEUIL

Il est possible d'appliquer une approche fondée sur un seuil lorsqu'on dispose de suffisamment de données pour déterminer le mode d'action au site de la tumeur en question et conclure que la relation dose-effet n'est pas linéaire à de faibles doses. Pour de tels effets cancérogènes à seuil, les VTR seront exprimées sous forme de DJT ou de CT, soit les doses ou concentrations auxquelles une personne peut vraisemblablement être exposée quotidiennement durant toute sa vie sans subir d'effets délétères (pour obtenir plus de renseignements, voir le guide d'ÉQDR de SC [2010]). Les PCDD (couramment appelées dioxines) sont un exemple de substances chimiques avec effet(s) cancérogène(s) à seuil pour de fortes expositions alors qu'à des concentrations environnementales plus faibles ils sont associés à des effets non cancérogènes à seuil. L'exposition est comparée à ces VTR, le cas échéant, pour déterminer les risques pour la santé humaine.

## D-3.2 EXPOSITION D'UNE DURÉE MOINDRE QUE LA VIE ENTIÈRE

### D-3.2.1 EFFETS CANCÉROGÈNES SANS SEUIL

Les mêmes équations pour prédire les risques (p. ex. l'**équation D1**) et les mêmes FAFA sont applicables aux estimations des risques de cancer pour les expositions d'une durée moindre que la durée de vie entière à des substances chimiques qui causent des effets cancérogènes sans seuil.





### D-3.2.2 EFFETS CANCÉROGÈNES À SEUIL

L'amortissement des expositions de courte durée (c.-à-d. pour les activités saisonnières ou intermittentes, les visites occasionnelles, certaines activités professionnelles) aux substances chimiques avec effets cancérigènes à seuil est effectué de la même manière que pour les substances chimiques avec effets non cancérigènes à seuil (voir [Section D-2.2](#)). La VTR établie pour une exposition de courte durée à un cancérigène devrait correspondre le plus possible à la durée d'exposition sur le site; les VTR doivent être élaborées pour une durée identique (ou plus longue) que celle de l'exposition à l'étude. De plus, les effets attendus d'une exposition amortie devraient être biologiquement équivalents à ceux d'une exposition non amortie.

### D-3.2.3 AUTRES CONSIDÉRATIONS (EFFETS NON CANCÉROGÈNES)

Il convient de noter qu'une exposition de courte durée à des agents cancérigènes peut aussi avoir des effets non cancérigènes sur la santé. Pour les contaminants cancérigènes susceptibles d'induire non seulement des effets cancérigènes, mais aussi des effets non cancérigènes, les risques potentiels d'effets non cancérigènes doivent être évalués, en plus des risques cancérigènes. Veuillez vous référer à la [Section D-2.2](#) pour connaître les principes de base relatifs à l'évaluation des effets potentiels non cancérigènes pour des expositions de courte durée.

### D-3.3 EXEMPLE D'EXPOSITION DE COURTE DURÉE

*Exposition quotidienne pendant quatre mois au cours d'une vie*

Ce scénario comprend une exposition unique à une substance cancérigène pendant une période de quatre mois au cours d'une vie (p. ex. pendant l'assainissement d'un site contaminé). SC (2013) fournit davantage de renseignements sur l'évaluation requise pour ce type de scénario d'exposition, mais en résumé, il est nécessaire d'évaluer s'il y a un risque de cancer supérieur au RAC à vie cible découlant de l'exposition de quatre mois. Toutefois, même en l'absence d'un excès de risque supérieur au niveau cible du RAC à vie, il est nécessaire d'évaluer si l'exposition de courte durée à la substance cancérigène peut également avoir des effets non cancérigènes attribuables à l'exposition de courte durée. Dans ce cas, une VTR de courte durée peut être identifiée et une évaluation supplémentaire est requise.

## RÉFÉRENCES

SC (Santé Canada). 2010. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie V : L'évaluation quantitative détaillée des risques pour la santé humaine associés aux substances chimiques (ÉQDR<sub>CHIM</sub>)*. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Ottawa (Ontario).

SC. 2013. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : Document d'orientation provisoire sur l'évaluation des risques pour la santé humaine associés à une exposition de courte durée aux substances cancérigènes présentes dans les sites contaminés*. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Ottawa (Ontario).

US EPA (United States Environmental Protection Agency). 2005a. *Supplemental Guidance for Assessing Susceptibility from Early-Life Exposure to Carcinogens*. Washington, DC : Risk Assessment Forum. EPA/630/R-03/003F.

US EPA. 2005 b. *Guidelines for Carcinogen Risk Assessment*. Washington, DC : Risk Assessment Forum. EPA/630/P-03/00.



## ANNEXE E : CARACTÉRISTIQUES DES RÉCEPTEURS RECOMMANDÉES POUR LES ÉRSH

Population canadienne générale							
Caractéristique du récepteur*	Nourrisson	Tout-petit	Enfant	Adolescent	Adulte	Travailleuse et travailleur de la construction ou des services publics	Source
Âge	0 à <6 mois	6 mois à <5 ans	5 ans à <12 ans	12 ans à <20 ans	≥ 20 ans	≥ 20 ans	Santé Canada (1994)
Durée pour le groupe d'âge	0,5 an	4,5 ans	7 ans	8 ans	60 ans	60 ans	Basée sur une espérance de vie de 80 ans
Poids corporel (kg <sub>pc</sub> )	8,2	16,5	32,9	59,7	70,7	70,7	Richardson (1997)
Taux d'ingestion de sol (mg/j)	20	80	20	20	20	100 <sup>‡</sup>	CCME (2006) MassDEP (2002)
Taux d'inhalation (m <sup>3</sup> /j)	2,2	8,3	14,5	15,6	16,6	1,4 m <sup>3</sup> /h**	Allan et coll. (2008) Allan et coll. (2009)
Taux d'ingestion d'eau (L/j)	0,3	0,6	0,8	1,0	1,5	1,5	Richardson (1997)
Taux d'ingestion de sédiment (mg/h) dû au transfert mains-bouche	S.O.	72	57	18	20	S.O.	Wilson et coll. (2015)
Taux d'ingestion de sédiment dû à l'ingestion d'eau de surface (mg/h) <sup>†</sup>	S.O.	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	Wilson et coll. (2015)
Surface de la peau (cm <sup>2</sup> ) Mains	320	430	590	800	890	890	Richardson (1997)
Surface de la peau (cm <sup>2</sup> ) Bras (de l'épaule au poignet)	550	890	1480	2230	2500	2500	Richardson (1997)



Caractéristique <sup>n</sup> du récepteur* <sub>i=1</sub>	Nourrisson	Tout-petit	Enfant	Adolescent	Adulte	Travailleuse et travailleur de la construction ou des services publics	Source
Surface de la peau (cm <sup>2</sup> ) Jambes (de l'aîne au pied)	910	1690	3070	4970	5720	5720	Richardson (1997)
Surface de la peau (cm <sup>2</sup> ) Pieds	250	430	720	1080	1190	S.O.	Richardson (1997)
Surface de la peau (cm <sup>2</sup> ) Totale	3620	6130	10 140	15 470	17 640	1 640	Richardson (1997)
Charge de sol sur la peau exposée (kg/cm <sup>2</sup> -événement)							
Mains	1 × 10 <sup>-7</sup>	1 × 10 <sup>-7</sup>	1 × 10 <sup>-7</sup>	1 × 10 <sup>-7</sup>	1 × 10 <sup>-7</sup>	1 × 10 <sup>-6</sup>	Kissel et coll. (1996, 1998)
Surfaces autres que les mains	1 × 10 <sup>-8</sup>	1 × 10 <sup>-8</sup>	1 × 10 <sup>-8</sup>	1 × 10 <sup>-8</sup>	1 × 10 <sup>-8</sup>	1 × 10 <sup>-7</sup>	
Facteur d'adhérence cutanée des sédiments	Propre au site	Propre au site	Propre au site	Propre au site	Propre au site	Propre au site	SC (2017) <sup>§</sup>

\* La mesure de la tendance centrale est la moyenne arithmétique (fonctions de densité de probabilité log-normale) pour le taux d'inhalation (Allan et coll., 2009) et pour les facteurs d'exposition de Richardson et coll. (1997) (c'est-à-dire le poids corporel, le taux d'ingestion d'eau, la surface de la peau). Pour la charge cutanée sur la peau exposée, la mesure de la tendance centrale est la moyenne géométrique (Kissel et coll., 1996; 1998).

‡ Le taux d'ingestion de sol pour la travailleuse ou le travailleur de la construction est tiré de MassDEP (2002).

\*\* Allan et coll. (2009) font état d'un taux d'inhalation de 1,4 m<sup>3</sup>/h chez les travailleurs de la construction et de 1,25 m<sup>3</sup>/h chez les travailleuses de la construction. À noter que le taux d'inhalation s'applique au nombre d'heures travaillées au site, ce qui diffère des taux journaliers applicables à la population générale.

† Applicable aux activités aquatiques près de la berge; ne prend pas en considération les environnements à haute énergie (se reporter à Wilson et coll., 2015).

§ Voir SC (2017) pour des orientations sur les facteurs d'adhérence cutanée des sédiments.

S.O. = sans objet



## RÉFÉRENCES

- Allan M, Richardson GM, 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.
- Allan M, Jones-Otazo H, Richardson GM. 2009. Inhalation rates for risk assessments involving construction workers in Canada. *Human and Ecological Risk Assessment* 15(2): 371–387.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 2006. *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine [révisé]*. Rapport CCME PN 1332. CCME, Winnipeg. ISBN 13-978-1-896997-45-2.
- Kissel JC, Richter KY, Fenske RA. 1996. Field measurement of dermal soil loading attributable to various activities: implications for exposure assessment. *Risk Analysis* 16(1): 115–125.
- Kissel JC, Shirai JH, Richter KY, Fenske RA. 1998. Investigation of dermal contact with soil in controlled trials. *Journal of Soil Contamination* 7(6): 737–752.
- Massachusetts Department of Environmental Protection (MassDEP). 2002. *Technical Update: Calculation of Enhanced Soil Ingestion Rate*. Office of Research and Standards, MassDEP, Boston, MA.
- Richardson GM. 1997. *Compendium of Canadian Human Exposure Factors for Risk Assessment*. Ottawa: O'Connor Associates Environmental Inc.
- SC (Santé Canada). 1994. *L'évaluation du risque à la santé humaine des substances d'intérêt prioritaire : Loi canadienne sur la protection de l'environnement*. Division des substances environnementales, Direction de l'hygiène du milieu, Santé Canada, Ottawa.
- SC. 2017. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : Guide supplémentaire sur l'évaluation des risques pour la santé humaine liés aux sédiments contaminés : voie du contact direct*. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.
- Wilson R, Jones-Otazo H, Petrovic S, Roushorne M, Smith-Munoz L, Williams D, Mitchell I. 2015. Estimation of sediment ingestion rates based on hand-to-mouth contact and incidental surface water ingestion. *Human and Ecological Risk Assessment* 21(6):1700–1713.

