



Le Groupe Solroc

Propriété sise au 6650-6666, rue Saint-Urbain, Montréal

**Évaluation des risques toxicologiques
et écotoxicologiques et des impacts sur
l'eau souterraine**

Rapport final

Octobre 2010

N/Réf. : 045-P035070-0101-AR-0100-00

LVM



Le Goupe Solroc

Propriété sise au 6650-6666, rue Saint-Urbain, Montréal

Évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques et des impacts sur l'eau souterraine

Rapport final

Préparé par :



Delphine Marchand, M.Sc.
Chargée de projets

Révisé par :



Sylvain Loranger, Ph.D.
Directeur de projet en évaluation des risques à la
santé et à l'environnement

SOMMAIRE

Dans le cadre d'un changement de vocation, le Groupe Shapiro souhaite reconvertir deux immeubles ayant servi de manufacture de tissus en condominium. La propriété est située au coin sud-ouest de l'intersection des rues Saint-Urbain et Saint-Zotique Ouest à Montréal. Le premier bâtiment est localisé dans la portion sud du site (6650, rue Saint-Urbain) tandis que le second est situé dans la portion nord (6666, rue Saint-Urbain).

Depuis 2008, le site a fait l'objet de deux évaluations environnementales de site (ÉES phases I et II) et de deux caractérisations complémentaires.

En 2008, l'étude d'InspecSol concluait à l'existence d'une contamination des sols en métaux, en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et en hydrocarbures pétroliers (HP) C₁₀-C₅₀ sous le stationnement à l'extérieur ainsi qu'une contamination des sols en métaux et en HAP sous les bâtiments avec des teneurs dépassant le critère C de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (Politique) du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). Sur la base de cette étude, des travaux de réhabilitation ont été réalisés afin d'excaver les sols dépassant le critère d'usage (B) pour un développement résidentiel au niveau des sols situés à l'extérieur de l'emprise des bâtiments.

En 2009, la caractérisation complémentaire menée par Le Groupe Solroc a permis de confirmer la contamination des sols sous le bâtiment au 6666, rue Saint-Urbain, et de relever la présence d'une contamination en HAP sous le bâtiment du 6650, rue Saint-Urbain. Cette contamination se trouve essentiellement sous une dalle de béton généralement de 15 à 25 cm d'épaisseur dans un remblai de silt sableux ou de pierres concassées.

Au niveau de l'eau souterraine, les résultats des mesures effectuées dans quatre puits indiquent qu'il n'y a aucun dépassement des normes applicables du Règlement 87 de la Communauté métropolitaine de Montréal (CMM).

Considérant le projet d'aménagement de condos dans les bâtiments, le Groupe Shapiro désire procéder à une réhabilitation volontaire, selon l'article 31.57 de la *Loi sur la qualité de l'environnement* (LQE), afin de laisser en place la contamination sous les bâtiments. La présence de sols contaminés dépassant les valeurs limites d'usage prescrites dans le *Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains* (RPRT), le Groupe Shapiro désire utiliser l'évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques comme mode de gestion des sols contaminés présents sous les bâtiments. Dans ce contexte, LVM inc. (LVM) a été mandatée par Le Groupe Solroc pour réaliser cette étude. L'étude vise également à proposer, le cas échéant, des mesures de gestion du risque afin d'optimiser la gestion des sols contaminés et de réduire l'exposition et le risque à un niveau sécuritaire pour les populations environnantes et utilisatrice ainsi que pour l'environnement.



Afin respecter les exigences du MDDEP et du ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS), le 95^e centile de la distribution des concentrations de toutes les substances présentes sous les bâtiments dans le remblai dont la teneur dans le sol dépasse le critère A de la Politique du MDDEP, a été retenu comme paramètre statistique d'entrée pour les calculs du risque toxicologique et écotoxicologique.

Au niveau toxicologique, en considérant la règle de décision et le niveau de précision retenu (niveau 1) ainsi que l'hypothèse des sols à nu (sans dalle de fondation ni bâtiments), certains métaux (manganèse, arsenic) montrent des indices de risque d'effets non cancérogènes dépassant le niveau acceptable pour les travailleurs et la population environnante. Toutefois, ce risque est dû essentiellement à la contribution des sources naturelles (bruit de fond) et non au site comme tel. Dans le cas des effets cancérogènes, l'arsenic, et le plomb présentent un risque théorique pour la population environnante avec un niveau dépassant le seuil de risque acceptable d'un cas sur un million. À l'instar des risques associés aux effets non cancérogènes, les niveaux de risque calculés sont du même ordre de grandeur que ceux associés à une exposition de sources naturelles ou ambiantes.

Au niveau écotoxicologique, en considérant la règle de décision et le niveau de précision retenu (niveau 1) ainsi que l'hypothèse des sols à nu, le plomb présent dans les sols sous les bâtiments représenterait un risque théorique pour les organismes de contact qui coloniseraient les sols de surfaces et les oiseaux qui pourraient fréquenter le site. Le sélénium et le manganèse ressortent aussi comme contaminants à risque pour les plantes et les micro-organismes respectivement, mais ces risques restent inférieurs aux risques calculés pour des concentrations équivalentes aux critères résidentiels (B) et au bruit de fond (A) pour ces deux substances.

Quant à l'eau souterraine, sur la base des mesures effectuées, aucun impact n'est appréhendé pour ce média au niveau du milieu récepteur (eaux de surface et d'égout).

Par ailleurs, le futur projet d'aménagement des bâtiments industriels en condominium implique le maintien de la dalle de fondation en béton ainsi que des bâtiments. Ainsi, l'exposition des récepteurs écologiques et humains à la contamination peut être considérée comme nulle, éliminant par le fait même le risque relié au caractère toxique des HAP et des métaux présents dans les sols contaminés sous les bâtiments.

Par conséquent, dans ce cas précis de contamination sous les bâtiments, et en considérant le niveau d'exposition négligeable, voire nul des récepteurs écologiques et humains, les sols contaminés peuvent être maintenus en place et aucune mesure de gestion impliquant une décontamination n'est recommandée. Toutefois, en raison du niveau de contamination décelé sur le site, il importe néanmoins de maintenir en tout temps l'intégrité de la surface de recouvrement (dalle de béton) afin de s'assurer que les sols contaminés n'entrent pas en contact direct ou indirect avec les occupants ou les utilisateurs du site. Dans l'éventualité où des travaux de construction ou d'aménagement nécessiteraient l'excavation des sols contaminés, la gestion des matériaux devrait alors se faire en respectant les normes et approches définies dans le RPRT.

TABLE DES MATIÈRES

1	INTRODUCTION.....	1
1.1	Mise en contexte et objectifs de l'étude.....	1
1.2	Structure du rapport.....	2
2	DÉMARCHE D'ÉVALUATION DU RISQUE.....	3
2.1	Approche générale.....	3
2.2	Principales étapes de l'évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques.....	3
3	DESCRIPTION DU SITE.....	5
3.1	Localisation du site et milieu physique.....	5
3.2	Milieu humain.....	5
3.2.1	Occupation du territoire.....	5
3.2.2	Population utilisatrice (travailleurs et résidents).....	6
3.2.3	Population environnante.....	6
3.3	Milieu biologique.....	6
3.4	Conditions climatiques.....	7
4	ANALYSE DES DONNÉES DE CARACTÉRISATION ENVIRONNEMENTALE.....	9
4.1	Sommaire des évaluations environnementales de site.....	9
4.1.1	ÉES phase II – Inspec-Sol, 2008.....	9
4.1.2	Caractérisation complémentaire des sols – Le Groupe Solroc 2009.....	9
4.1.3	Caractérisation complémentaire de l'eau souterraine – Le Groupe Solroc, 2010.....	10
4.2	Analyse des données de qualité des sols.....	10
4.2.1	Matrice de données.....	10
4.2.2	Statistiques descriptives.....	11
4.2.3	Dépassements des valeurs limites dans le sol.....	11
4.2.4	Choix des estimateurs statistiques pour le calcul du risque.....	12
4.3	Analyse des données de qualité de l'eau souterraine.....	12
4.3.1	Hydrogéologie du secteur à l'étude.....	12
4.3.1.1	Relevé des niveaux d'eau souterraine et sens d'écoulement.....	12
4.3.1.2	Classification de l'aquifère.....	13
4.3.2	Identification du récepteur potentiel.....	13
4.3.3	Qualité de l'eau souterraine.....	13
4.3.3.1	Critères d'interprétation retenus (eau souterraine).....	13
4.3.3.2	Résultats (eau souterraine).....	13
5	ÉVALUATION DU RISQUE POUR LA SANTÉ HUMAINE.....	15
5.1	Identification du danger (modèle conceptuel).....	15
5.1.1	Source de contamination et sélection des contaminants préoccupants.....	15

TABLE DES MATIÈRES

5.1.2	<i>Transport et devenir de la contamination</i>	16
5.1.3	<i>Population potentiellement exposée</i>	17
5.1.4	<i>Médias et voies d'exposition potentiels</i>	17
5.2	Estimation de l'exposition	18
5.2.1	<i>Scénario d'exposition : état actuel</i>	18
5.2.1.1	Temps, fréquence et durée d'exposition	18
5.2.1.2	Choix des voies d'exposition	18
5.2.2	<i>Concentration dans les médias d'exposition</i>	19
5.2.2.1	Concentrations dans le sol	19
5.2.2.2	Concentrations dans l'air extérieur	19
5.2.2.3	Concentrations dans l'air intérieur	19
5.3	Méthodes de calcul des doses d'exposition	19
5.3.1	<i>Dose d'exposition associée aux contaminants ayant des effets non cancérigènes</i>	19
5.3.2	<i>Dose d'exposition associée aux contaminants ayant des effets cancérigènes</i>	20
5.4	Méthodes d'évaluation et de calcul du risque toxicologique	20
5.4.1.1	Substances à effets chroniques non cancérigènes	21
5.4.1.2	Substances à effets cancérigènes	21
5.5	Détermination des valeurs toxicologiques de référence	21
5.6	Estimation du risque toxicologique	22
5.6.1	<i>Substances à effets chroniques non cancérigènes</i>	22
5.6.2	<i>Substances à effets cancérigènes</i>	23
5.7	Évaluation des éléments d'incertitude	23
5.7.1	<i>Incertitude associée aux concentrations dans le sol</i>	23
5.7.2	<i>Incertitude associée aux caractéristiques du sol</i>	23
5.7.3	<i>Incertitude associée aux concentrations dans l'air extérieur et l'air intérieur</i>	24
5.7.3.1	Scénario : état actuel, sols à nu	24
5.7.4	<i>Incertitude associée au temps, fréquence et durée d'exposition</i>	24
5.7.5	<i>Incertitude associée au taux d'ingestion de sol</i>	25
5.7.6	<i>Incertitude associée aux estimateurs de risque</i>	25
5.8	Gestion du risque toxicologique	26
5.8.1	<i>Notion de risque acceptable</i>	26
5.8.2	<i>Gestion du risque</i>	27
6	ÉVALUATION DU RISQUE ÉCOTOXICOLOGIQUE	29
6.1	Planification	29
6.1.1	<i>Problématique</i>	29
6.1.2	<i>Approche d'évaluation et objectif général</i>	30
6.1.3	<i>Modèle conceptuel</i>	30
6.1.3.1	Source de contamination	30
6.1.3.2	Transport et transfert (devenir) de la contamination	30
6.1.3.3	Voies d'exposition potentielles des récepteurs écologiques	31

TABLE DES MATIÈRES

6.1.4	<i>Choix méthodologiques reliés à la formulation des hypothèses</i>	31
6.1.4.1	Limites spatiales	31
6.1.4.2	Agents stresseurs	32
6.1.4.3	Récepteurs écologiques d'intérêt.....	32
6.1.4.4	Réponses écotoxicologiques et hypothèses.....	33
6.1.5	<i>Outils descriptifs</i>	33
6.1.5.1	Règle de décision	33
6.1.5.2	Niveau de précision	34
6.2	Méthode d'évaluation et de calcul du risque écotoxicologique.....	35
6.2.1	<i>Description des scénarios spécifiques et méthode d'estimation de l'exposition</i>	35
6.2.1.1	Généralités	35
6.2.1.2	Organismes de contact (microorganismes du sol, plantes terrestres et invertébrés du sol).....	36
6.2.1.3	Avifaune (merle d'Amérique)	36
6.2.1.4	Mammifères (musaraigne cendrée, campagnol des champs)	38
6.2.2	<i>Plan de suivi et d'analyse de l'incertitude et plan d'assurance et de contrôle de la qualité</i>	40
6.2.2.1	Plan de suivi et d'analyse de l'incertitude (PSAI).....	40
6.2.2.2	Plan d'assurance et de contrôle de la qualité (PACQ).....	41
6.3	Détermination des valeurs écotoxicologiques de référence	41
6.4	Estimation du risque écotoxicologique.....	42
6.4.1	<i>Plantes terrestres</i>	42
6.4.2	<i>Invertébrés du sol</i>	43
6.4.3	<i>Microorganismes du sol</i>	43
6.4.4	<i>Avifaune (merle d'Amérique)</i>	43
6.4.5	<i>Mammifères (musaraigne cendrée, Campagnol des champs)</i>	43
6.5	Évaluation des éléments d'incertitude	43
6.5.1	<i>Incertitude associée à l'estimation de l'exposition</i>	43
6.5.2	<i>Incertitude associée aux valeurs de référence</i>	44
6.5.3	<i>Incertitude associée au risque estimé</i>	45
6.6	Gestion du risque écotoxicologique.....	45
7	ÉVALUATION DES IMPACTS SUR L'EAU SOUTERRAINE	47
7.1	Impacts sur l'eau souterraine.....	47
7.1.1	<i>Impacts réels ou appréhendés</i>	47
7.1.2	<i>Impacts potentiels (seuils d'alerte)</i>	48
8	CONCLUSION	49
9	RECOMMANDATIONS	51
9.1	Mesures de gestion des sols	51
10	REFERENCES	53

LISTE DES FIGURES

Figures

- Figure 1 : Localisation générale du site à l'étude (6650 et 6666, rue Saint-Urbain)
- Figure 2 : Démarche générale de l'évaluation de risques toxicologiques et écotoxicologiques
- Figure 3 : Carte d'occupation du territoire dans le secteur du 6666 et 6650, rue Saint-Urbain
- Figure 4 : Localisation des stations d'échantillonnage prises en compte dans le cadre de la présente étude et réalisées entre 2008 et 2009 à l'intérieur des bâtiments sis au 6650 et au 6666, rue Saint-Urbain à Montréal.
- Figure 5 : Localisation des puits d'observation, relevés piézométriques et direction de l'écoulement de l'eau souterraine dans l'horizon de remblai sur le site 6650 et 6666, rue Saint-Urbain
- Figure 6 : Modèle conceptuel du devenir et de l'exposition humaine et environnementale aux contaminants présents dans le sol sous les bâtiments sis au 6650 et au 6666, rue Saint-Urbain (état pendant aménagement)

LISTE DES TABLEAUX

Tableaux

- Tableau 1 : Sommaire des études environnementales de sites utilisées pour la présente évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques
- Tableau 2 : Statistiques descriptives des concentrations des différentes substances mesurées dans les remblais contaminés sous les bâtiments du 6650 et 6666, rue Saint-Urbain entre 2008 et 2009
- Tableau 3 : Nombre de dépassements des critères/normes pour les substances inorganiques mesurées dans l'eau souterraine prélevée au niveau de la propriété sise au 6650 et 6666, rue Saint-Urbain entre 2008 et 2010
- Tableau 4 : Nombre de dépassements des critères/normes pour les substances organiques mesurées dans l'eau souterraine prélevée au niveau de la propriété sise au 6650 et 6666, rue Saint-Urbain entre 2008 et 2010
- Tableau 5 : Voies et médias d'exposition considérés en fonction des groupes cibles
- Tableau 6 : Valeurs toxicologiques de références utilisées dans le cadre de l'évaluation des risques toxicologiques
- Tableau 7 : Indices de risques toxicologiques associés aux substances à effets non cancérigènes et calculés pour les travailleurs exposés aux sols sous les bâtiments du 6650 et 6666, rue Saint-Urbain (pendant l'aménagement)
- Tableau 8 : Indices de risques toxicologiques associés aux substances à effets cancérigènes et calculés pour les travailleurs exposés aux sols sous les bâtiments du 6650 et 6666, rue Saint-Urbain
- Tableau 9 : Indices de risques toxicologiques associés aux substances à effets non cancérigènes et calculés pour la population environnante exposée à l'air et aux poussières contaminées provenant de sous les bâtiments du 6650 et 6666, rue Saint-Urbain
- Tableau 10 : Indices de risques toxicologiques associés aux substances à effets cancérigènes et calculés pour la population environnante exposée à l'air et aux poussières contaminées provenant de sous les bâtiments du 6650 et 6666, rue Saint-Urbain
- Tableau 11 : Médias environnementaux et récepteurs écologiques retenus pour l'évaluation du risque écotoxicologique
- Tableau 12 : Paramètres d'évaluation et de mesure utilisés pour l'évaluation préliminaire du risque écotoxicologique (niveau 1) au site du 6650 et 6666, rue Saint-Urbain
- Tableau 13 : Valeurs écotoxicologiques de références utilisées dans le cadre de l'analyse de risques sur l'environnement du projet Saint-Urbain
- Tableau 14 : Indices de risques écotoxicologiques calculés dans le cadre du projet Saint-Urbain – Récepteurs écologiques de contact
- Tableau 15 : Indices de risques écotoxicologiques calculés dans le cadre du projet Saint-Urbain – Récepteurs mammifères et oiseaux

LISTE DES ANNEXES

Annexes

- Annexe 1 Répertoire photographique et visite de terrain
- Annexe 2 Calcul des concentrations dans l'air extérieur
- Annexe 3 Propriétés physiques du site
- Annexe 4 Paramètres d'exposition humaine
- Annexe 5 Équations utilisées pour le calcul des doses d'exposition
- Annexe 6 Fiches toxicologiques des substances d'intérêt
- Annexe 7 Paramètres d'exposition des récepteurs écologiques
- Annexe 8 Concentrations estimées dans les médias environnementaux (eau, végétaux, invertébrés)
- Annexe 9 Procédure de détermination des valeurs écotoxicologiques de références du CEAEQ

LISTE DES ACRONYMES

ATSDR :	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
BPC :	Biphényles polychlorés
BTEX :	Benzène, toluène, éthylbenzène, xylène
CalEPA :	California Environmental Protection Agency
CCME :	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CDPNQ :	Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec
CEAEQ :	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
COV :	Contaminants organiques volatils
CP :	Contaminant préoccupant
DJA :	Dose journalière admissible
DQRA :	Detailed Quantitative Risk Assessment
ÉES :	Évaluation environnementale de site
HAM :	Hydrocarbures aromatiques monocycliques
HAP :	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
HHT :	Hydrocarbures halogénés totaux
HP :	Hydrocarbures pétroliers
LOAEL :	Low observed adverse effect level
LSIC :	Limite supérieure de l'intervalle de confiance
LQE :	Loi sur la qualité de l'environnement
LQM :	Limite de quantification de la méthode
MDDEP :	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
MSSS :	Ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec
NOAEL :	No observed adverse effect level
NRC :	U.S. National Research Council
OMS :	Organisation mondiale de la santé
PÉRE :	Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique
QSAR :	Service d'analyse de risque QSAR inc.
RESC :	Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés
RESIE :	Résurgence dans les eaux de surface ou infiltration dans les égouts
RIVM :	Netherlands National Institute of Public Health and the Environment
RPRT :	Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains
SC :	Santé Canada
SIH :	Système d'information hydrogéologique
U.S. EPA :	United state environmental protection agency
VTR :	Valeur toxicologique de référence

Propriété et confidentialité

« Ce document d'ingénierie est la propriété de LVM et est protégé par la loi. Ce rapport est destiné exclusivement aux fins qui y sont mentionnées. Toute reproduction ou adaptation, partielle ou totale, est strictement prohibée sans avoir préalablement obtenu l'autorisation écrite de LVM et de son Client.

Si des essais ont été effectués, les résultats de ces essais ne sont valides que pour l'échantillon décrit dans le présent rapport.

Les sous-traitants de LVM qui auraient réalisé des travaux au chantier ou en laboratoire sont dûment qualifiés selon la procédure relative à l'approvisionnement de notre manuel qualité. Pour toute information complémentaire ou de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec votre chargé de projet. »

REGISTRE DES RÉVISIONS ET ÉMISSIONS		
No de révision	Date	Description de la modification et/ou de l'émission
0A	2010-09-22	Version préliminaire
00	2010-10-12	Version finale

1 INTRODUCTION

1.1 MISE EN CONTEXTE ET OBJECTIFS DE L'ÉTUDE

La propriété est située sur l'île de Montréal, au coin sud-ouest de l'intersection des rues Saint-Urbain et Saint-Zotique Ouest (figure 1). De 1965 à 2008, Tricots Mains inc. a poursuivi ses activités de confection de sous-vêtements sur ce site jusqu'à l'acquisition du site par le Groupe Shapiro.

Le site comporte deux bâtiments, soit un premier dans la portion sud du site portant l'adresse civique 6650, rue Saint-Urbain (lots 1 868 002 et 1 869 276 du cadastre officiel de la province de Québec), et un second présent dans la partie nord du site portant l'adresse civique 6666, rue Saint-Urbain (lots 1 868 001 et 1 869 275). D'une superficie totale de 13 242 m², le site a fait l'objet d'une évaluation environnementale de site (ÉES phases I et II) menée par InspecSol en 2008 [1-2]. Cette étude a été suivie d'une réhabilitation des sols extérieurs au critère B et d'une caractérisation complémentaire des sols en plus de l'eau souterraine menée par Le Groupe Solroc en 2009 [3] et 2010 [4] respectivement.

De manière générale, l'étude de caractérisation menée par InspecSol en 2008 a mis en évidence la contamination des sols au-delà du critère C de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (Politique) du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) en métaux, en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et en hydrocarbures pétroliers (HP) C₁₀-C₅₀ sous le stationnement à l'extérieur. Cette étude a également mis en évidence une contamination des sols en métaux et en HAP sous les bâtiments. Sous le bâtiment sis au 6666, rue Saint-Urbain, les sols contaminés se retrouvent sous une dalle de béton généralement de 15 à 25 cm d'épaisseur, dans un remblai de silt sableux et graveleux (0,20 à 1,83 m) comportant des débris de briques, de béton et de charbon [2]. Quant à la contamination du sol en métaux sous le bâtiment sis au 6650, rue Saint-Urbain, celle-ci se retrouve dans un remblai de silt sableux ainsi que dans un remblai de pierre concassée (0,17 à 0,56 m) situé sous la dalle de béton. La caractérisation complémentaire menée par Le Groupe Solroc en 2009 a permis de confirmer cette contamination sous le bâtiment au 6666, rue Saint-Urbain, et de relever la présence d'une contamination en HAP sous le bâtiment du 6650, rue Saint-Urbain.

Suite aux recommandations proposées par InspecSol en 2008, les sols à l'extérieur de l'emprise du bâtiment ont été excavés au critère B, soit un niveau acceptable en milieu résidentiel. Toutefois, les sols contaminés dépassant les critères d'usage dépassant les valeurs limites prescrites au *Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains* (RPRT) sont toujours en place sous le bâtiment.

Considérant le projet d'aménagement de condos dans les bâtiments, le Groupe Shapiro désire procéder à une réhabilitation volontaire, selon l'article 31.57 de la *Loi sur la qualité de*



l'environnement (LQE), afin de laisser en place la contamination sous les bâtiments en utilisant l'évaluation des risques comme mode de gestion des sols contaminés. Il faut préciser ici que les activités industrielles récentes qui se sont déroulées sur le site ne sont pas visées par le RPRT.

Dans ce contexte, LVM inc. (LVM) a été mandatée par Le Groupe Solroc afin de réaliser une évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques et des impacts sur l'eau souterraine associés aux sols du terrain situés sous les bâtiments du 6650-6666, rue Saint-Urbain à Montréal. L'étude vise également à proposer, le cas échéant, des mesures de gestion du risque afin d'optimiser la gestion des sols contaminés et de réduire l'exposition et le risque à un niveau sécuritaire pour les populations environnantes et utilisatrices ainsi que pour l'environnement.

1.2 STRUCTURE DU RAPPORT

Outre la présente introduction (section 1), ce document comporte sept autres sections. La section 2 présente la démarche méthodologique employée pour l'évaluation des risques écotoxicologiques et toxicologiques. Une description du site, du milieu physique et biologique est faite à la section 3. Les résultats des études environnementales de site ayant eu lieu à cet endroit sont exposés à la section 4. L'évaluation du risque pour la santé humaine est présentée à la section 5 alors que l'évaluation des risques pour la faune et la flore est présentée à la section 6. La section 7 traite des impacts sur l'eau souterraine. Finalement, la conclusion et les recommandations suivent aux sections 8 et 9.

2 DÉMARCHE D'ÉVALUATION DU RISQUE

2.1 APPROCHE GÉNÉRALE

La plupart des concepts associés à l'évaluation des risques toxicologiques (pour la santé humaine) ont été développés durant les années 1970. Ce n'est qu'au début des années 1980 que le U.S. *National Research Council* (NRC) a proposé une démarche formelle visant à évaluer qualitativement et quantitativement l'exposition humaine à des contaminants, leurs effets sur la santé et les risques qui en découlent pour la population en général [5]. Depuis l'énoncé de ce paradigme par le NRC, l'évaluation du risque est devenue un outil d'aide à la décision de plus en plus utilisé en gestion environnementale. De nombreux organismes gouvernementaux ont adapté cette démarche en fonction de leurs particularités juridiques et administratives [6-16]. La plupart de ces démarches préconisent différents niveaux d'analyses selon une échelle de complexité croissante [6, 9-10, 12, 17-18], soit :

- ▶ Niveau 1 : Une analyse préliminaire conservatrice (scénario du pire cas réaliste, approche déterministe);
- ▶ Niveau 2 : Une analyse préliminaire réaliste (niveau d'exposition réaliste, approche stochastique);
- ▶ Niveau 3 : Une analyse détaillée (mesures directes de l'exposition et des effets toxiques sur l'homme, la flore ou la faune).

Afin d'augmenter la précision de l'évaluation, chaque niveau nécessite une qualité et une quantité d'informations toujours plus importantes, tant en ce qui a trait à l'estimation de l'exposition qu'au choix des valeurs de référence toxicologiques ou écotoxicologiques.

Dans le cadre de la présente étude, l'évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques a été réalisée sur la base d'une analyse de niveau 1. Par conséquent, les scénarios et hypothèses considérés sont basés sur l'approche du pire cas réaliste (conservateur), notamment en ce qui a trait aux concentrations initiales de contaminants dans le sol (95^e centile), dans l'eau ou dans l'air, ainsi qu'au niveau des paramètres d'exposition.

2.2 PRINCIPALES ÉTAPES DE L'ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES ET ÉCOTOXICOLOGIQUES

D'une manière générale, l'évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques comprend cinq étapes principales :

- ▶ l'identification du danger (évaluation du problème);
- ▶ l'estimation de l'exposition;
- ▶ l'évaluation toxicologique;
- ▶ la caractérisation du risque;
- ▶ la gestion du risque.

Soulignons toutefois que la procédure proposée en 1998 par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) pour l'évaluation du risque écotoxicologique (PÉRE) diffère quelque peu de la démarche originale proposée par l'US EPA. Cette variante ne modifie toutefois pas les objectifs visés par l'évaluation ainsi que l'approche par niveau décrite précédemment.

Par ailleurs, malgré les similitudes entre les deux approches pour la santé et pour l'environnement, plusieurs points les distinguent, notamment en ce qui concerne la description de la problématique, le choix des récepteurs cibles, les types d'effets observés chez ces récepteurs ou les aspects liés à la gestion du risque.

La démarche générale utilisée dans le cadre de la présente étude est illustrée à la figure 2. Cette démarche intègre à la fois les volets humain et environnemental (faune et flore), et s'appuie essentiellement sur les approches proposées respectivement par le CEAEQ [9] et par le ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) [11].

3 DESCRIPTION DU SITE

3.1 LOCALISATION DU SITE ET MILIEU PHYSIQUE

La propriété est située sur l'île de Montréal, au coin sud-ouest de l'intersection des rues Saint-Urbain et Saint-Zotique Ouest (figure 1). Le site comporte deux bâtiments, soit le bâtiment dans la portion sud du site portant l'adresse civique 6650, rue Saint-Urbain (lots 1 868 002 et 1 869 276 du cadastre officiel de la province de Québec), et le bâtiment présent dans la partie nord du site portant l'adresse civique 6666, rue Saint-Urbain (lots 1 868 001 et 1 869 275). Le site est bordé au nord par la rue Saint-Zotique, au sud par un bâtiment industriel, à l'ouest et à l'est respectivement par la rue de l'Esplanade et la rue Saint-Urbain.

Selon la phase I réalisée par InspecSol [1], la propriété a été l'hôte d'activités industrielles depuis 1906, mais les bâtiments aujourd'hui présents ont été construits en 1965-66. La compagnie Brandram-Henderson Ltd. a été propriétaire du site de 1906 à 1963 et a géré une industrie de peinture. Le Groupe Shapiro et les activités industrielles Tricots Mains inc., manufacture spécialisée dans la confection de sous-vêtements, ont ensuite occupé la propriété de 1965 à 2008.

De manière générale, la stratigraphie observée dans les sondages consiste, sous la dalle de béton de 15 à 25 cm de profondeur, un remblai de pierre concassée, suivi d'un horizon de remblai hétérogène composé de silt sableux et de matières résiduelles. Ces unités reposent sur le roc, retrouvé dans des profondeurs d'environ 1,3 à 3 m.

Le site est relié aux systèmes municipaux d'égouts et d'aqueduc. Il n'y a pas de prise d'eau municipale ni de puits privé sur le terrain et à moins de 1 km de la propriété à l'étude. La partie extérieure du terrain est occupée par un stationnement asphalté.

La partie du site visée par la présente évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques consiste essentiellement aux portions sous les bâtiments, correspondant à environ 55 % de la superficie totale du site (13 242 m²), soit de 7 283 m².

3.2 MILIEU HUMAIN

3.2.1 Occupation du territoire

La superficie du site à l'étude est occupée par un stationnement recouvert d'asphalte ou de pierres concassées et par deux bâtiments présentement vacants qui seront éventuellement convertis en condominiums. Ce projet est situé au cœur de la métropole en milieu urbanisé qui se caractérise par plusieurs usages du territoire. La figure 3 indique les limites des secteurs résidentiels, mixtes (commercial et résidentiel) incluant les secteurs d'emplois en zones industrielles ou commerciales à proximité du site.

La propriété est située dans un secteur d'emploi en zone industrialisée qui se poursuit au sud du site. La portion au nord-est et à l'est est caractérisée par un secteur résidentiel, alors que la portion nord-ouest et ouest est en secteur mixte. Le territoire est aussi marqué, au sud-ouest du site, par la présence du corridor ferroviaire principal de l'Agence métropolitaine de transport (AMT).

3.22 Population utilisatrice (travailleurs et résidents)

L'activité industrielle dans le bâtiment a cessé depuis 2008. Le site sera éventuellement occupé par des travailleurs dans le cadre de l'aménagement des industries en condos. La durée des travaux s'étendra sur une période approximative de 24 mois. Par la suite, des résidents occuperont les logements.

3.23 Population environnante

Le site à l'étude se trouve au sein d'un milieu résidentiel. Selon le recensement de 2006 effectué par Statistique Canada, l'arrondissement Rosemont/Petite-Patrie comptait 133 618 résidents [19]. La population de la ville de Montréal est majoritairement constituée d'individus dans la tranche d'âge de 40 à 44 ans (8,4 %) [19]. Considérant l'occupation de l'environnement immédiat (immeubles commerciaux et résidentiels), la population environnante est ainsi composée de membres appartenant à tous les groupes d'âge.

3.3 MILIEU BIOLOGIQUE

Le site à l'étude est un terrain situé dans un secteur urbanisé de la ville de Montréal, ce qui limite de façon importante la diversité et l'abondance des espèces animales et végétales sur le site. Par ailleurs, l'évaluation du risque ne considérant que les sols présents sous les bâtiments, la présence de récepteurs écologiques, est limitée voire nulle. Dans l'optique où il y aurait altération ou destruction des bâtisses (non prévu par le plan d'aménagement actuel), le sol de la propriété à l'étude serait composé, sous la dalle de béton, d'un remblai de pierres concassées et d'un remblai de silt sableux comportant des débris.

Une visite de la propriété a été menée par LVM en date du 16 septembre 2010. Cette visite a permis de prendre connaissance des caractéristiques biophysiques de la propriété et de son environnement immédiat (répertoire photographique en annexe 1).

Au niveau de la flore, une bande végétale en friche se retrouve du côté ouest du stationnement. Les espèces herbacées observées sont, entre autres, des aster *sp.* (*Aster sp.*), des plants de tussilage (*Yussilago farfara*), de verge d'or du Canada (*Solidago canadensis*), de plantain majeur (*Plantago major*) et de pissenlit officinal (*Taraxacum officinale*). Certaines espèces arbustives et arborescentes ont également été observées sur le site, telles que le thuja occidental (*Thuja occidentalis*), l'érable à Giguère (*Acer negundo*) et le sumac vinaigrier (*Rhus typhina L.*). Une liste plus détaillée des espèces d'herbacées et arborescentes peut être consultée à l'annexe 1.

Au niveau de la faune, seul l'écureuil gris (*Sciurus carolinensis*) a été aperçu lors de la visite. Il est toutefois probable de retrouver dans le secteur quelques espèces typiques de milieux urbains

telles le raton laveur (*Procyon lotor*), la mufette rayée (*Mephitis mephitis*), le pigeon biset (*Columba livia*), le moineau domestique (*Passer domesticus*), l'étourneau sansonnet (*Sturnus vulgaris*), le merle d'Amérique (*Turdus migratorius*), ou encore la corneille d'Amérique (*Corvus brachyrhynchos*).

3.4 CONDITIONS CLIMATIQUES

D'après les normales climatiques au Canada entre 1971 et 2000 de la station météorologique de l'aéroport Pierre-Elliott Trudeau (INTL A), les températures moyennes annuelles à Montréal sont de 6,2°C. Les mois les plus froids et plus chauds sont respectivement janvier et juillet avec des moyennes de température de -10,2 et 20,9°C. Les précipitations totales annuelles s'élèvent à 978,9 mm. L'accumulation annuelle de neige est en moyenne de 217,5 cm. On compte 163,3 jours avec précipitations, 119,4 jours de pluie et 60,3 jours de neige. Le nombre de jours dans l'année avec une couverture de neige au sol est de 109,1 en moyenne [20].

4 ANALYSE DES DONNÉES DE CARACTÉRISATION ENVIRONNEMENTALE

Tel que mentionné précédemment, le site à l'étude a fait l'objet d'évaluations environnementales de site (ÉES) de types phase I et II menées par InspecSol en 2008 [1-2] ainsi que d'une caractérisation complémentaire des sols (2009) [3] et de l'eau souterraine (2010) [4] et d'un plan de réhabilitation effectués par Le Groupe Solroc en 2009. Le tableau 1 et les sous-sections qui suivent présentent une synthèse des ÉES considérées pour les besoins de la présente étude.

4.1 SOMMAIRE DES ÉVALUATIONS ENVIRONNEMENTALES DE SITE

4.1.1 ÉES phase II – Inspec-Sol, 2008

En 2008, la firme Inspec-Sol a été mandatée pour effectuer une ÉES phase II des sols présents sur la propriété sise aux 6650 et 6666, rues Saint-Urbain à Montréal (Québec) incluant les sols extérieurs et les sols sous les deux bâtiments.

Les travaux d'investigation comprennent vingt-trois (23) forages, dont douze (12) à l'intérieur des bâtiments. Trois (3) des forages effectués à l'extérieur ont été transformés en puits d'observation.

Des sols contaminés en métaux, en HAP et en HP C₁₀-C₅₀ ont été mis en évidence dans les sols extérieurs (F7, F10, F17 et F23) et des sols contaminés en métaux et en HAP ont été trouvés sous le bâtiment 6666, rue Saint-Urbain (F2 à F5) ainsi qu'une contamination en métaux sous le bâtiment 6650, rue Saint-Urbain (F18 à F20).

Au niveau de l'eau souterraine, un seul des trois puits a été échantillonné au niveau des composés organiques volatiles (COV). Aucune concentration n'a été détectée dans le puits PO-9.

Cette étude recommandait une gestion des sols à l'extérieur de l'emprise du bâtiment au critère B pour un usage résidentiel.

Seules les données sous les bâtiments ont été prises en considération pour la présente évaluation du risque.

4.1.2 Caractérisation complémentaire des sols – Le Groupe Solroc 2009

Suite à l'excavation des sols à l'extérieur de l'emprise des bâtiments, le Groupe Shapiro a mandaté la firme Le Groupe Solroc afin de réaliser une caractérisation complémentaire des sols sous les bâtiments ainsi qu'au niveau du stationnement extérieur.

Les travaux d'investigation comprennent seize (16) forages effectués à l'intérieur des bâtiments ainsi que trois (3) forages et sept (7) tranchées réalisés à l'extérieur. Au niveau des sols, des HAP ont été relevés en excès du critère C de la Politique du MDDEP au niveau du bâtiment 6666, rue Saint-Urbain alors que des HAP (niveaux B-C) et du plomb en excès du critère C ont été observés

sous le bâtiment 6650, rue Saint-Urbain. Aucun échantillon d'eau souterraine n'a été prélevé sous les bâtiments lors de cette campagne. Un seul échantillon d'eau provenant de l'extérieur de l'emprise des bâtiments a été analysé.

Il est à noter que seules les données sous les bâtiments ont été prises en considération pour la présente analyse de risque.

4.1.3 Caractérisation complémentaire de l'eau souterraine – Le Groupe Solroc, 2010

Dans le cadre de cette présente évaluation des risques, trois (3) puits d'observation supplémentaires (soit deux à l'intérieur et un à l'extérieur) ont été effectués afin de compléter la caractérisation de l'eau souterraine afin de préciser les teneurs en HAP, en métaux et en HP C₁₀-C₅₀ et définir la direction d'écoulement des eaux souterraines. Les échantillons complémentaires ont été analysés au mois d'août 2010 et ont été compilés pour Le Groupe Solroc.

Deux (2) puits ont été réalisés à l'intérieur des bâtiments tandis qu'un autre puits a été installé à l'extérieur, sous le stationnement asphalté. Seul le puits PO-INT-GAR a montré un excès en plomb par rapport au critère de « résurgence dans les eaux de surface ou infiltration dans les égouts » (RESIE) du MDDEP.

4.2 ANALYSE DES DONNÉES DE QUALITÉ DES SOLS

4.2.1 Matrice de données

Une matrice intégrant les résultats des caractérisations des sols effectuées sur le site par les firmes InspecSol en 2008 [2] et par Le Groupe Solroc en 2009 a été générée. Cette matrice comprend au total vingt-huit (28) prélèvements ou échantillons analysés (éléments) et 102 paramètres chimiques ou physiques (variables). Les échantillons ont été prélevés à vingt-huit (28) stations d'échantillonnage (forages) dont les profondeurs varient entre 0,05 et 2,32 m. Une carte de localisation de ces stations d'échantillonnage est présentée à la figure 4.

Les variables chimiques mesurées se répartissent de la façon suivante dans les différents groupes :

- ▶ Vingt-six (26) congénères de HAP;
- ▶ Quinze (15) hydrocarbures aliphatiques chlorés (HAC);
- ▶ Dix (10) hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM), incluant les BTEX;
- ▶ Sept (7) composés phénoliques non chlorés (CPNC);
- ▶ Dix-huit (18) composés phénoliques chlorés (CPC);
- ▶ Dix-neuf (19) composés inorganiques;
- ▶ Les hydrocarbures pétroliers C₁₀-C₅₀;
- ▶ Six (6) phtalates;
- ▶ L'éthylène glycol.

4.22 Statistiques descriptives

Les statistiques descriptives visent essentiellement à décrire les principaux paramètres statistiques de la distribution de données associés à l'échantillon dit « statistique ». Ces paramètres comprennent : l'effectif ou la taille de l'échantillon (n) qui varie selon la variable considérée, la moyenne arithmétique, la limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne arithmétique (LSIC95%), le coefficient de variation (écart-type / moyenne x 100), le 90^e et le 95^e centile de la distribution et finalement la valeur maximale. Il est à noter que les paramètres statistiques les plus utilisés en analyse de risque dans un contexte de dépistage ou d'évaluation préliminaire sont la LSIC95%, le 95^e centile ou le maximum.

Des statistiques descriptives décrivant la distribution des données pour l'ensemble des variables sont présentées au tableau 2. Précisons ici que dans le cas des concentrations inférieures aux limites de détection, la valeur du seuil de détection rapportée de la méthode analytique (composés organiques) ou le critère associé au bruit de fond (composés inorganiques) ont été considérés. Ce tableau présente également, pour chacune des substances, le nombre de dépassements des valeurs limites du RPRT du MDDEP.

4.23 Dépassements des valeurs limites dans le sol

Le texte qui suit décrit plus spécifiquement les dépassements observés en fonction des groupes de substances analysés dans les échantillons de sol uniquement.

► Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Des congénères analysés, quinze (15) ont été mesurés à des concentrations supérieures aux critères A, et cinq (5) ont été mesurées en excès du critère B. Les dépassements observés varient entre un (1) et douze (12) (fluoranthène) sur vingt-cinq (25) échantillons analysés pour les HAP.

► Hydrocarbures aliphatiques chlorés (HAC)

Parmi les 15 HAC analysés, aucun n'a été détecté dans le sol sous les bâtiments.

► Hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM)

Des dix (10) HAM analysés, aucun n'a été détecté dans le sol sous les bâtiments.

► Composés phénoliques chlorés et non chlorés (CPC et CPNC)

Les concentrations des vingt-cinq (25) composés phénoliques analysés ont toutes été non détectées dans le sol sous les bâtiments.

► Composés inorganiques

De l'ensemble des composés inorganiques mesurés (métaux et métalloïdes), l'arsenic, le cuivre, le manganèse, le plomb et le sélénium ont été mesurés à des concentrations supérieures aux valeurs de bruit de fond (critère A). Le plomb par ailleurs a été mesuré à des concentrations supérieures au critère C de la Politique du MDDEP.

- ▶ Hydrocarbures pétroliers totaux

Aucun dépassement des valeurs de bruit de fond en HP C₁₀-C₅₀ n'a été observé.

- ▶ Phtalates

Il n'existe des critères génériques qu'au niveau C pour les six (6) phtalates mesurés, et un niveau B pour le phtalate de dibutyle. Selon ces critères, aucun dépassement n'est relevé au niveau des phtalates.

4.24 Choix des estimateurs statistiques pour le calcul du risque

Le choix des estimateurs statistiques représentant le niveau de contamination est un élément important de l'analyse de risque puisqu'il conditionne ensuite fortement les résultats obtenus. De manière générale, l'analyse de risque peut utiliser les valeurs maximales afin de rendre compte de possibles situations extrêmes d'exposition des récepteurs ou encore les valeurs moyennes afin de traduire l'exposition moyenne de ces mêmes récepteurs. Ce choix peut s'appuyer sur des considérations de qualité des données (précision, représentativité, puissance) ou sur la volonté de considérer certains cas de figure. Pour la présente étude, le choix de l'estimateur statistique a été fixé au 95^e centile de la distribution des données des teneurs mesurées dans le remblai (silt sableux, pierres concassées) présents sur l'ensemble des zones sous les bâtiments.

4.3 ANALYSE DES DONNÉES DE QUALITÉ DE L'EAU SOUTERRAINE

4.3.1 Hydrogéologie du secteur à l'étude

Aucun plan d'eau de surface n'est présent sur le site à l'étude ou aux limites de la propriété. La rivière des Prairies, plan d'eau le plus proche du site, est située à plus de 5 km au nord-ouest du site à l'étude.

4.3.1.1 Relevé des niveaux d'eau souterraine et sens d'écoulement

La figure 5, adaptée du Groupe Solroc, illustre l'emplacement des relevés piézométriques et la direction générale de l'écoulement au niveau de l'horizon de remblai. La direction générale d'écoulement de la nappe libre de surface se fait vers l'est-nord-est, soit la rue Saint-Urbain. L'élévation moyenne de l'eau souterraine est de 27,35 m alors que la profondeur moyenne relevée par rapport à la surface est de 2 m.

Un essai de perméabilité a été réalisé dans le puits PO-7 lors de l'échantillonnage de 2008 mené par InspecSol. Les résultats montrent que la perméabilité locale dans le secteur est estimée à $1,26 \times 10^{-7}$ cm/s [2].

Aucune accumulation apparente d'hydrocarbures flottants n'a été détectée lors des relevés en 2008 et en 2010

4.3.1.2 Classification de l'aquifère

La classification des eaux souterraines a été réalisée selon la procédure énoncée dans le *Guide de classification des eaux souterraines du Québec* [21]. L'unité hydrostratigraphique rencontrée sur le site à l'étude serait de classe III étant donné que la nappe souterraine locale (rayon de 1 km) n'est pas utilisée à titre d'eau de consommation puisque le secteur est desservi par le réseau d'aqueduc de la ville de Montréal, et que le cours d'eau le plus proche est situé à plus de 5 km du site.

4.3.2 Identification du récepteur potentiel

Dans sa Politique, le MDDEP préconise qu'une évaluation des impacts sur la qualité des eaux souterraines soit réalisée en considérant les principaux récepteurs potentiels présents dans le secteur environnant (rayon de 1 km) et susceptibles d'être touchés par l'eau souterraine située sur la propriété à l'étude.

- Dans le cas présent, le récepteur visé correspond aux conduites d'égouts du réseau municipal présentes au niveau des infrastructures présentes à la limite de la propriété.

4.3.3 Qualité de l'eau souterraine

4.3.3.1 Critères d'interprétation retenus (eau souterraine)

Compte tenu des récepteurs identifiés à la sous-section 4.3.2, les résultats analytiques ont été comparés aux critères d'eau souterraine concernant la RESIE de la Politique du MDDEP et aux normes municipales de rejets aux égouts sanitaires, soit les normes de l'article 10 du *Règlement sur le rejet des eaux usées* dans les ouvrages d'assainissement et dans les cours d'eau et sur la délégation de son application de la CMM. Il est à noter qu'il n'existe aucune norme dans le *Règlement sur le rejet des eaux usées* dans les ouvrages d'assainissement et dans les cours d'eau et sur la délégation de son application de la CMM pour les HAC, les HAM, et les HAP. La CMM, dans son règlement, fait référence aux huiles et graisses non polaires, tandis que la Politique du MDDEP fait référence aux HP C₁₀-C₅₀.

Il est à noter que les critères de l'article 10 de la CMM ont été retenus en priorité, compte tenu des récepteurs identifiés comme étant les égouts pluviaux. Toutefois, pour les contaminants pour lesquels la municipalité ne possède pas de normes, les critères de RESIE de la Politique du MDDEP ont été retenus.

4.3.3.2 Résultats (eau souterraine)

Au total, six (6) puits d'observation ont été aménagés sur le site de la propriété 6650-6666, rue Saint-Urbain entre 2008 et 2010. Seuls quatre (4) puits ont été opérationnels et ont été recensés. Les puits d'observation sont illustrés à la figure 5.

Comme mentionné, l'eau d'un seul des trois puits réalisés en 2008 par InspecSol a pu être analysée, les autres étant asséchés au moment de l'échantillonnage. Le puits PO-7 situé à l'extérieur des bâtiments n'a montré aucun dépassement pour tous les COV analysés.

Les dépassements des critères/normes pour les différentes substances inorganiques et organiques mesurées dans l'eau souterraine des trois (3) puits prélevée en 2010 sont présentés aux tableaux 3 et 4 respectivement.

Les résultats analytiques pour l'eau souterraine menés indiquent des concentrations en HP C₁₀-C₅₀ et métaux inférieures au Règlement 87 de la CMM (article 10). Notons qu'il n'existe aucun critère de la CMM au niveau des HAP, HAC, et HAM.

La concentration en plomb dans l'échantillon d'eau souterraine (PO-INT-GAR) est supérieure au critère d'usage pour une « résurgence dans les eaux de surface ou infiltration dans les égouts » de la Politique du MDDEP (>RESIE).

5 ÉVALUATION DU RISQUE POUR LA SANTÉ HUMAINE

5.1 IDENTIFICATION DU DANGER (MODÈLE CONCEPTUEL)

Plusieurs aspects relatifs à l'historique du site, au milieu humain et au milieu biologique environnant, ainsi qu'aux caractéristiques physico-chimiques des sols sur la propriété ont déjà été décrits dans les sections précédentes (sections 3 et 4). Les sous-sections qui suivent portent sur les éléments permettant de compléter la première étape de l'évaluation du risque, c'est-à-dire le modèle conceptuel illustré à la figure 6. Mentionnons que les modèles conceptuels décrivent chaque scénario, c'est-à-dire pour les travailleurs durant l'aménagement et pour la population environnante.

5.1.1 Source de contamination et sélection des contaminants préoccupants

Les études de caractérisation des sols (section 4) ont montré que cinq (5) HAP et le plomb ont été mesurés au moins une fois à une concentration supérieure aux valeurs limites de l'annexe I du RPRT ou les critères B de la Politique du MDDEP. Cette contamination est essentiellement attribuable à un remblai hétérogène et la matière résiduelle est observable sous la dalle de béton d'une épaisseur de 15 à 25 cm jusqu'à une profondeur pouvant atteindre 1,83 m sous les bâtiments.

Les contaminants préoccupants (CP), c'est-à-dire les substances retenues pour l'évaluation du risque, ont été sélectionnés sur la base des deux critères suivants :

- ▶ La concentration de la substance dans le sol est supérieure à la concentration du bruit de fond ou au critère générique A de la Politique du MDDEP; ce critère est conforme aux lignes directrices du MSSS pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique [11];
- ▶ Une valeur toxicologique de référence (VTR; ex. : dose de référence ou coefficient de cancérogénéicité) a été déterminée par une des agences ou organisations suivantes listées par ordre de préférence selon les lignes directrices du MSSS (2009) [22] :
 1. Santé Canada
 2. Organisation Mondiale de la Santé (OMS)
 3. U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA)
 4. Agency for Toxic Substances and Diseases Registry (ATSDR)
 5. Health Effects Assessment Summary Tables (HEAST, U.S.EPA)
 6. California Environmental Protection Agency (CalEPA)
 7. Netherlands National Institute of Public Health and the Environment (RIVM)

Au total, vingt (20) substances dépassent le critère A du MDDEP et ont été retenues comme CP pour l'évaluation des risques toxicologiques, soit :

Hydrocarbures aromatiques polycycliques

Acénaphène
 Anthracène
 Benzo(a)anthracène
 Benzo(a)pyrène
 Benzo(b,j,k)fluoranthène
 Benzo(c)phénanthrène
 Benzo(g,h,i)pérylène
 Chrysène
 Dibenzo(a,h)anthracène
 Dibenzo(a,l)pyrène
 Fluoranthène
 Fluorène
 Indéno(1,2,3-d)pyrène
 Phénanthrène
 Pyrène

Métaux

Arsenic
 Cuivre
 Manganèse
 Plomb
 Sélénium

L'annexe 6 présente la synthèse des principales propriétés toxicologiques des substances retenues dans le cadre de l'évaluation du risque toxicologique. Cette revue fait la distinction entre les effets cancérogènes et les effets chroniques non cancérogènes et s'appuie sur les informations contenues dans les différentes évaluations effectuées par les organismes suivants :

- ▶ Institut national de santé publique du Québec (INSPQ);
- ▶ Santé Canada (rapports d'évaluation de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE));
- ▶ US Environmental Protection Agency (US EPA);
- ▶ Organisation mondiale de la Santé (OMS);
- ▶ Netherlands National Institute of Public Health and the Environment (RIVM);
- ▶ Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR);
- ▶ California Environmental Protection Agency (CalEPA).

La littérature scientifique autre que celle produite par les organisations précédemment nommées a également été consultée afin de compléter les informations colligées.

5.1.2 Transport et devenir de la contamination

Comme l'illustre la figure 6, plusieurs mécanismes de transport et de transformation peuvent contribuer au transfert des CP du sol vers d'autres compartiments environnementaux.

En général, les CP sont adsorbés aux particules de sol, certains plus fortement que d'autres (ex. : métaux), mais peuvent être mis en suspension dans l'air suite à l'érosion éolienne dans les zones de sol à nu (mécanisme A). Certains CP plus volatils, notamment certains HAP, peuvent aussi

passer dans l'air sous forme gazeuse par volatilisation et diffusion (mécanisme A), et, comme les particules, seront dispersés sur des distances plus ou moins grandes selon le cas (mécanisme C). Les CP dans l'air peuvent ensuite se déposer sur le sol (mécanisme D) ou passer dans l'air intérieur des bâtiments environnants (mécanisme E). Notons que dans le cas actuel, ces mécanismes sont à toutes fins pratiques inopérants en raison de la présence d'une dalle de béton entre les sols contaminés et l'air intérieur des bâtiments. Ces mécanismes pourraient toutefois être possibles dans le cas d'une altération ou de la destruction des fondations des bâtiments (non prévu dans le plan d'aménagement).

Les sols contaminés peuvent également interagir avec l'eau souterraine (située à une profondeur moyenne de 2 m) en raison des fluctuations saisonnières de la nappe (mécanisme B). Dans l'éventualité d'une contamination de l'eau souterraine, qui n'est cependant pas utilisée comme source d'eau potable, il pourrait y avoir migration vers les égouts (mécanisme C).

5.1.3 Population potentiellement exposée

Tel que mentionné précédemment l'activité industrielle dans les deux bâtiments a cessé depuis 2008. Toutefois, il est projeté d'utiliser ces structures pour l'aménagement de condos, impliquant inévitablement la présence de travailleurs en construction à l'intérieur des bâtisses. Par ailleurs, comme le terrain est situé dans un endroit où se retrouvent des bâtiments à usage commercial et résidentiel, il est fort probable que la population environnante se répartisse dans toutes les classes d'âge définies par le MSSS pour la réalisation d'une évaluation des risques pour la santé humaine [11]. Dans ce contexte, la population potentiellement exposée à la contamination se compose des travailleurs et des résidents du secteur environnant.

5.1.4 Médias et voies d'exposition potentiels

Comme on l'a vu précédemment, les principaux mécanismes de transfert de la contamination sont peu probables vu la présence de la contamination des sols dans le remblai situé sous les bâtiments. Dans ce contexte où les sols deviendraient exposés, l'inhalation d'air (phases gazeuse et particulaire) (voie d'exposition 1) est une voie d'exposition potentielle, tant pour les travailleurs que pour la population environnante. Par ailleurs, il pourrait également y avoir transfert de la contamination de l'air extérieur vers l'air intérieur des immeubles avoisinants (mécanisme E). L'inhalation d'air intérieur (phases gazeuse et particulaire) et l'ingestion de poussières intérieures seraient alors considérées pour la population environnante (voies d'exposition 2 et 6).

Considérant l'hypothèse que les sols contaminés sont à nu (non recouverts) et présents en surface, l'ingestion accidentelle de sol, dans le cas des travailleurs (voie d'exposition 3), ainsi que l'ingestion de poussières intérieures (voie d'exposition 6) dans le cas de la population environnante (le sol peut être une source importante de poussières intérieures dans les bâtiments), sont également des voies d'exposition potentielles. Pour les travailleurs seulement, le contact cutané avec les sols contaminés est également pris en compte comme voie d'exposition potentielle (voie d'exposition 4) en raison de leur présence sur le site lors des travaux.

L'exposition par ingestion d'eau et d'aliments d'origine locale n'est pas considérée dans le calcul du risque puisque l'eau souterraine n'est pas utilisée comme source d'eau potable et qu'aucun aliment ne sera produit sur le site.

5.2 ESTIMATION DE L'EXPOSITION

L'estimation de l'exposition a pour but de déterminer les doses de contaminants auxquelles les groupes cibles sont exposés. Ce calcul est basé sur des scénarios d'exposition qui tiennent compte de la concentration des CP mesurés et estimés dans les médias d'exposition considérés, soit le sol, l'air extérieur, l'air intérieur de même que les poussières intérieures des bâtiments situés dans les environs du site à l'étude.

Dans le cadre de la présente évaluation, le scénario considéré assume l'accessibilité des sols contaminés présents sous les bâtiments (sols à nu) aux différentes populations cibles.

Pour toutes les populations cibles, l'exposition a été calculée en utilisant le 95^e centile des concentrations des CP mesurées dans les sols du site sous les deux bâtiments (tableau 2). Quant aux différents paramètres d'exposition (ex. : poids corporel, taux d'inhalation, durée d'exposition), les valeurs utilisées correspondent à celles proposées par le MSSS [11].

Il est à noter que la fréquence d'exposition aux sols contaminés a été calculée en fonction du nombre de jours sans couverture de neige au sol. Selon les normales climatiques publiées par Environnement Canada [20], le nombre de jours sans couvert de neige dans la région de Montréal serait en moyenne de 256 jours. Les fréquences d'exposition ont donc été ajustées pour tenir compte du couvert de neige.

5.2.1 Scénario d'exposition : état actuel

5.2.1.1 Temps, fréquence et durée d'exposition

Pour la population environnante, le temps et la fréquence d'exposition suggérés par les Lignes directrices du MSSS [11] sont de 24 heures par jour, dont 22,6 à l'intérieur et 1,4 à l'extérieur pour l'adulte (21,2 et 2,8 pour les enfants), 7 jours par semaine et 52 semaines par année. La durée d'exposition est fixée à 70 ans comme le recommande le MSSS pour un scénario d'occupation résidentielle en milieu urbain [11].

Pour les travailleurs, les valeurs retenues suggérées par le MSSS sont de 10 heures par jour, 5 jours par semaine et 50 semaines par année. La durée d'exposition est fixée à 2 ans, soit l'estimation de la durée des travaux de construction des condos.

5.2.1.2 Choix des voies d'exposition

Le tableau 5 présente les voies et médias d'exposition retenus pour les travailleurs et la population environnante, à savoir, selon le récepteur cible, l'inhalation d'air intérieur et extérieur (phases gazeuse et particulaire), l'ingestion accidentelle de sol et de poussières intérieures et le contact cutané avec le sol.

Tel que mentionné précédemment, l'exposition par ingestion d'eau souterraine et d'aliments d'origine locale n'est pas prise en compte dans le calcul du risque puisque l'eau souterraine n'est pas utilisée comme source d'eau potable et qu'aucun aliment ne sera produit localement.

5.2.2 Concentration dans les médias d'exposition

5.2.2.1 Concentrations dans le sol

Afin de considérer des conditions limites, le 95^e centile des concentrations mesurées sur le site à l'étude pour chaque CP a été utilisé comme valeur initiale pour la modélisation.

5.2.2.2 Concentrations dans l'air extérieur

Les concentrations dans l'air extérieur ont été estimées par modélisation en considérant des processus diffusif (volatilisation) et advectif (érosion éolienne) à partir du 95^e centile des concentrations mesurées dans le sol. L'annexe 2 présente la description du modèle utilisé et les hypothèses de travail retenues pour estimer les concentrations des contaminants dans l'air provenant du site. Les caractéristiques physiques des sols en place utilisées dans les calculs sont présentées à l'annexe 3.

5.2.2.3 Concentrations dans l'air intérieur

À notre connaissance, il n'existe pas de données sur la contribution de l'air extérieur à la qualité de l'air intérieur dans un cas de contamination des sols. On a donc présumé 100 % d'infiltration de la phase gazeuse et 70 % d'infiltration de la phase particulaire. Ces valeurs sont celles qui ont été utilisées par l'INSPQ pour la validation des critères de qualité des sols [23].

5.3 MÉTHODES DE CALCUL DES DOSES D'EXPOSITION

Les doses d'exposition multimédia et multivoie ont été calculées au moyen des équations définies par le MSSS ou Santé Canada dans leurs lignes directrices respectives [11, 24].

Ces équations permettent de calculer des doses d'exposition potentielles à partir des concentrations des contaminants dans l'environnement et des données de conditions d'exposition (ex. : taux d'ingestion, poids corporel, fréquence et durée d'exposition). Les données relatives aux conditions d'exposition sont présentées à l'annexe 4. L'annexe 5 présente les principales équations utilisées pour le calcul des doses d'exposition multimédia et multivoie. Il est à noter que l'exposition multimédia et multivoie est calculée différemment pour les contaminants cancérigènes et les contaminants non cancérigènes.

5.3.1 Dose d'exposition associée aux contaminants ayant des effets non cancérigènes

Dans le cas de substances exerçant des effets non cancérigènes, la dose d'exposition pour un groupe cible donné combine la dose d'exposition attribuable uniquement au site (ex. : air intérieur) et celle attribuable au milieu naturel (bruit de fond), c'est-à-dire, l'exposition attribuable au contact

de contaminants présents dans l'environnement quotidien de la population. L'exposition associée au bruit de fond est prise en compte afin de s'assurer que la dose attribuable à la situation étudiée, lorsque combinée à l'exposition de base, ne soit pas supérieure aux doses de référence ou ne contribue pas à augmenter de façon significative une exposition de base qui serait déjà élevée.

Les taux de contact avec les différents médias environnementaux et le poids corporel des groupes cibles considérés pour le calcul de la dose d'exposition associée au bruit de fond sont également tirés des lignes directrices du MSSS [11]. Il faut préciser que les doses associées au bruit de fond sont calculées avec les mêmes équations que celles utilisées pour le calcul des doses d'exposition associées au site.

La dose d'exposition totale est exprimée en milligramme par kilogramme de poids corporel par jour (mg/kg/d).

5.3.2 Dose d'exposition associée aux contaminants ayant des effets cancérigènes

Dans le cas des substances exerçant des effets cancérigènes, la dose d'exposition est une dose moyenne à vie estimée en pondérant les doses d'exposition multimédia et multivoie par tranches d'âge en fonction de la durée de ces tranches. Les doses moyennes pour les nourrissons (< 0,5 an), les tout-petits (plus de 6 mois à 4 ans), les enfants (plus de 4 ans à 11 ans), les adolescents (plus de 11 ans à 19 ans) et les adultes (plus de 19 ans) sont multipliées par des durées de 0,5 an, 3,5 ans, 7 ans, 8 ans et 51 ans respectivement.

La dose d'exposition moyenne à vie correspondant à une durée totale d'exposition de 70 ans est obtenue par la sommation des doses moyennes calculées pour chacune des classes d'âge à l'aide de l'équation suivante :

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

où :

D_{moy} = dose moyenne d'exposition entre 0 et 70 ans (mg/kg/j)

D_i = dose moyenne durant la tranche d'âge i (mg/kg/j)

T_i = durée de la tranche d'âge i (années)

5.4 MÉTHODES D'ÉVALUATION ET DE CALCUL DU RISQUE TOXICOLOGIQUE

L'estimation du risque consiste à mettre en relation les doses d'exposition estimées pour la population et la VTR. Cette estimation se calcule différemment, selon qu'il s'agit de substances à effets cancérigènes ou de substances à effets non cancérigènes.

5.4.1.1 Substances à effets chroniques non cancérigènes

Pour les effets chroniques non cancérigènes, l'indice de risque est établi, pour chacune des voies d'exposition considérées, selon l'équation suivante :

$$IR_{nc} = [D_{site} + D_{bf}] / VTR_{nc}$$

où :

IR_{nc} : indice de risque brut (effets non cancérigènes)

D_{site} : dose d'exposition estimée (inhalation, ingestion, contact cutané) sur une période donnée (en mg/kg de poids corporel/j)

D_{bf} : bruit de fond ou dose d'exposition présente dans l'environnement pour une voie d'exposition donnée (mg/kg de poids corporel/j)

VTR_{nc} : valeur toxicologique de référence d'une substance pour une voie d'exposition donnée (mg/kg de poids corporel/j)

Un indice global de risque supérieur à 1 pour l'ensemble des voies d'exposition considérées signale la présence d'un potentiel de risque pour la santé des populations exposées.

5.4.1.2 Substances à effets cancérigènes

Pour les effets cancérigènes, l'indice de risque associé au site pour chacune des voies d'exposition considérées est calculé selon la formule suivante :

$$R_c = D_{moy} \times VTR_c$$

où :

R_c : risque additionnel de cancer (effets cancérigènes)

D_{moy} : dose d'exposition moyenne à vie (ex. : 70 ans) estimée pour une voie d'exposition donnée (mg/kg de poids corporel/j)

VTR_c : valeur toxicologique de référence d'une substance pour les effets cancérigènes et pour une voie d'exposition donnée (mg/kg de poids corporel/j)⁻¹

5.5 DÉTERMINATION DES VALEURS TOXICOLOGIQUES DE RÉFÉRENCE

Les VTR sont élaborées pour chaque substance à partir des informations fournies par la relation entre la dose d'exposition de la substance et ses effets toxiques sur l'être humain, soit la gravité et l'incidence de ces effets.

Pour les effets autres que le cancer, la VTR est généralement nommée « dose de référence » et représente la dose à laquelle un individu (incluant les sujets hypersensibles) peut être exposé sur

une base quotidienne durant toute sa vie sans risquer de subir des effets néfastes pour la santé. Cette dose, exprimée en milligrammes de substance par kilogramme de poids corporel et par jour, est calculée à partir d'une dose avec effet (LOAEL) ou sans effet (NOAEL), issue d'études animales, d'études cliniques ou épidémiologiques, et à laquelle on applique différents facteurs d'incertitude. Ces facteurs tiennent compte, entre autres, des variabilités intra et inter-espèce, de la durée de l'étude et de l'utilisation d'un LOAEL plutôt que d'un NOAEL.

Dans le cas des effets cancérigènes, la VTR se nomme « coefficient de cancérogénicité » ou « excès de risque unitaire » et correspond généralement à la limite supérieure de la valeur de la pente, dans la région des faibles doses, de la relation dose-réponse. Ce coefficient est généralement exprimé en risque par unité de dose ($\times (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$).

Le tableau 6 présente les VTR des effets cancérigènes et des effets non cancérigènes pour les CP. Toutes les VTR choisies ont été établies par l'une ou l'autre des instances nationales ou internationales suivantes : US EPA, Cal EPA, OMS, Santé Canada et ATSDR. Dans certains cas, notamment pour les HAP, les VTR retenues sont celles que l'INSPQ a choisies pour effectuer la validation des critères de qualité du sol [23]. L'annexe 6 présente un résumé des effets toxicologiques observés selon la substance considérée.

À notre connaissance, aucune VTR n'a été établie pour le contact cutané. Celles qui sont présentées au tableau 6 ont été calculées selon la méthode de transposition des VTR recommandée par l'US EPA [25] pour évaluer le risque attribuable à l'exposition par contact cutané. Cette méthode consiste à ajuster la VTR pour l'ingestion en fonction du taux d'absorption gastro-intestinale, de façon à ce qu'elle soit applicable à une dose absorbée.

5.6 ESTIMATION DU RISQUE TOXICOLOGIQUE

Les indices de risques calculés pour les substances à effets non cancérigènes et cancérigènes en considérant les sols à nu sous les bâtiments, dans le cas des **travailleurs** sont présentés aux tableaux 7 et 8 respectivement. Quant à la **population environnante**, les indices de risques pour les effets non cancérigènes et cancérigènes sont présentés aux tableaux 9 et 10.

Le texte qui suit décrit en détail les résultats obtenus pour ces différentes populations cibles.

5.6.1 Substances à effets chroniques non cancérigènes

Dans le cas des travailleurs, seul l'indice de risque calculé pour le manganèse est supérieur à 1 indiquant un potentiel de risque. Toutefois, ce dépassement du seuil acceptable est essentiellement causé par l'exposition par inhalation associée au bruit de fond (critère A) (tableau 7)

Dans le cas de la population environnante, les indices de risque obtenus pour l'arsenic (7 mois à 4 ans) et le manganèse (tous les groupes d'âge) sont supérieurs à l'unité. À l'instar des travailleurs, ces dépassements du seuil acceptable sont essentiellement attribuables à l'exposition par inhalation et par ingestion associée au bruit de fond (tableau 9).

5.6.2 Substances à effets cancérigènes

Pour les travailleurs, le risque additionnel de cancer attribuable au site actuel est inférieur au seuil de 1×10^{-6} pour toutes les substances mesurées (tableau 8).

Pour la population environnante, le risque additionnel de cancer attribuable au site dans son état actuel, mais en considérant les sols à nu, est de 3,0 pour le **dibenzo(a,l)pyrène**, de 1,4 pour l'**arsenic** et de 1,3 pour le **plomb**. Le risque additionnel de cancer est dû majoritairement à l'ingestion de poussières intérieures, et dans une moindre mesure, à l'inhalation de l'air et des poussières extérieures et intérieures. Pour les autres substances, le risque est inférieur à 1×10^{-6} (tableau 10). Il faut préciser toutefois que ces dépassements du risque acceptable sont nettement inférieurs aux risques attribuables au bruit de fond estimés par l'INSPQ pour l'arsenic et le dibenzo(a,l)pyrène, dans l'étude réalisée dans le cadre de la validation des critères [23]. De plus, il n'y a aucun estimateur de risque retenu par cet organisme pour les effets cancérigènes du plomb.

5.7 ÉVALUATION DES ÉLÉMENTS D'INCERTITUDE

L'évaluation des éléments d'incertitude associés au calcul du risque doit considérer plusieurs prémisses de base liées notamment au niveau de précision de l'analyse, aux scénarios d'exposition considérés, à la variabilité ou à la précision des données utilisées (ex. : paramètres d'exposition, coefficient de cancérogénicité) et aux limites des modèles mathématiques retenus.

5.7.1 Incertitude associée aux concentrations dans le sol

Le fait de considérer les sols contaminés présents sous le bâtiment comme étant à nu constitue la source la plus importante de surestimation puisque, dans les faits, la dalle de béton constitue une barrière physique limitant l'exposition directe et indirecte aux différents groupes cibles. Par conséquent, les teneurs utilisées pour les calculs sont de *facto* surestimées par rapport à l'exposition réelle des populations ciblées.

Par ailleurs, les scénarios retenus pour estimer le risque découlant de l'état actuel du site supposent que les différents groupes cibles sont exposés à une concentration de contaminants dans le sol présents sous le bâtiment et correspondant au 95^e centile des mesures réalisées dans les sols. Ce choix entraîne une surestimation des concentrations et des doses d'exposition par rapport à la moyenne de 295 % pour les HAP, et de 152 % pour les composés inorganiques (tableau 2).

5.7.2 Incertitude associée aux caractéristiques du sol

Les caractéristiques d'un sol influent particulièrement sur sa capacité à retenir (adsorption/désorption) ou à laisser échapper (ex. : volatilisation, évaporation) les composés chimiques et l'eau de la matrice par diffusion ou advection. Les activités biochimiques (ex. : biodégradation) et biologiques associées aux organismes en place vont également moduler

les caractéristiques de cette zone. Il importe par conséquent que la nature du sol soit bien caractérisée .

Dans le cas présent, le sol en place, sous le bâtiment, est constitué d'un remblai hétérogène granulaire composé principalement de sable silteux et de gravier. Les caractéristiques physiques de ces sols sont bien documentées (ex. : contenu en eau, texture, densité) et par conséquent ne représentent pas une grande source d'incertitude.

5.7.3 Incertitude associée aux concentrations dans l'air extérieur et l'air intérieur

5.7.3.1 Scénario : état actuel, sols à nu

Les concentrations dans l'air extérieur (phases gazeuse et particulaire) ont été modélisées à partir du 95^e centile des concentrations dans le sol. Ces concentrations et les doses qui en résultent sont par conséquent surestimées par rapport à la moyenne par un facteur du même ordre de grandeur que celui observé pour le sol.

Les concentrations dans l'air intérieur ont été estimées à partir des concentrations dans l'air extérieur en présumant un taux de transfert de 100 % pour la phase gazeuse et de 70 % pour la phase particulaire. Ces concentrations et les doses qui en résultent sont par conséquent surestimées par un facteur du même ordre de grandeur que celui observé pour l'air extérieur. Par ailleurs, les valeurs des taux de transfert sont une autre source d'incertitude. Ces taux ont été établis en 1996 par le ministère des Ressources naturelles et de la Faune à partir, notamment pour le transfert de la phase particulaire, d'une revue de littérature sur le sujet. Ces études indiquaient que les concentrations intérieures de matières particulaires représentaient 30 à 90 % de celles de l'air extérieur, les faibles valeurs étant rapportées pour des bâtiments ou maisons climatisés [26]. Un taux de transfert de 70 % est relativement conservateur dans le cas d'un bâtiment commercial climatisé. Il est à noter que ces taux ont été utilisés par l'INSPQ dans son étude portant sur la validation des critères de qualité des sols [23].

5.7.4 Incertitude associée au temps, fréquence et durée d'exposition

Le temps d'exposition est le nombre d'heures d'exposition par jour ou le temps que dure une activité évaluée. La fréquence d'exposition est le nombre de jours (d'évènements) dans l'année durant lesquels un individu peut être exposé aux contaminants des sols. La durée d'exposition est le nombre d'années durant lesquelles l'individu est exposé et correspond dans le cas d'un contexte résidentiel au temps de résidence dans un quartier ou une ville, et dans le cas d'un contexte commercial ou industriel au nombre d'années de travail comme employé sur le site. Ce paramètre est utilisé pour estimer le risque additionnel de cancer.

Pour le scénario relatif aux travailleurs, le temps et la fréquence d'exposition ont été fixés à 10 heures par jour, 5 jours par semaine et 256 jours par année en considérant que le travailleur se rendra sur les lieux pendant toute la durée des travaux (2 ans). La fréquence de 256 jours tient compte de la présence d'une couverture de neige, donc de l'absence d'exposition 14 semaines

par an. Cet ajustement rend le scénario plus proche de la réalité et permet de réduire la surestimation de l'exposition et du risque.

Pour le scénario relatif à la population environnante, les valeurs du temps et de la fréquence d'exposition sont celles recommandées par le MSSS dans le cadre d'un scénario d'exposition en milieu urbain. Ce scénario présume une exposition 24 heures par jour, 365 jours par année. La fréquence d'exposition a cependant été ajustée pour tenir compte de la couverture de neige pendant 14 semaines.

Quant à la durée d'exposition, c'est-à-dire le nombre d'années durant lesquelles l'individu est exposé, elle a été fixée à 2 ans pour les travailleurs (exposition estimée en fonction des travaux de construction prévus) et de 70 ans pour la population environnante, soit la durée que le MSSS recommande dans le cadre d'un scénario d'occupation résidentielle. Si cette valeur pour la population est plausible, elle décrit cependant une situation extrême en regard de la réalité moyenne et donne à l'évaluation un aspect conservateur.

5.7.5 Incertitude associée au taux d'ingestion de sol

Plusieurs organismes canadiens [11, 27-28] et américains [29] ont proposé des taux d'ingestion de sol en fonction de groupes cibles distincts en se basant sur différentes études qui utilisaient notamment des indicateurs chimiques ou des traceurs (ex. : Al, Ti, Si). Ces auteurs ont estimé les quantités de sol ingérées par les enfants et les adultes en considérant, d'un côté, la quantité de traceurs présents dans la nourriture, les produits de consommation, les sols et les poussières intérieures de l'environnement de ces individus et, de l'autre, les quantités mesurées dans les fèces.

En se basant sur les valeurs recommandées par ces organismes pour les enfants et les adultes, des quantités de sol ingéré sont proposées par le MSSS [11]. Ces valeurs ont été utilisées pour les besoins de l'étude. Dans l'ensemble, ces valeurs représentent un intermédiaire entre les quantités suggérées par les différents organismes. Par ailleurs, toutes les études portant sur ce sujet montrent une grande variabilité pouvant atteindre un facteur de cinq selon le groupe d'âge considéré et le paramètre statistique utilisé (ex. : moyenne par rapport à la médiane).

5.7.6 Incertitude associée aux estimateurs de risque

Les VTR utilisées dans cette évaluation du risque pour la santé humaine ont été établies par des organismes réputés en la matière à partir des résultats d'études épidémiologiques ou animales. L'incertitude de ces valeurs a plusieurs causes dont les principales sont, entre autres, les hypothèses formulées quant aux mécanismes d'action toxique (cancérogène ou non), l'extrapolation dans le domaine des faibles doses, l'extrapolation de l'animal à l'humain et la variabilité de la sensibilité à l'action toxique au sein d'une même espèce.

Dans le cas des effets non cancérigènes, pour compenser ces sources d'incertitudes, la dose critique est ajustée au moyen de différents facteurs qui tiennent compte des sources d'incertitude

et qui ont pour résultats de générer des VTR conservatrices. Dans le cas des effets cancérigènes, les VTR correspondent généralement à la limite supérieure de l'intervalle de confiance de la pente de la relation dose-réponse extrapolée dans la région des faibles doses.

En règle générale, les VTR établies à ce jour sont des indices toxicologiques assez conservateurs qui peuvent conduire à une surestimation du risque mais qui permettent d'obtenir une évaluation adéquate et sécuritaire du potentiel de risque associé à la contamination des sols en place dans un contexte d'évaluation de 1^{er} niveau.

Il est à noter que les VTR utilisées ont été choisies selon le processus de sélection suggéré par le MSSS et correspondent, dans le cas des effets cancérigènes des HAP par voie orale, à la VTR établie par l'U.S. EPA pour le benzo(a)pyrène et aux facteurs d'équivalence toxique retenus par l'INSPQ dans son étude portant sur la validation des critères de qualité des sols. Cette VTR est 35 fois plus élevée que celle qui a été proposée par le Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM – National Institute of Public Health and the Environment) [30] pour le risque de cancer associé à une exposition par voie orale au benzo(a)pyrène. La valeur proposée ($0,2 \text{ [mg/kg/j]}^{-1}$) qui a été établie à partir de résultats de deux études récentes, a été utilisée par les Pays-Bas pour l'établissement de valeurs limites d'exposition et est également recommandée en France pour l'évaluation du risque découlant d'une exposition aux HAP par voie orale [31].

5.8 GESTION DU RISQUE TOXICOLOGIQUE

5.8.1 Notion de risque acceptable

Un des facteurs clés relatifs à l'identification ou non d'un potentiel de risque est le seuil de risque considéré comme acceptable. Dans le cas des effets cancérigènes, le risque acceptable peut être défini comme étant un risque dont la probabilité de survenance ou les conséquences sont si faibles qu'un individu, un groupe ou une société consent à prendre ce risque [32-33]. Plusieurs auteurs ont fait ressortir que la valeur de risque acceptable varie d'une agence gouvernementale à l'autre [34-36]. Toutefois, les valeurs les plus véhiculées varient d'un cas additionnel de cancer pour dix mille (1×10^{-4}) à un million de personnes exposées (1×10^{-6}). Actuellement, le niveau de risque acceptable a été établi à 1×10^{-6} (un cas sur un million) par le MSSS [11] et à 1×10^{-5} (un cas sur cent mille) par Santé Canada [24].

Dans le cas des effets chroniques non cancérigènes, le seuil d'acceptabilité n'est pas basé sur une probabilité mais plutôt sur le dépassement de l'unité de l'indice de risque, calculé suivant le rapport entre la dose d'exposition estimée pour une voie donnée dans la population étudiée et la dose de référence définie pour cette voie. L'utilisation de ce ratio a fait l'objet d'un débat beaucoup moins important que celui du risque associé aux effets cancérigènes [35]. Suivant la procédure actuelle, les doses de référence sont généralement basées sur des données animales auxquelles on applique différents facteurs d'incertitude ou de sécurité pouvant atteindre jusqu'à 10 000. Par conséquent, ces doses de référence se situent bien en deçà de la limite pouvant entraîner des effets chez l'humain, et il n'est pas absolument certain que le dépassement de cette dose causerait à coup sûr des effets délétères pour la santé.

Par ailleurs, exception faite du MSSS [11], l'estimation de la dose attribuable au bruit de fond n'est généralement pas intégrée directement au calcul du risque pour les substances à effets non cancérogènes. Cette approche fait toutefois l'objet de discussion dans la communauté scientifique [37]. De fait, aucun organisme gouvernemental canadien, américain ou européen n'utilise cette méthode à l'intérieur d'une réglementation ou d'une directive dans le cadre d'une évaluation du risque pour la santé humaine. Pour leur part, Santé Canada et le ministère de l'Environnement de l'Ontario utilisent la valeur de 0,2 comme seuil d'acceptabilité du risque d'effets chroniques autres que le cancer attribuable uniquement à la situation étudiée. Le calcul qu'ils font de l'exposition n'inclut pas le bruit de fond.

Soulignons enfin que la gestion du risque implique essentiellement la détermination d'un seuil de risque acceptable et l'évaluation des options ou des moyens visant à réduire le risque à un niveau acceptable, tant d'un point de vue environnemental que de santé publique. Ces moyens peuvent prendre la forme d'actions directes sur la source de contamination ou d'exposition (ex. : excavation, confinement), ou de mesures indirectes sur le devenir environnemental de la contamination (ex. : restriction d'usage ou d'accès). Dans tous les cas, les risques estimés permettent d'évaluer sur une base relative ces différentes options.

5.8.2 Gestion du risque

En considérant le niveau de précision (niveau 1) ainsi que les hypothèses conservatrices retenues (ex. : sols à nu), quelques substances inorganiques (manganèse, arsenic) présentent un risque d'effets non cancérogènes pour les travailleurs et la population environnante. Toutefois, ce risque est attribuable essentiellement à l'exposition au bruit de fond. Dans le cas des effets cancérogènes, le dibenzo(a,l)pyrène, l'arsenic, et le plomb présentent également un risque dépassant le seuil acceptable pour la population environnante. À l'instar des risques calculés pour les effets non cancérogènes, le risque estimé pour les effets cancérogènes est nettement inférieur aux risques attribuables au bruit de fond, dans ce cas estimés par l'INSPQ [23].

Il importe de rappeler ici que la relation entre l'exposition et le risque peut s'exprimer par l'équation suivante :

$$\text{RISQUE} = \text{EXPOSITION} \times \text{DANGER}$$

La notion de danger fait appel au caractère toxique ou dangereux du contaminant lui-même. Le niveau de danger peut être évalué notamment sur la base d'études toxicologiques ou épidémiologiques. L'existence d'une situation dangereuse (ex. : présence d'une substance chimique) n'implique pas à elle seule un risque pour la santé (Danger \neq Risque). L'exposition des récepteurs humains ou écologiques à ce produit doit être réelle et quantifiable (Exposition > 0).

Dans le contexte actuel, il est admis que les substances chimiques retrouvées dans le sol de certaines portions du site (plomb, HAP) constituent un danger potentiel en raison de la toxicité connue inhérente à ces substances. Le dépassement des critères d'usage souligne également le

caractère dangereux de ces substances à une concentration donnée dans le sol selon le type d'usage considéré.

Toutefois, sur la base des données disponibles, l'exposition aux sols contaminés situés sous la dalle de fondation et le risque qui en découle sont négligeables, voire nuls. De fait, la présence d'une dalle de fondation en béton d'au moins 5 cm d'épaisseur empêche toute volatilisation significative de certains composés semi-volatils comme les HAP et à plus fortes raisons des particules contaminées (plomb) du sol sous-jacent vers l'air intérieur du bâtiment.

Par conséquent, dans ce cas précis de contamination sous les bâtiments, et en considérant l'absence d'exposition des récepteurs cibles, les sols contaminés situés sous la dalle de béton peuvent être maintenus en place sans aucune mesure de gestion spécifique impliquant notamment l'excavation des sols n'est suggérée. En raison du niveau de contamination décelé sur le site, il importe néanmoins de maintenir en tout temps l'intégrité de la surface du recouvrement (dalle de béton) afin de s'assurer que les sols contaminés n'entrent pas en contact direct ou indirect avec les occupants ou les utilisateurs du site.

Dans l'éventualité où des travaux de construction nécessiteraient l'excavation des sols et/ou des matières résiduelles contaminés, la gestion des matériaux devrait alors se faire en respectant les normes et approches définies dans le RPRT et/ou le *Règlement sur les matières dangereuses* (RMD).

6 ÉVALUATION DU RISQUE ÉCOTOXICOLOGIQUE

6.1 PLANIFICATION

Tel que suggéré dans la PÉRE, l'étape de la planification vise à présenter la problématique générale associée au site, notamment quant à la source et au niveau de contamination du site, à préciser l'approche d'évaluation retenue et, finalement, à définir l'objectif général de l'étude [9].

Dans le cadre de la présente étude, la planification a été effectuée de concert entre la firme Le Groupe Solroc ainsi que les spécialistes en analyse de risque chez LVM.

6.1.1 Problématique

La problématique a été décrite en détail dans la première partie du présent document et couvre plusieurs éléments communs à l'évaluation des risques écotoxicologiques et toxicologiques. Seuls les éléments spécifiques de la problématique à considérer pour l'évaluation du risque écotoxicologique sont repris ici. Mentionnons notamment que :

- ▶ La propriété à l'étude, située à Montréal en milieu urbain, occupe une superficie totale estimée à 13 242 m². Elle est sujette à un changement de vocation, soit d'un usage industriel pour un usage résidentiel;
- ▶ Le site est occupé par deux bâtiments et les sols situés à l'extérieur ont été préalablement gérés (excavation, disposition) au critère B. Les sols contaminés résiduels se situent actuellement sous les bâtiments;
- ▶ Le site peut être occasionnellement visité par une faune typiquement urbaine (ex. : écureuil, pigeon, etc.), mais l'accessibilité des sols sous les bâtiments, pour ces récepteurs, est improbable;
- ▶ La visite du site a montré que seule une bande de végétation typique de milieu en friche (pissenlit, aster sp., herbe à poux, etc.) longe le stationnement du côté ouest du site.
- ▶ Les sols contaminés en HAP et en métaux sous les bâtiments se retrouvent essentiellement dans une couche de remblai hétérogène de silt sableux et graveleux située à une profondeur de 0,18 à 1,5 m sous la dalle de béton;
- ▶ Les unités de remblai reposent sur le roc rencontré à des profondeurs de 0,46 à 3,15 m sous les bâtiments.

Il n'existe aucun organisme vivant présent dans le sol (ex. : flore microbienne, invertébrés terrestres, plantes terrestres) ou exposé (ex. mammifères, oiseaux) aux sols sous les bâtiments en raison de l'inaccessibilité. Aucun organisme végétal ou animal n'est donc exposé aux sols contaminés par contact direct ou par l'entremise de la chaîne alimentaire.

Toutefois, afin d'évaluer le niveau de dangerosité et de risque théorique attribuable à la présence de sols contaminés à nu (non recouvert de béton), une évaluation du risque écotoxicologique a été réalisée pour les organismes jugés sensibles à la contamination, soit les organismes de contact, les mammifères et les oiseaux.

6.1.2 Approche d'évaluation et objectif général

Selon les informations décrites précédemment et le choix de l'équipe de gestion, l'approche d'évaluation retenue vise donc à déterminer si la contamination présente sous les bâtiments pourrait théoriquement entraîner, à l'intérieur de ses limites et dans ses environs, un potentiel de risque pour la faune et la flore locale.

6.1.3 Modèle conceptuel

Le modèle conceptuel vise à synthétiser sous forme graphique les liens possibles entre la source de contamination (sols contaminés) et les récepteurs écologiques ciblés selon un continuum **Source → Devenir → Cible → Effet**. Il décrit les principaux mécanismes de transfert, de transport ou de transformation des substances problématiques associées à la source au travers des différents compartiments ou médias environnementaux (ex. : air, sol, eau souterraine, eau de surface). Le devenir de ces substances entraîne généralement une exposition de récepteurs écologiques et, le cas échéant, l'apparition d'effets délétères pour l'organisme ou une réponse néfaste pour la population, la communauté ou l'écosystème.

La figure 6 présente le modèle conceptuel défini pour le durant les travaux d'aménagement de la propriété, dans le cadre de cette étude sur le terrain sis au 6650 et 6666, rue Saint-Urbain. Le modèle conceptuel schématise les interactions possibles entre les compartiments environnementaux et les récepteurs écologiques potentiels. Le texte qui suit apporte plus de détails.

6.1.3.1 Source de contamination

Dans le cas présent, la source de contamination au sein de la zone à l'étude peut-être associée à l'utilisation passée du terrain par une compagnie de fabrication de peinture et de revêtements adhésifs, ainsi qu'à la présence de remblai constitué de sols contaminés par des composés inorganiques (métaux) et organiques (HAP).

6.1.3.2 Transport et transfert (devenir) de la contamination

Selon l'hypothèse considérant les sols à nu, les éléments chimiques présents dans les sols du site à l'étude sont susceptibles d'être transportés naturellement au sein des médias environnementaux et d'un média à un autre selon divers mécanismes.

Généralement, les CP sont adsorbés aux particules du sol, certains plus fortement que d'autres (ex. : métaux), et ce, en fonction des caractéristiques physico-chimiques du sol (ex. : pH, matière organique, texture du sol, etc.). Il est possible de retrouver sur le site, suite à des précipitations ou

à la fonte de neige, des mares temporaires. La présence de cette eau de surface favorise la solubilisation de certains contaminants hydrosolubles. Les plantes terrestres peuvent alors accumuler certains contaminants présents dans le sol via leur système racinaire (mécanisme F).

Le sol de surface contaminé peut être remis en suspension par érosion éolienne (mécanisme A). Les particules et les gaz émis dans l'air peuvent aussi voyager dans l'atmosphère (mécanisme C) et se déposer sur le feuillage des végétaux et sur les sols de surface pouvant être situés à l'intérieur ou à l'extérieur des limites du site à l'étude (mécanismes D).

La contamination peut éventuellement atteindre l'eau souterraine (mécanismes B), située à une profondeur moyenne de 2 m. Ce processus est susceptible d'entraîner une migration des contaminants hors des limites du site *via* l'écoulement préférentiel de l'eau souterraine (mécanisme C).

6.1.3.3 *Voies d'exposition potentielles des récepteurs écologiques*

Les récepteurs écologiques fréquentant la zone d'étude sont réellement non susceptibles d'être exposés à la contamination organique et inorganique présente dans les sols sous les bâtiments du site à l'étude. Une analyse basée sur l'ensemble des voies basées sur le contact direct avec le sol de surface (rhizosphère) a toutefois été considérée. Ainsi, les récepteurs écologiques associés au sol (plante, invertébrés et microorganismes) pourraient être exposés directement par contact aux sols contaminés advenant une mise à nu des sols contaminés (voie 4). Les oiseaux et les mammifères fréquentant la zone d'étude pourraient être alors aussi exposés aux sols contaminés *via* la chaîne alimentaire (voie 5). En effet, ces récepteurs écologiques supérieurs sont susceptibles d'ingérer des organismes (plantes, invertébrés) ayant bioaccumulé une partie des composés chimiques présents dans les sols. De plus, cette source de nourriture peut être accompagnée d'une ingestion de sol (voie 3) et d'eau de surface (ex. : mare temporaire résultant des précipitations ou de la fonte des neiges) (voie 7).

6.1.4 **Choix méthodologiques reliés à la formulation des hypothèses**

L'évaluation de la problématique et l'analyse du modèle conceptuel conduisent à la formulation d'hypothèses explicites qui reposent sur les quatre éléments descriptifs suivants :

- ▶ Les limites spatiales (domaine vital);
- ▶ Les agents stressants (CP dont la teneur dépasse le critère A));
- ▶ Les récepteurs écologiques potentiellement exposés;
- ▶ Les réponses écotoxicologiques appréhendées.

6.1.4.1 *Limites spatiales*

Malgré la présence d'infrastructures sur le site (stationnement, bâtiments avec fondation), les sols contaminés situés sous le bâtiment ont été considérés comme accessibles et disponibles aux récepteurs écologiques d'intérêt. Les limites spatiales (domaine vital) sont associées

essentiellement aux surfaces contaminées sous les deux bâtiments. Au niveau des récepteurs supérieurs, il est considéré que le site est inclus en partie (ex. : oiseau) ou en totalité (ex. : petit mammifère) dans leur domaine vital. Quant aux sols contaminés, il est considéré que la contamination se concentre essentiellement dans le premier mètre de remblai à des teneurs correspondant au 95^e centile des valeurs mesurées pour les différents CP dépassant le critère A dans l'ensemble du remblai contaminé.

La figure 1 présente les limites du site en considérant l'usage actuel du site.

6.1.4.2 *Agents stresseurs*

Comme le mentionne la PÉRE, toutes les substances dont la teneur dans le sol dépasse le critère A de la Politique du MDDEP (bruit de fond pour les composés inorganiques ou limite de détection rapportée de la méthode analytique pour les composés organiques) ont été considérées pour l'évaluation du risque écotoxicologique. L'ensemble des échantillons de sol prélevés dans le sol contaminé sous les bâtiments depuis octobre 2008 (voir sous-section 4.2) a été retenu en vue de définir la qualité des sols au sein des limites spatiales considérées pour l'évaluation du risque écotoxicologique. Sur cette base, les substances suivantes sont retenues pour les calculs de risque :

Hydrocarbures aromatiques polycycliques

Acénaphène

Anthracène

Benzo(a)anthracène

Benzo(a)pyrène

Benzo(b,j,k)fluoranthène

Benzo(c)phénanthrène

Benzo(g,h,i)pérylène

Chrysène

Dibenzo(a,h)anthracène

Dibenzo(a,l)pyrène

Fluoranthène

Fluorène

Indéno(1,2,3-d,d)pyrène

Phénanthrène

Pyrène

Métaux

Arsenic

Cuivre

Manganèse

Plomb

Sélénium

Le CEAEQ n'a défini des valeurs toxicologiques de référence (VTR) que pour sept (7) substances de cette liste [38]. Une revue de littérature a permis d'ajouter cinq (5) autres substances (acénaphène, anthracène, fluoranthène, phénanthrène, pyrène), pour un total de douze (12) contaminants préoccupants identifiés en gras dans cette liste.

6.1.4.3 *Récepteurs écologiques d'intérêt*

Dans le cadre de cette analyse du pire cas et considérant la problématique de sols sous les bâtiments, le choix des récepteurs écologiques a été réalisé en fonction des récepteurs les plus sensibles.

Le tableau 11 présente un résumé des justifications quant aux compartiments environnementaux et aux récepteurs cibles retenus.

Les récepteurs écologiques retenus sont les suivants :

- ▶ Les microorganismes du sol;
- ▶ le ver de terre (invertébré terrestre);
- ▶ les plantes terrestres;
- ▶ le merle d'Amérique;
- ▶ la musaraigne cendrée;
- ▶ le campagnol des champs.

Il faut rappeler que le site en tant que tel est un milieu à valeur écologique limitée (bâtiments et stationnement) et qu'il ne représente pas un milieu de vie attrayant pour la faune ni la flore. Par conséquent, les résultats obtenus suite à la modélisation de l'exposition et au calcul du risque seront interprétés à la lumière du poids des évidences.

6.1.4.4 Réponses écotoxicologiques et hypothèses

Dans le cadre de l'évaluation du risque écotoxicologique, différentes hypothèses ont été formulées en fonction des récepteurs écologiques considérés, des agents stressants présents sur le site ainsi que des limites spatiales. De manière générale, la présence des agents stressants (substances d'intérêt) dans les sols à des concentrations supérieures aux critères A de la Politique du MDDEP peut provoquer une inhibition de la survie, de la croissance, de la reproduction et de l'ensemble des activités des récepteurs écologiques d'intérêt. Le tableau 12 présente les différentes hypothèses en considérant les paramètres d'évaluation et de mesures.

6.1.5 Outils descriptifs

6.1.5.1 Règle de décision

L'évaluation du risque écotoxicologique de 1^{er} niveau (dépistage) est basée sur une règle de décision qui implique l'ensemble des récepteurs écologiques ciblés. Cette règle est dictée par la méthode du quotient, soit le rapport entre la dose ou concentration d'exposition estimée ou mesurée et la VTR.

Sur la base du quotient, si la valeur de l'un ou l'autre des paramètres d'évaluation est supérieure à l'unité (1), deux choix s'offrent à l'équipe de gestion :

- ▶ Soit la réalisation d'une évaluation du risque écotoxicologique de 2^e niveau (détaillée) afin d'obtenir une évaluation plus réaliste du paramètre d'évaluation dépassant l'unité;
- ▶ Soit la mise en place de mesures de gestion de risque suffisantes pour réduire le risque à un niveau sécuritaire et acceptable pour le récepteur écologique à risque.

Il faut souligner que dans le cadre d'une analyse de 1^{er} niveau, le dépassement de l'unité (> 1) n'indique pas nécessairement un risque réel. Ce dépassement reflète possiblement le niveau élevé de conservatisme appliqué dans la formulation des hypothèses et du choix des valeurs utilisées pour le calcul du risque. La réalisation d'une évaluation de 2^e niveau vise alors à augmenter la précision de l'analyse, à réduire l'incertitude entourant les différents choix méthodologiques et hypothèses retenus et à obtenir une estimation plus réaliste de l'exposition des récepteurs écologiques.

Si toutes les valeurs sont égales ou inférieures à l'unité (≤ 1), alors l'évaluation du risque écotoxicologique est terminée en concluant qu'il y a absence de risque pour l'ensemble des récepteurs écologiques selon les informations disponibles et l'analyse qui en est faite.

Rappelons que dans le cadre de la présente étude, l'évaluation du risque écotoxicologique constitue une analyse de 1^{er} niveau (dépistage). Par conséquent, les scénarios et hypothèses retenus et décrits ci-après sont basés sur l'approche du pire cas réaliste (conservateur).

6.1.5.2 Niveau de précision

En évaluation du risque écotoxicologique préliminaire (niveau 1), le niveau de précision se définit par le degré de conservatisme de l'évaluation et vise à vérifier l'absence de risque significatif.

Un scénario d'exposition spécifique peut être élaboré en considérant certaines hypothèses conservatrices, notamment :

- ▶ La zone contaminée se limite à une aire sous les bâtiments considérée comme à nu (sans béton ni bâtiment) d'une superficie de 7 283 m²;
- ▶ L'utilisation du 95^e centile des concentrations des substances d'intérêt mesurées dans les sols de la zone considérée pour le calcul des doses d'exposition et du risque;
- ▶ L'utilisation du 95^e centile des concentrations des substances d'intérêt mesurées dans les sols pour estimer, à partir de coefficients de partage (FBC, Kps, etc.) ou de régressions, les concentrations dans l'eau de surface (mares d'eau temporaires), dans les vers de terre et dans les plantes terrestres;
- ▶ Une approche générale conservatrice concernant les facteurs de bioconcentration des contaminants du sol dans les plantes, les vers de terre et les petits mammifères (pente et ordonnée à l'origine de la droite de régression ou 90^e centile du facteur de bioconcentration);
- ▶ L'utilisation de la valeur moyenne des paramètres d'exposition chez les récepteurs animaux (ex. : taux d'ingestion de sol, de nourriture et d'eau, domaine vital);
- ▶ Les processus de dégradation qui sont considérés inopérants;
- ▶ L'exposition a lieu durant toute l'année sans considérer le couvert de neige, la migration des récepteurs et les périodes d'hibernation ou d'hivernation.

L'ensemble de ces paramètres est décrit plus en détail à la section suivante en fonction de chaque récepteur écologique d'intérêt.

6.2 MÉTHODE D'ÉVALUATION ET DE CALCUL DU RISQUE ÉCOTOXICOLOGIQUE

En évaluation du risque écotoxicologique préliminaire (niveau 1), le risque écotoxicologique est estimé au moyen de la méthode du quotient. Cette méthode permet de vérifier l'absence d'un risque significatif, sans toutefois caractériser son ampleur. Elle est utilisée pour estimer qualitativement le risque pour tout récepteur exposé à un agent stressant (substance d'intérêt).

L'équation générale de la méthode du quotient est la suivante :

$$RE = \sum_{j=1}^n (EE_j / VR_j)$$

où :

RE = risque estimé pour une substance

EE_j = exposition estimée pour la voie d'exposition j

VR_j = valeur de référence pour la voie d'exposition j

Le risque estimé est donc obtenu par la sommation des rapports entre la valeur d'exposition et la valeur de référence correspondant au niveau de réponse tolérable pour le récepteur.

Lors de la réalisation du 1^{er} niveau d'analyse, le risque est estimé selon une méthode dite déterministe qui consiste à attribuer aux différents paramètres du calcul de la dose ou concentration d'exposition des valeurs uniques correspondant à celles se situant proche des extrêmes observés en fonction des hypothèses retenues. L'estimation ainsi obtenue prend la forme d'une valeur unique (*point estimate*) et comporte un degré relativement élevé de conservatisme.

6.2.1 Description des scénarios spécifiques et méthode d'estimation de l'exposition

À la suite de l'analyse du modèle conceptuel présenté à la figure 6 et des différents paramètres d'évaluation, divers scénarios spécifiques ont été définis pour chaque récepteur écologique considéré.

6.2.1.1 Généralités

L'exposition peut être définie comme étant le contact entre un récepteur écologique et un agent chimique, physique ou biologique. Quant à l'estimation de l'exposition, c'est la méthode qui permettra de quantifier ce contact en termes de quantité de l'agent stressant aux zones d'échange ou aux tissus cibles du récepteur, de voies d'exposition affectées, de durée et de fréquence d'exposition.

Le niveau d'exposition d'un récepteur s'exprime généralement en fonction d'une dose quotidienne d'exposition exprimée en milligramme de substance par kilogramme de poids corporel par jour, ou

en fonction d'une concentration d'exposition ou de contact dans un milieu donné (ex. : concentration de métaux dans le sol en mg/kg).

Les sections qui suivent décrivent, pour chaque récepteur écologique retenu, la méthode de calcul des doses ou des concentrations d'exposition.

6.2.1.2 *Organismes de contact (microorganismes du sol, plantes terrestres et invertébrés du sol)*

Le sol est le principal compartiment par lequel les microorganismes, les végétaux et les vers de terre peuvent être exposés par contact direct. Le contact direct réfère au contact, toutes voies confondues, avec le compartiment environnemental considéré sans distinguer les phases dans lesquelles se trouve le contaminant, ni les voies d'exposition précises. Pour les invertébrés du sol (ver de terre), bien que l'ingestion de sol soit une voie d'exposition importante, il n'est pas pertinent d'estimer l'exposition en distinguant l'ingestion et le contact cutané. En effet, la plupart des tests de toxicité effectués sur ce récepteur décrivent et quantifient des effets toxiques en fonction des concentrations d'un contaminant dans le sol ou dans le substrat utilisé. Les effets observés et rapportés sont ceux qui résultent de l'exposition simultanée par contact et par ingestion.

En considérant le scénario de base conservé (sols sous le bâtiment à nu et biodisponibles), les paramètres statistiques retenus pour définir la concentration initiale des différentes substances d'intérêt dans le sol ont été choisis en fonction de l'approche (déterministe) et du niveau d'analyse (niveau 1). Ainsi, pour ces trois groupes de récepteurs, l'exposition sera directement fonction du 95^e centile des concentrations des substances mesurées dans les sols.

6.2.1.3 *Avifaune (merle d'Amérique)*

D'une manière générale, l'avifaune peut être exposée aux différentes substances chimiques de multiples façons, soit : par inhalation, par ingestion de nourriture, d'eau et de sol et par contact cutané avec le sol. Tel que décrit lors de l'assemblage du modèle conceptuel, l'ingestion de nourriture, d'eau de surface et de sol sont les seules voies d'exposition jugées pertinentes dans le contexte de l'étude.

Les sources de nourriture que l'on pourrait retrouver dans la zone d'étude et qui contribuent à l'exposition aux agents stresseurs sont, dans le cas du merle d'Amérique (omnivore), les plantes terrestres (55,7 %) et les vers de terre (44,3 %) [39]. L'ingestion accidentelle de sol a été estimée à environ 4,65 % dans le cas du merle [40-41]. L'annexe 7 contient plus de détails concernant les paramètres d'exposition retenus.

Ainsi, pour les récepteurs aviaires, l'exposition aux agents stresseurs se calcule au moyen de l'équation suivante :

$$E_{ing} = E_n + E_s + E_e$$

où :

E_{ing} = exposition attribuable à l'ingestion (mg/kg/j)

E_n = exposition par ingestion de nourriture (mg/kg/j)

E_s = exposition par ingestion de sol (mg/kg/j)

E_e = exposition par ingestion d'eau de surface (mg/kg/j)

Les différents termes de cette équation se calculent comme suit :

$$E_n = \left(\frac{TI_n \times C_n}{PC} \right) \times \left(\frac{S_n}{DV} \right)$$

où :

TI_n = taux d'ingestion de nourriture (kg/j)

C_n = concentration du contaminant dans la nourriture (mg/kg de poids frais)

PC = poids corporel (kg)

S_n = superficie potentiellement contaminée (ha)

DV = domaine vital de l'organisme (ha)

$$E_s = \left(\frac{TI_s \times C_s}{PC} \right) \times \left(\frac{S_n}{DV} \right)$$

où :

TI_s = taux d'ingestion de sol (kg/j)

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

PC = poids corporel (kg)

S_n = superficie potentiellement contaminée (ha)

DV = domaine vital de l'organisme (ha)

$$E_e = \left(\frac{TI_e \times C_e}{PC} \right) \times \left(\frac{S_n}{DV} \right)$$

où :

TI_e = taux d'ingestion d'eau (L/j)

C_e = concentration du contaminant dans l'eau (mg/L)

PC = poids corporel (kg)

S_n = superficie potentiellement contaminée (ha)

DV = domaine vital de l'organisme (ha)

Les doses d'exposition ont été calculées suivant une approche déterministe (résultat de l'équation de base) en utilisant le 95^e centile des concentrations dans le sol du site à l'étude.

La concentration des différentes substances d'intérêt dans la nourriture (vers de terre et plantes terrestres) a été estimée en accord avec les recommandations de Sample *et al.* [42-43] dans le cas des composés inorganiques, et suivant la référence de l'INSPQ (2005) [23] dans le cas des composés organiques, et ce, pour une estimation générale. Ainsi, l'estimation a été faite au moyen des modèles de régressions ou des facteurs de bioconcentration (90^e centile) selon la substance considérée en utilisant les valeurs maximales des concentrations des substances mesurées dans le sol (annexe 8).

La concentration des substances dans l'eau de surface a été estimée à partir du 95^e centile des concentrations des substances mesurées dans le sol, du coefficient de partage sol/eau (K_d) (substances inorganiques) et du coefficient d'adsorption sur la matière organique (K_{oc}) et de la fraction de carbone organique dans le sol (f_{oc}) (substances organiques) (annexe 8).

6.2.1.4 Mammifères (*musaraigne cendrée, campagnol des champs*)

À l'instar des oiseaux, les mammifères terrestres peuvent être exposés aux agents stressants par inhalation, par ingestion de nourriture, d'eau et de sol et par contact cutané avec le sol et l'eau. Tel que décrit lors de l'assemblage du modèle conceptuel, l'ingestion de nourriture, d'eau de surface et de sol sont les seules voies d'exposition jugées pertinentes dans le contexte de l'étude; l'inhalation étant considérée comme négligeable.

Les sources de nourriture que l'on pourrait retrouver dans la zone d'étude et qui contribuent à l'exposition aux CP sont les invertébrés du sol (100 %) pour la musaraigne cendrée [44], et les plantes terrestres (100 %) pour le campagnol des champs [45].

L'ingestion accidentelle de sol a été estimée à environ 9,4 % de la nourriture ingérée pour la musaraigne cendrée [40], et à 2,4 % pour le campagnol [40, 45]. L'annexe 7 apporte plus de détails concernant les paramètres d'exposition utilisés.

Ainsi, l'exposition des mammifères aux agents stresseurs se calcule au moyen de l'équation suivante :

$$E_{ing} = E_n + E_s + E_e$$

où :

E_{ing} = exposition attribuable à l'ingestion (mg/kg/j)

E_n = exposition par ingestion de nourriture (mg/kg/j)

E_s = exposition par ingestion de sol (mg/kg/j)

E_e = exposition par ingestion d'eau de surface (mg/kg/j)

Les différents termes de cette équation se calculent comme suit :

$$E_n = \left(\frac{TI_n \times C_n}{PC} \right) \times \left(\frac{S_n}{DV} \right)$$

où :

TI_n = taux d'ingestion de nourriture (kg/j)

C_n = concentration du contaminant dans la nourriture (mg/kg de poids frais)

PC = poids corporel (kg)

S_n = superficie potentiellement contaminée (ha)

DV = domaine vital de l'organisme (ha)

$$E_s = \left(\frac{TI_s \times C_s}{PC} \right) \times \left(\frac{S_n}{DV} \right)$$

où :

TI_s = taux d'ingestion de sol (kg/j)

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

PC = poids corporel (kg)

S_n = superficie potentiellement contaminée (ha)

DV = domaine vital de l'organisme (ha)

$$E_e = \left(\frac{TI_e \times C_e}{PC} \right) \times \left(\frac{S_n}{DV} \right)$$

où :

TI_e = taux d'ingestion d'eau (L/j)

C_e = concentration du contaminant dans l'eau (mg/L)

PC = poids corporel (kg)

S_n = superficie potentiellement contaminée (ha)

DV = domaine vital de l'organisme (ha)

Les doses d'exposition ont été calculées suivant une approche déterministe (résultat de l'équation de base) en utilisant le 95^e centile des concentrations des substances mesurées dans le sol.

La concentration des différentes substances d'intérêt dans la nourriture (vers de terre et plantes terrestres) a été estimée en accord avec les recommandations de Sample *et al.* [42-43] dans le cas des composés inorganiques, et suivant la référence de l'INSPQ (2005) [23] dans le cas des composés organiques, et ce, pour une estimation générale. Ainsi, l'estimation a été faite au moyen des modèles de régressions ou des facteurs de bioconcentration (90^e centile) selon la substance considérée en utilisant les valeurs maximales des concentrations des substances mesurées dans le sol (annexe 8).

La concentration des substances dans l'eau de surface a été estimée à partir du 95^e centile des concentrations des substances mesurées dans le sol, du coefficient de partage sol/eau (K_d) (substances inorganiques) et du coefficient d'adsorption sur la matière organique (K_{oc}) et de la fraction de carbone organique dans le sol (f_{oc}) (substances organiques) (annexe 8).

6.22 Plan de suivi et d'analyse de l'incertitude et plan d'assurance et de contrôle de la qualité

L'évaluation globale des risques estimés doit s'effectuer en considérant les différentes sources d'incertitude et de variabilité associées à l'estimation des doses ou concentrations d'exposition et aux valeurs de référence utilisées.

6.2.2.1 Plan de suivi et d'analyse de l'incertitude (PSAI)

Le niveau de connaissance sur la qualité des sols en place permettant de juger de l'ampleur de la contamination peut être considéré satisfaisant, compte tenu du nombre de prélèvements réalisés et de leur localisation sur le site.

Par ailleurs, les données relatives aux différents paramètres d'exposition ont été tirées de la littérature. Le niveau d'incertitude ou la variabilité entourant ces valeurs est généralement précisé (écart-type, coefficient de détermination). Toutefois, les données concernant certains paramètres,

tels le domaine vital des mammifères et des oiseaux dans le secteur à l'étude, n'ont pas toujours été quantifiées ou été vérifiées *in situ*.

Quant à l'incertitude entourant les valeurs de référence écotoxicologiques, celle-ci dépend de la source de données utilisées ainsi que des limites associées à la méthodologie utilisée. La majorité des valeurs utilisées ont été tirées du document du CEAEQ [38], mais certaines, au niveau des HAP, proviennent d'une revue de littérature et ont déjà été approuvées par le CEAEQ. Soulignons enfin qu'aucun test écotoxicologique ou mesure directe de l'exposition n'a été réalisé sur les récepteurs ciblés.

6.2.2.2 *Plan d'assurance et de contrôle de la qualité (PACQ)*

Précisons en premier lieu que toutes les données de caractérisation des sols ou d'eau souterraine ont fait l'objet d'un contrôle de la qualité, lors de l'échantillonnage ou des analyses en laboratoire. De plus, la procédure d'échantillonnage suivie se veut conforme aux directives émises par le MDDEP.

Les certificats d'analyses chimiques ainsi que les programmes de contrôle de la qualité qui ont été produits dans le cadre des études de caractérisation environnementale menées dans la zone d'étude sont disponibles dans chacun des rapports. Les informations relatives aux diverses campagnes de caractérisation réalisées sur le site sont résumées à la section 4.

Quant aux paramètres de mesure utilisés, toutes les valeurs sont documentées par une revue de littérature approfondie et ont par la suite été vérifiées individuellement avant la modélisation. De plus, chaque équation a fait l'objet d'une vérification pour s'assurer de la conformité des résultats obtenus. Toutes les données pertinentes au calcul du risque peuvent être retrouvées dans les différents tableaux et annexes du présent document.

6.3 DÉTERMINATION DES VALEURS ÉCOTOXICOLOGIQUES DE RÉFÉRENCE

Les VTR ont été obtenues du CEAEQ pour sept (7) des douze (12) substances préoccupantes dans le cadre de cette étude [38]. Elles ont été établies essentiellement à partir des données de toxicité présentées dans différents rapports d'études provenant du laboratoire national d'Oak Ridge (ORNL) et du département américain de l'énergie (USDOE).

Une revue de littérature nous a permis d'ajouter cinq (5) substances préoccupantes à cette liste (acénaphène, anthracène, fluoranthène, phénanthrène, pyrène). Les VTR ont été déterminées selon la procédure du CEAEQ (2000) [38] (voir Annexe 9).

Précisons que dans le cadre de la présente étude, il s'agit des valeurs dites intérimaires correspondant au niveau N2 de protection (20 % d'effet acceptable) défini par le CEAEQ pour un usage résidentiel et commercial [38]. Ce niveau a été retenu afin de considérer l'usage prévu du site.

Dans le cas des récepteurs mammifères, une dose équivalente (définie en fonction de l'espèce retenue) a été calculée sur la base du temps physiologique en fonction du poids corporel à partir de l'équation suivante :

$$D_{\text{espfaun}} = D_{\text{esptest}} \times \left(\frac{PC_{\text{esptest}}}{PC_{\text{espfaun}}} \right)^{1/4}$$

où :

D_{espfaun} = dose équivalente pour l'espèce faunique retenue (mg/kg/j)

D_{esptest} = dose définie pour l'espèce testée (mg/kg/j)

PC_{esptest} = poids corporel de l'espèce testée (kg)

PC_{espfaun} = poids corporel de l'espèce faunique retenue (kg)

Le tableau 13 présente les valeurs de références retenues dans le cadre de cette évaluation des risques.

6.4 ESTIMATION DU RISQUE ÉCOTOXICOLOGIQUE

Afin de répondre aux besoins de la PÉRE, toutes les informations pertinentes permettant la réalisation des activités d'évaluation ont été colligées.

Les sections qui suivent présentent les résultats des activités d'évaluation qui ont permis d'estimer le profil d'exposition, de calculer le risque pour les différents récepteurs considérés et d'interpréter la portée, compte tenu des différentes sources de variabilité et d'incertitude. Les recommandations sont par ailleurs présentées à la sous-section 6.6.

Rappelons que l'utilisation est de type « résidentiel et commerciale » en milieu urbain et que le calcul du risque est basé sur des sols de remblais actuels sous les bâtiments. Les tableaux 14 et 15 présentent les indices de risques écotoxicologiques calculés en fonction du 95^e centile des concentrations de contaminants présents dans le sol. Les prochaines sections présentent les dépassements du seuil acceptable du risque calculé pour chacun des récepteurs écologiques considérés dans cette analyse.

6.4.1 Plantes terrestres

Les indices de risque calculés pour les végétaux montrent que deux (2) contaminants préoccupants inorganiques présenteraient un risque théorique. En effet, les indices de risque pour le **plomb**, et le **sélénium** sont supérieurs à l'unité. Le risque associé au site calculé pour le sélénium reste toutefois inférieur au risque théorique calculé pour des sols dont les concentrations respecteraient le critère B, soit résidentiel, du MDDEP.

6.4.2 Invertébrés du sol

Selon les résultats présentés, il appert que la présence de **plomb** dans le remblai contaminé du site serait problématique pour les invertébrés (ex. : vers de terre) hypothétiquement présents au niveau de certaines zones dans les sols du terrain.

6.4.3 Microorganismes du sol

Pour les microorganismes, les indices de risque liés à la présence de **manganèse** dans les sols du site à l'étude sont supérieurs à 1. Notons toutefois que ce risque associé au site reste inférieur au risque calculé pour des sols dont les concentrations respecteraient le critère A, soit le bruit de fond, de la Politique du MDDEP.

6.4.4 Avifaune (merle d'Amérique)

L'indice de risque calculé pour le merle dans le cas du **plomb** par la méthode déterministe est supérieur à l'unité.

6.4.5 Mammifères (musaraigne cendrée, Campagnol des champs)

Il appert que les CP relevés dans le sol sur le site ne représentent pas de risque pour la musaraigne cendrée et le campagnol des champs. Les indices de risque théorique calculés pour le ces récepteurs par la méthode déterministe sont tous inférieurs à l'unité.

6.5 ÉVALUATION DES ÉLÉMENTS D'INCERTITUDE

L'évaluation globale des risques estimés doit s'effectuer en considérant les différentes sources d'incertitude et de variabilité associées à l'estimation des doses ou concentrations d'exposition et aux valeurs de référence utilisées.

6.5.1 Incertitude associée à l'estimation de l'exposition

Outre l'hypothèse conservatrice voulant que les sols sous le bâtiment soient accessibles et biodisponibles, les principales variations inhérentes aux concentrations des substances dans le sol et aux paramètres d'exposition (taux d'ingestion, poids corporel, domaine vital, etc.) sont les principaux éléments qui contribuent à l'incertitude et à la variabilité associées à l'exposition et au risque estimé.

Dans la présente évaluation, le calcul du risque est basé sur l'utilisation d'une valeur déterministe s'appuyant sur une approche conservatrice, soit l'utilisation du 95^e centile de la distribution des concentrations des substances mesurées dans les sols à nu sous le bâtiment. Utilisée dans un contexte de dépistage (niveau 1), cette méthode tend à produire une estimation conservatrice de l'exposition et permet, lorsque les indices de risque calculés sont inférieurs à l'unité, de conclure à l'absence de risque avec un degré de confiance relativement élevé. En revanche, le choix de paramètres conservateurs entraîne une surestimation de l'exposition et du risque qui en découle.

Il faut comprendre que pour la majorité, sinon la totalité des récepteurs écologiques ciblés, le contact, direct ou indirect avec le sol contaminé, varie de façon spatio-temporelle, de sorte qu'une exposition réaliste de ces organismes s'approche beaucoup plus de la valeur moyenne des concentrations des substances dans le sol. À titre d'exemple, dans le cas présent, l'utilisation du 95^e centile des concentrations dans le sol (voir tableau 2) plutôt que la moyenne, entraîne une surestimation des risques calculés par exemple pour les plantes pouvant atteindre près de 77 % dans le cas du B(a)P et d'environ 74 % dans le cas du plomb.

De plus, l'estimation des concentrations dans l'eau de surface ou dans la nourriture (ex. : ver de terre, plante) à partir d'un coefficient de partage ou d'équations de régression ajoute à la surestimation de l'exposition puisque les valeurs calculées peuvent excéder par plus d'un ordre de grandeur les valeurs mesurées sur un site.

Quant aux paramètres d'exposition utilisés pour les oiseaux et les mammifères, il est difficile de juger directement du niveau d'incertitude et de la variabilité liés à la dose d'exposition calculée sans avoir recours à une approche probabiliste (ex. : simulations de Monte Carlo). Toutefois, ces paramètres sont généralement moins sensibles et moins variables que les concentrations estimées ou mesurées dans les compartiments environnementaux ou médias d'exposition.

Par ailleurs, les calculs de l'exposition pour l'ensemble des récepteurs écologiques ciblés n'ont pas tenu compte de la durée réelle du contact entre les médias d'exposition ou les sources alimentaires (ex. : sol, végétation)

6.5.2 Incertitude associée aux valeurs de référence

Les valeurs de référence utilisées pour les récepteurs terrestres dans le cadre de cette étude ont été en partie établies par le CEAEQ (2000) [38] à partir des données de toxicité présentées dans les documents publiés par l'ORNL dans les années 1990. Les valeurs de références calculées par notre équipe selon cette même méthode ont été approuvées par le CEAEQ. La méthodologie utilisée se distingue selon qu'il s'agisse d'un côté de mammifères et d'oiseaux, ou de l'autre, de végétaux, d'invertébrés terrestres et de micro-organismes. Mis à part la détermination de niveaux de protection (N1, N2 et N3) correspondant à un usage ou à une sensibilité donnée d'un site contaminé ainsi qu'à différents seuils d'effets toxicologiques (10, 20, 40 %), le CEAEQ a également défini certains facteurs d'incertitude ou d'extrapolation selon le type d'étude et la qualité des données disponibles. Il faut souligner que dans la plupart des cas, le choix de la méthode de calcul de seuils d'effets correspondant aux niveaux de protection souhaités à partir de données publiées par ORNL (règle de 3, régression linéaire), ne prend pas en compte l'allure sigmoïde généralement observée des courbes doses/réponse et a tendance à sous-estimer les capacités de régulation par homéostasie des récepteurs écologiques. Quoique justifiée en raison des limites des données (ex. : un seul seuil d'effet), cette approche entraîne un degré élevé de conservatisme.

Les données concernant la toxicité des substances sur les plantes, les invertébrés (ver de terre) et les micro-organismes du sol proviennent d'études scientifiques généralement réalisées en laboratoire et dont les méthodologies respectives diffèrent sur de nombreux points. Par

conséquent, elles présentent une grande variabilité dont les sources les plus importantes sont les suivantes :

- ▶ le type d'effet observé pour un organisme donné;
- ▶ les paramètres de mesure (*endpoint*) retenus pour évaluer un effet donné;
- ▶ les différences intra et interspécifiques;
- ▶ les caractéristiques physico-chimiques du substrat utilisé;
- ▶ la forme chimique de la substance testée;
- ▶ la durée de l'expérimentation;
- ▶ le facteur lié aux différences de biodisponibilité des substances entre l'expérimentation en laboratoire et la réalité du terrain (*Lab to field factor*).

Ainsi, lors de l'élaboration des valeurs de référence pour les récepteurs terrestres, la procédure la plus adéquate pour réduire l'incertitude est d'utiliser les données issues des études dont les conditions expérimentales et les organismes utilisés présentent le plus de similitudes avec la situation à l'étude. Dans le cas présent, une telle procédure n'a pas été utilisée.

6.5.3 Incertitude associée au risque estimé

Dans le cadre de la présente étude, la variabilité ou l'incertitude associée au risque estimé dépend essentiellement de celle attribuable au calcul de la dose ou concentration d'exposition et du choix des valeurs de référence utilisées. Dans ce dernier cas, il faut rappeler que les valeurs choisies correspondent au niveau 3 de protection défini par le CEAEQ pour un usage commercial et industriel (ou niveau 2 en l'absence de valeurs intérimaires pour le niveau 3). Néanmoins, lorsque l'on considère le niveau de conservatisme utilisé de manière générale pour les calculs du risque et la période d'accessibilité des sols contaminés (exposition réelle) pour les récepteurs écologiques, l'incertitude entourant le risque estimé atteint plus d'un ordre de grandeur et réduit le risque par un facteur équivalent.

Par ailleurs, plusieurs substances d'intérêt, notamment certains HAP, n'ont pu être évaluées puisque aucune valeur de référence écotoxicologique n'est disponible. Dans ce contexte, il est impossible de conclure quant aux effets ou aux risques attribuables à tous les congénères. En revanche, l'hypothèse voulant que la réduction du risque associé aux substances évaluées soit applicable aux autres substances peut être avancée.

6.6 GESTION DU RISQUE ÉCOTOXICOLOGIQUE

Dans le cadre de la présente évaluation du risque écotoxicologique, différentes hypothèses ont été formulées sur la base de la présence d'agents stressants (substances d'intérêt) à des concentrations supérieures au critère générique A de la Politique du MDDEP dans les sols situés sous le bâtiment.

En considérant la règle de décision et le niveau de précision retenu (niveau 1) ainsi que l'hypothèse des sols à nu, le plomb présent dans les sols sous les bâtiments représenterait un

risque théorique pour les organismes de contact colonisant les sols de surfaces et les oiseaux pouvant fréquenter le site. Le sélénium et le manganèse ressortent aussi comme contaminants à risque pour les plantes et les micro-organismes respectivement, mais ces risques restent inférieurs aux risques calculés pour des concentrations équivalentes aux critères résidentiels (B) et au bruit de fond (A) pour ces deux substances.

Mentionnons cependant qu'en plus d'une surestimation considérable du risque en raison des hypothèses conservatrices utilisées, le futur projet d'aménagement des bâtiments industriels en résidences n'implique pas l'altération ou la destruction des structures et de la dalle de béton. Ainsi, l'exposition des récepteurs écologiques à la contamination peut être considérée comme nulle, éliminant par le fait même le danger relié au caractère toxique du plomb, du manganèse, et du sélénium.

Par conséquent, dans ce cas précis de contamination sous les bâtiments, et en considérant le niveau d'exposition nul des récepteurs écologiques, aucune mesure de gestion impliquant une décontamination n'est suggérée. Toutefois, en raison du niveau de contamination décelé sur le site, il importe néanmoins de maintenir en tout temps l'intégrité de la surface de recouvrement (dalle de béton) afin de s'assurer que les sols contaminés n'entrent pas en contact direct ou indirect avec les occupants ou les utilisateurs du site. Dans l'éventualité où des travaux de construction nécessiteraient l'excavation des sols et/ou des matières résiduelles contaminés, la gestion des matériaux devrait alors se faire en respectant les normes et approches définies dans le RPRT et/ou le RMD.

7 ÉVALUATION DES IMPACTS SUR L'EAU SOUTERRAINE

7.1 IMPACTS SUR L'EAU SOUTERRAINE

7.1.1 Impacts réels ou appréhendés

Les critères et normes applicables sont utilisés pour définir un impact et sont appliqués en fonction du ou des récepteurs identifiés à la sous-section 4.3.2. Un impact réel est défini comme une situation effective au lieu d'impact alors qu'un impact appréhendé est défini comme un impact prévisible, considérant la nature dynamique de la contamination de l'eau souterraine. Plus précisément, il y a impact réel ou appréhendé lorsqu'il y a :

- ▶ contamination d'un puits, d'une prise d'eau ou d'un réseau de distribution d'eau, au-delà des critères fixés pour l'eau de consommation;
- ▶ Contamination de l'eau souterraine au-delà des critères fixés pour l'eau de consommation d'une zone aquifère de classe I;
- ▶ contamination de l'eau souterraine au-delà des critères fixés pour l'eau de consommation d'une zone aquifère de classe II et dont l'utilisation à des fins d'alimentation sera requise pour assurer la réalisation de projets de développement;
- ▶ contamination de l'eau souterraine faisant résurgence ou susceptible de faire résurgence dans les eaux de surface, au-delà des critères fixés pour la protection des eaux de surface;
- ▶ infiltration effective ou probable dans un réseau d'égout d'une eau souterraine contaminée au-delà des critères fixés pour la protection des eaux de surface;
- ▶ émanation effective, à partir des eaux souterraines contaminées, de substances volatiles présentant un risque pour la santé et la sécurité des personnes ou étant une cause d'inconfort.

Pour les HP C₁₀-C₅₀ qui sont un paramètre intégrateur, les impacts doivent être évalués uniquement pour le réseau d'égout pluvial et le réseau d'égout domestique, en fonction des normes de rejet aux égouts existantes. On ne peut conclure à un impact pour les autres récepteurs susceptibles d'être touchés (puits d'eau potable, cours d'eau, etc.) car plusieurs paramètres spécifiques (HAM, HHT, HAP, BPC, etc.) peuvent influencer les concentrations en HP C₁₀-C₅₀. Ainsi, les concentrations en HP C₁₀-C₅₀ obtenues dans l'eau souterraine donnent une première indication de la présence de contamination par des hydrocarbures dans l'eau souterraine, mais les impacts de l'eau souterraine doivent être évalués en tenant compte de paramètres spécifiques choisis en fonction du type de contamination suspectée sur le terrain.

Les informations disponibles et discutées à la sous-section 4.4.2. permettent d'identifier le réseau d'égout sur le site ainsi que dans l'axe des rues Saint-Urbain et Saint-Zotique Ouest comme les

récepteurs potentiels de la nappe de surface. La rivière des Prairies a été écartée comme récepteur potentiel sur la base de la distance entre le site et le milieu récepteur.

Sur la base des analyses en HAP, HAM, HAC, HP C₁₀-C₅₀ et en métaux réalisées sur l'eau souterraine de quatre puits échantillonnés en 2008 et en 2010 sur la propriété à l'étude, toutes les substances d'intérêt montraient des teneurs nettement inférieures aux normes ou critères applicables de la CMM. Par conséquent, aucun impact n'est appréhendé au niveau de l'eau souterraine retrouvée sur le site.

7.1.2 Impacts potentiels (seuils d'alerte)

Les seuils d'alerte servent à définir les situations où il n'y a pas d'impact réel ou appréhendé mais où le niveau de contamination de l'eau souterraine est suffisamment important pour conclure à un impact potentiel. Ils correspondent à une fraction des critères d'usage et sont en fonction des récepteurs susceptibles d'être touchés par la contamination et de la classification des eaux souterraines.

Dans le cas présent, cette évaluation n'a pas à être réalisée puisqu'un impact réel ou appréhendé a déjà été identifié à la section précédente pour les récepteurs susceptibles d'être touchés par l'eau souterraine présente sur le site à l'étude et que les récepteurs sont essentiellement les conduites d'égout.

8 CONCLUSION

Deux (2) évaluations environnementales de site (ÉES phase I, II) menées par InspecSol et un échantillonnage complémentaire réalisé par Le Groupe Solroc ont été accomplis entre 2008 et 2009 dans ce secteur. Les résultats obtenus pour les portions du site sous les bâtiments sis au 6650 et 6666, rue Saint-Urbain à Montréal ont révélé la présence de sols contaminés en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et en métaux dont les teneurs pouvaient dépasser les valeurs limites de l'annexe II du *Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains* (RPRT).

Au niveau de l'eau souterraine, les résultats récents des ÉES au niveau de la propriété montrent une concentration en plomb dans l'eau souterraine supérieure aux critères « résurgence dans les eaux de surface ou infiltration dans les égouts » (RESIE) du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP).

Considérant le maintien en place de sols dépassant les valeurs limites du RPRT, Le Groupe Solroc a opté pour un plan de gestion s'appuyant sur les conclusions d'une évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques et des impacts sur l'eau souterraine.

Au niveau toxicologique, en considérant la règle de décision et le niveau de précision retenu (niveau 1) ainsi que l'hypothèse des sols à nu, le manganèse, dans le cas des travailleurs, ressort comme contaminant à risque au niveau des effets non cancérigènes, mais ces risques restent inférieurs aux risques calculés pour des concentrations équivalentes au critère de bruit de fond (A) pour cette substance. Dans un même ordre d'idée et selon les calculs réalisés pour la population environnante, le manganèse (tous les groupes d'âge) et l'arsenic (7 mois à 4 ans) ressortent comme contaminants à risque au niveau des effets non cancérigènes. À l'instar des travailleurs, ces risques sont majoritairement associés au bruit de fond (A). Le dibenzo(a,l)pyrène, l'arsenic, et le plomb représentent toutefois un risque additionnel de cancer pour la population environnante.

Au niveau écotoxicologique, en considérant la règle de décision et le niveau de précision retenu (niveau 1) ainsi que l'hypothèse des sols à nu, le plomb présent dans les sols sous les bâtiments représenterait un risque théorique pour les organismes de contact colonisant les sols de surfaces et les oiseaux pouvant fréquenter le site. Le sélénium et le manganèse ressortent aussi comme contaminants à risque pour les plantes et les micro-organismes respectivement, mais ces risques restent inférieurs aux risques calculés pour des concentrations équivalentes aux critères résidentiels (B) et au bruit de fond (A) pour ces deux substances.

Quant à l'eau souterraine, aucun impact n'est appréhendé sur la base du dépassement des normes applicables de la CMM associées à une résurgence et à l'infiltration dans les égouts. Par conséquent, aucun suivi de l'eau souterraine n'est recommandé.

9 RECOMMANDATIONS

9.1 MESURES DE GESTION DES SOLS

L'évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques a de prime abord permis de déterminer que dans leur état actuel et selon les hypothèses considérées (ex. : sols à nu sans dalle de béton, absence de bâtiment, 95^e centile des concentrations de contaminants dans le remblai sous les bâtiments), les sols contaminés présents sous les bâtiments de la propriété sise au 6650 et 6666, rue Saint-Urbain à Montréal présenteraient un potentiel de risque pour la santé humaine et pour l'environnement.

Toutefois, le futur projet d'aménagement des bâtiments industriels en résidences implique le maintien de la dalle de fondation en béton ainsi que des bâtiments. Ainsi, l'exposition des récepteurs écologiques et humains à la contamination peut être considérée comme nulle, éliminant par le fait même le risque relié au caractère toxique des HAP et des métaux présents dans les sols contaminés sous les bâtiments. Cette relation entre l'exposition, le danger (sols contaminés) et le risque peut s'exprimer par l'équation suivante :

$$\text{RISQUE} = \text{EXPOSITION} \times \text{DANGER}$$

La notion de danger fait appel au caractère toxique ou dangereux du contaminant lui-même (ex. : HAP). Le niveau de danger peut être évalué notamment sur la base d'études toxicologiques ou épidémiologiques. L'existence d'une situation dangereuse (ex. : présence d'une substance chimique) n'implique pas à elle seule un risque pour la santé (Danger \neq Risque). L'exposition des récepteurs humains ou écologiques à ce produit doit être réelle et quantifiable (Exposition >0).

Dans le contexte actuel, il est admis que les substances chimiques retrouvées dans le sol sous les bâtiments du site (métaux, HAP) constituent un danger potentiel en raison de la toxicité connue inhérente à ces substances. Le dépassement des critères ou normes d'usage souligne également le caractère dangereux de ces substances à une concentration donnée dans le sol selon le type d'usage considéré. Toutefois, sur la base des données disponibles, l'exposition des récepteurs écologiques et humains aux sols contaminés une fois les mesures de gestion de risque appliquée sera négligeable, voire nulle (Exposition = 0; Risque = 0). De fait, la présence de bâtiments empêche toute volatilisaton ou érosion éolienne des particules contaminées (ex. : plomb) du sol sous-jacent vers l'air extérieur ou l'air intérieur du bâtiment.

Par conséquent, dans ce cas précis de contamination sous les bâtiments, et en considérant le niveau d'exposition nul des récepteurs écologiques et humains, les sols contaminés peuvent être maintenus en place et aucune mesure de gestion impliquant une décontamination n'est recommandée. Toutefois, en raison du niveau de contamination décelé sur le site, il importe néanmoins de maintenir en tout temps l'intégrité de la surface de recouvrement (dalle de béton) afin de s'assurer que les sols contaminés n'entrent pas en contact direct ou indirect avec les



occupants ou les utilisateurs du site. Dans l'éventualité où des travaux de construction ou d'aménagement nécessiteraient l'excavation des sols contaminés, la gestion des matériaux devrait alors se faire en respectant les normes et approches définies dans le RPRT.

Quant à l'eau souterraine, aucun suivi de l'eau souterraine n'est recommandé sur la base des mesures effectuées sur le site.

10 REFERENCES

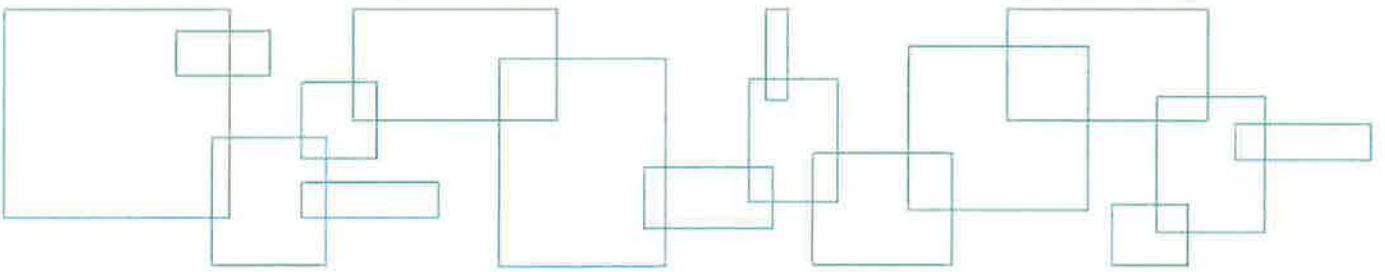
1. Inspec-Sol, 2008. *Le Groupe Shapiro, Étude de caractérisation phase I, Manufacture de vêtements, 6650 et 6666, rue Saint-Urbain, Montréal, Québec.* 28 p. + annexes.
2. Inspec-Sol, 2008. *Le Groupe Shapiro, Étude de caractérisation phase II, Manufacture de vêtements, 6650 et 6666, rue Saint-Urbain, Montréal, Québec.* 38 p. + annexes.
3. Le Groupe SolRoc, 2009. *Caractérisation complémentaire des sols du terrain 6650 et 6666 rue St-Urbain à Montréal - Certificats d'analyses et log de forage seulement.* Montréal.
4. Le Groupe SolRoc, 2010. *Caractérisation complémentaire de l'eau souterraine du terrain 6650 et 6666 rue St-Urbain à Montréal - Certificats d'analyse transmis le 30 août 2010.* Montréal.
5. National Research Council (NRC), 1983. *Risk Assessment in the Federal Government : Managing the Process.* National Research Council (NRC). Washington, DC.
6. Canadian Council of the Ministers of Environment (CCME), 1996. *A Framework for Ecological Risk Assessment : General Guidance.* Canadian Council of the Ministers of Environment (CCME). En-108-4/10-1996E. Winnipeg, Manitoba.
7. Canadian Council of the Ministers of Environment (CCME), 1997. *A Framework for Ecological Risk Assessment : Technical Appendices.* Canadian Council of the Ministers of Environment (CCME). Winnipeg, Manitoba.
8. CCME, 2001. *Canada-wide standards for petroleum hydrocarbons (PHC) in soil.* Canadian Council of the Ministers of the Environment. 8.
9. Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec (CEAEQ), 1998. *Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés.* Ministère de l'Environnement et de la Faune, Gouvernement du Québec. Montréal, Québec. 139.
10. Environnement Canada, 1997. *Évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire conformément à la Loi canadienne sur la protection de l'environnement - Série de la Protection de l'Environnement.* Environnement Canada, Division de l'évaluation des produits chimiques, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux. Guide Version 1.0 - SPE/2/CC/3F. Hull, Québec.
11. Ministère de la santé et des services sociaux (MSSS), 2002. *Évaluation du risque toxicologique au Québec. Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et l'examen de réhabilitation de terrains contaminés.* Ministère de la santé et des services sociaux (MSSS). Montréal, Québec.
12. Santé Canada, 2004. *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie I : L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine.* Division des sites contaminés, Programme de la sécurité des milieux. Ottawa, Ontario. 35 pages.
13. U.S. EPA, 1989. *Risk Assessment Guidance for Superfund - Volume I - Human Health Evaluation Manual (Part A).* US Environmental Protection Agency, Office of Emergency and Remedial Response. EPA/540/1-89/002. Washington, DC.

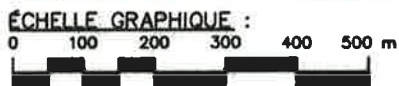
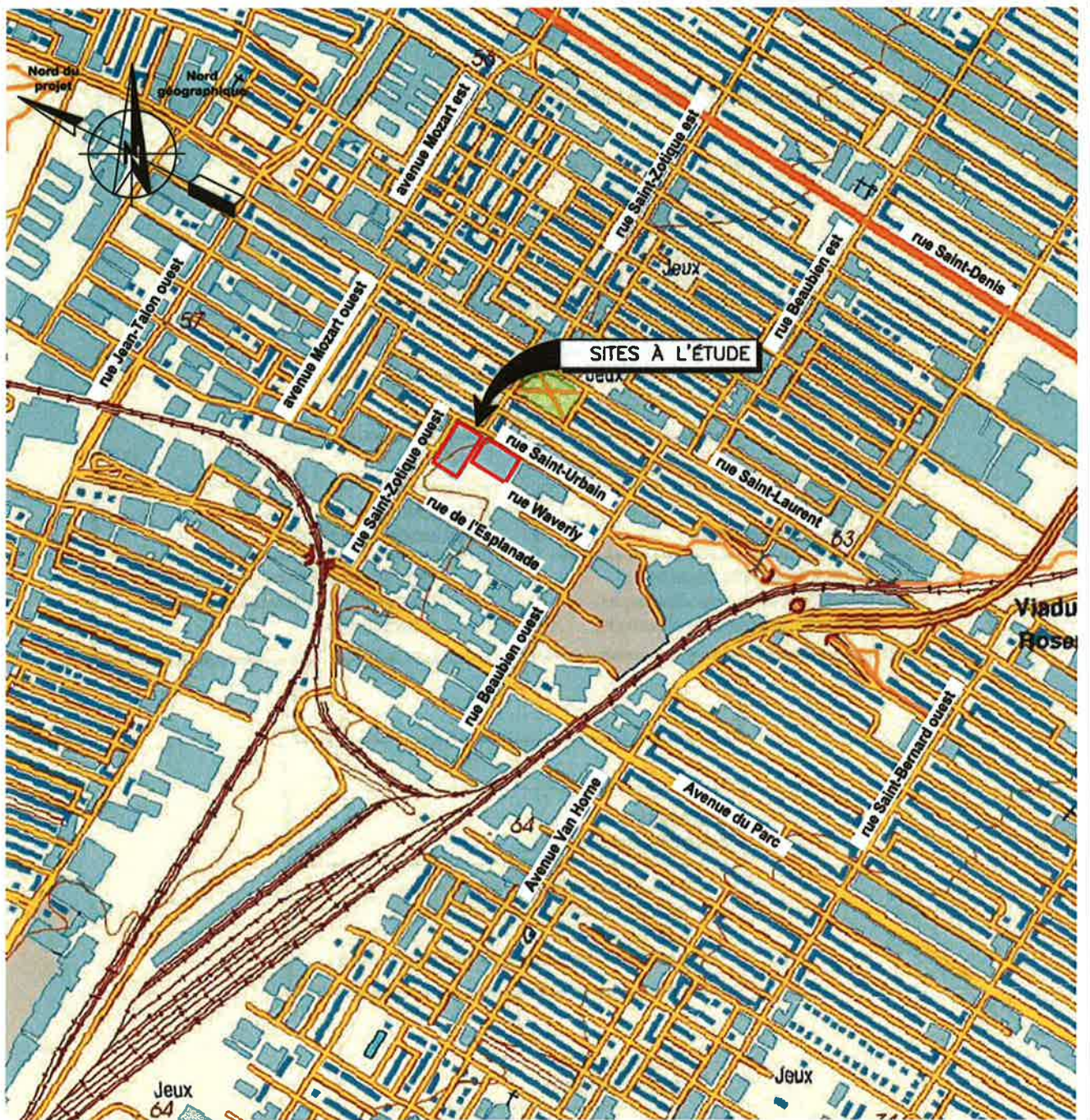
14. U.S. EPA, 1991. *Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume I - Human Health Evaluation Manual (Part B - Development of Risk-based Preliminary Remediation Goals)*. US Environment Protection Agency, Office of Emergency and Remedial Response. EPA/540/R-92/003. Washington, D.C. United States.
15. U.S. EPA, 1998. *Guidelines for Ecological Risk Assessment*. United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) - Risk Assessment Forum. EPA/630/R-95/002F. Washington, DC. 114 et annexes.
16. World Health Organization (WHO), 1999. *Principles for the Assessment of Risks to Human Health from Exposure to Chemicals - Environmental Health Criteria 210*. World Health Organization (WHO), United Nations Environment Programme, International Labour Organisation. Geneva, Switzerland. 105.
17. Canadian Council of the Ministers of Environment (CCME), 2001. *Canada-Wide Standards for Petroleum Hydrocarbons (PHCs) in Soil - User Guidance*. O'Connor Associated Environmental Inc. and Meridian Environmental Inc. for the Canadian Council of the Ministers of Environment (CCME). Winnipeg, Manitoba.
18. American Society for Testing and Materials (ASTM), 2000. *Standard Guide for Risk-Based Corrective Action*. American Society for Testing and Materials (ASTM). ASTM E2081-00. West Conshohocken, Pennsylvania.
19. Statistique Canada. *Recensement du Canada de 2006*. 2007 2a septembre 2007 [cited 2007 26 septembre 2007]; <http://www12.statcan.ca/francais/census06/release/index.cfm>.
20. Environnement Canada. *Normales climatiques au Canada 1971-2000*. 2010 2009-01-14 [cited 2010 2010-02-10]; http://www.climat.meteo.ec.gc.ca/climate_normals/results_f.html.
21. MEFQ, 1999. *Guide de classification des eaux souterraines du Québec, Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (1998)*. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEFQ), Service des pesticides et des eaux souterraines, Direction des politiques des secteurs agricole et naturel, Direction Générale de l'environnement.
22. MSSS, 2009. en préparation. *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale pour la santé humaine au Québec. 2e édition*. Ministère de la Santé et de Services Sociaux. 161 p.
23. Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ), 2005. *Validation des critères B et C de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. Protection de la santé humaine*. Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ), Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels. 66 pages + annexes.
24. Santé Canada, 2007. *Le programme des sites contaminés. L'évaluation du risque pour les sites contaminés fédéraux au Canada. Partie I : L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine. Version 2.0*. Santé Canada, Division des sites contaminés, Programme de la sécurité des milieux. Ottawa, Ontario. 79 pages.
25. U.S. EPA, 2004. *Risk Assessment Guidance for Superfund - Volume 1 - Human Health Evaluation Manual - Part E - Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment - Final*. US Environmental Protection Agency, Office of Superfund Remediation and Technology. EPA/540/R/99/005.
26. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996. *Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques*. Groupe d'analyse de risque, Direction des Laboratoires. Québec. 771.

27. Canadian Council of the Ministers of Environment (CCME), 1996. *A Soil Protocol for the Derivation of Environmental and Human Health Soil Quality Guidelines*. Canadian Council of the Ministers of Environment (CCME). CCME-EPC-101-E. En-108-4/8-1996E.
28. Santé Canada, 1994. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement. L'évaluation du risque à la santé humaine des substances d'intérêt prioritaire*. Santé Canada, Ministre des Approvisionnements et Services Canada. En40-215/41F. Ottawa, Canada. 47.
29. U.S. EPA, 1997. *Exposure Factors Handbook, Volume I, II and III - General Factors, Food Ingestion, Activity Factors*. United States Environmental Protection Agency, Office of Health and Environmental Assessment, National Center for Environmental Assessment. EPA/600/P-95/002Fa. Washington.
30. Baars, A. J., Theelen, R.M.C., Janssen, P.J.C.M., et al., 2001. *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM. Report # 711 701 023. Bilthoven. 297.
31. Doornaert, B. and A. Pichard, 2003. *Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAPs) - Évaluation de la relation dose-réponse pour des effets cancérigènes : Approche substance par substance (facteurs d'équivalence toxique -FET) et approche par mélange - Évaluation de la relation dose-réponse pour des effets noncancérigènes : Valeurs Toxicologiques de Références (VTR)*. INERIS - Unité d'Expertise Toxicologique des Substance Chimiques (ETSC) Direction des Risques Chroniques. INERIS-DRC-03-47026-ETSC-BDo-N° 03DR177.doc.64.
32. Presidential / Congressional Commission (PCC) on Risk Assessment and Risk Management, 1997. *Risk Assessment and Risk Management in Regulatory Decision-making*. Presidential / Congressional Commission (PCC) on Risk Assessment and Risk Management. Final Report, Volume 2. Washington. D.C. 213.
33. Timmermann, 1989. *Risks Concepts in Environmental Impact Assessment.*, in *Risk Perspective on Environmental Impact Assessment*, A. P. Grima, Fowle, C.D. & Munn, R.E., Editor.
34. Kocher, D. C. and F. O. Hoffman, 1991. *Regulating Environmental Carcinogens : Where Do We Draw the Line?* *Environmental Science & Technology*, **25** (2): 1986-1989.
35. Kocher, D. C. and F. O. Hoffman, 1996. *Comment on An Approach for Balancing Health and Ecological Risks at Hazardous Waste Sites*. *Risk Analysis*, **16** 295-297.
36. Travis, C., et al., 1987. *Cancer Risk Management. A Review of 132 Federal Regulatory Decisions*. *Environmental Science and Technology*, **21** (5): 415-420.
37. Smith, A. H., et al., 1996. *Consideration of Background Exposures in the Management of Hazardous Waste Sites : a New Approach to Risk Assessment*. *Society for Risk Analysis*, **16** 619-625.
38. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ), 2000. *Valeurs de référence intérimaires pour les récepteurs terrestres*. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ), Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Écotoxicologie et évaluation. Québec, Québec. 129.
39. Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec (CEAEQ), 2005. *Paramètres d'exposition chez les oiseaux - Merle d'Amérique*. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. Fiche descriptive. Québec, Québec. 19 pages.
40. Beyer, W. N., et al., 1994. *Estimates of soil ingestion by wildlife*. *Journal of Wildlife Management*, **58** (2): 375-382.

41. Sample, B. E. and G. W. Suter II, 1994. *Estimating exposure of terrestrial wildlife to contaminants*. Oak Ridge National Laboratory, Environmental Sciences Division, for the US Department of Energy, Office of Environmental Restoration and Waste Management. ES/ER/TM-125 - DRAFT, internal use only. Oak Ridge, Tennessee. 48.
42. Sample, B. E., et al., 1997. *Methods and tools for estimation of the exposure of terrestrial wildlife to contaminants*. Oak Ridge National Laboratory, Environmental Sciences Division, managed by Lockheed Martin Energy Research Corp., for U.S. Department of Energy. ORNL/TM-13391 - Publication No. 4650. Oak Ridge, Tennessee. 148.
43. Sample, B. E., et al., 1998. *Development and validation of bioaccumulation models for earthworms*. Oak Ridge National Laboratory for U.S. Department of Energy. ES/ER/TM-220. Oak Ridge, Tennessee. 45.
44. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ), 2006. *Paramètres d'exposition chez les mammifères - musaraigne cendrée*. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. Fiche descriptive. Québec, Québec. 16.
45. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ), 2006. *Paramètres d'exposition chez les mammifères - Campagnol des champs*. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. Fiche descriptive. Québec, Québec. 19 pages.

Figures





SOURCE :
 - CARTE TOPOGRAPHIQUE MRNF, 31H12-0102, MONTRÉAL-NORD

CE DOCUMENT D'INGÉNIERIE EST L'OEUVRE DE LVM ET EST PROTÉGÉ PAR LA LOI. IL EST DESTINÉ EXCLUSIVEMENT AUX FINS QUI Y SONT MENTIONNÉES. TOUTE REPRODUCTION OU ADAPTATION, PARTIELLE OU TOTALE, EN EST STRICTEMENT PROHIBÉE SANS AVOIR PRÉALABLEMENT OBTENU L'AUTORISATION ÉCRITE DE LVM.

Projet

LE GROUPE SOLROC
 ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES ET ÉCOTOXICOLOGIQUES ET IMPACTS SUR L'EAU SOUTERRAINE
 6650 ET 6666, RUE SAINT-URBAIN, MONTRÉAL, QC

Titre

FIGURE 1
LOCALISATION DE LA ZONE D'ÉTUDE
CONSIDÉRÉE POUR L'ANALYSE DE RISQUES

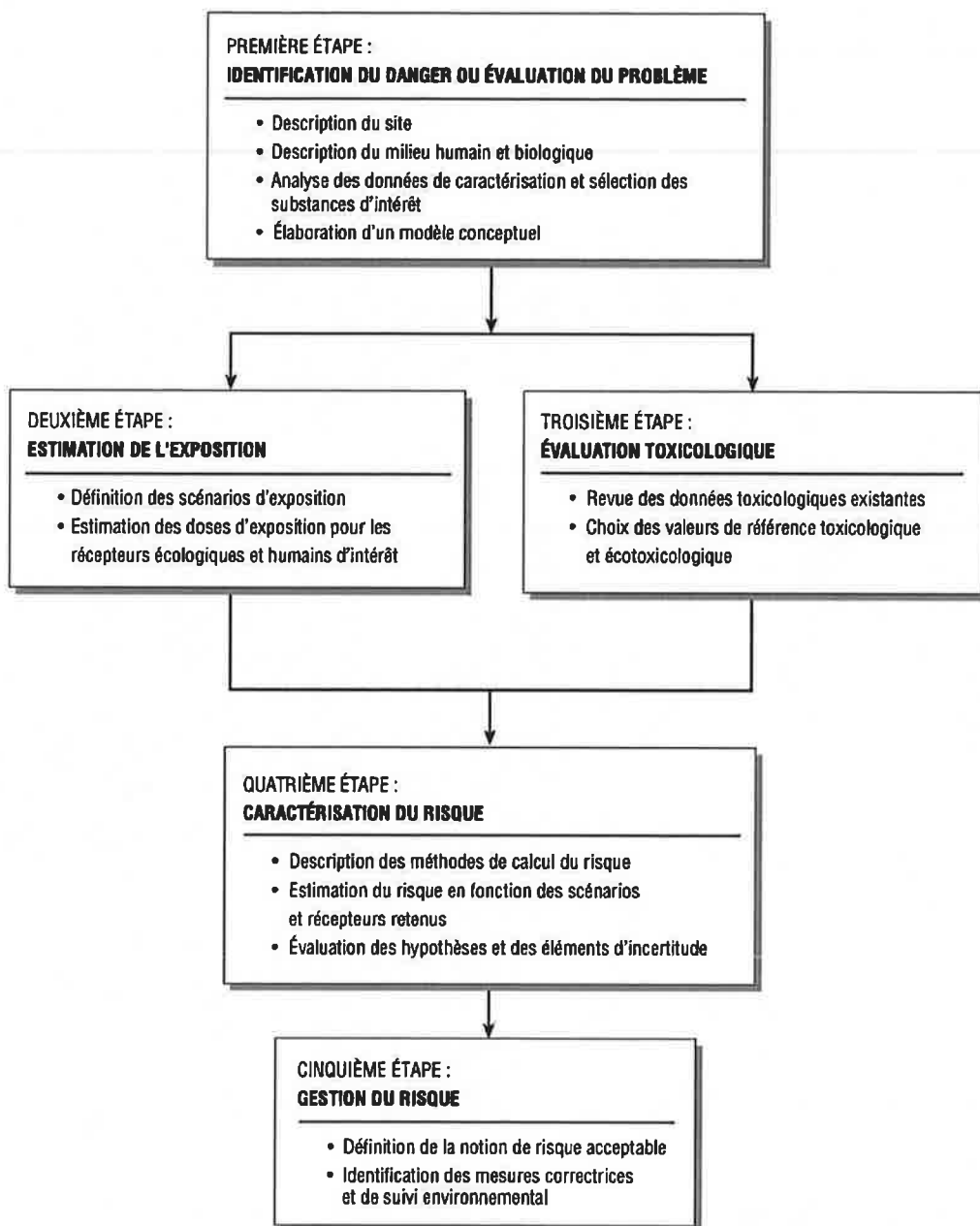
LVM LVM inc.
 1080, côte du Beaver Hall, bureau 300
 Montréal (Québec) H2Z 1S8
 Téléphone : 514 281 5151
 Télécopieur : 514 798 8790

Préparé D. Marchand	Discipline Environnement	Chargé de projet D. Marchand
Dessiné J.-M. Robert	Échelle 1 : 10 000	Extrait de: Rév.:
Vérifié S. Loranger	Date 2010-10-13	

Serv. maître	Projet	Lot	Sous-Lot	Disc.	N° Dessin	Rév.
045	P035070	0101	000	AR	0101	00





G:\045\p035070\35_CAD\Acif.101\045-P035070-0101AR-0101-00.dwg

Figure 2 : Démarche générale de l'évaluation de risques toxicologiques et écotoxicologiques





LÉGENDE :

-  LIMITE DE SECTEUR
-  SECTEUR D'EMPLOI
-  SECTEUR MIXTE (COMMERCIAL, RÉSIDENTIEL)
-  SECTEUR RÉSIDENTIEL

SOURCE :
- AFFECTATION DU SOL, VILLE DE MONTRÉAL, 2008

Projet	LE GROUPE SOLROC ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES ET ÉCOTOXICOLOGIQUES ET IMPACTS SUR L'EAU SOUTERRAINE 6650 ET 6666, RUE SAINT-URBAIN, MONTRÉAL, QC
Titre	FIGURE 3 OCCUPATION DU TERRITOIRE ENVIRONNANT LES PROPRIÉTÉS SISES AU 6650 ET 6666, RUE SAINT-URBAIN




LVM		LVM inc. 1080, côte du Beaver Hall, bureau 300 Montréal (Québec) H2Z 1S8 Téléphone : 514.281.5151 Télécopieur : 514.798.8790	
Préparé D. Marchand	Discipline Environnement	Chargé de projet D. Marchand	
Dessiné J.-M. Robert	Échelle 1 : 5 000	Extrait de: Rév.:	
Vérifié S. Loranger	Date 2010-10-13		
045	P035070	0101	000 AR 0103 00



CE DOCUMENT D'INGÉNIERIE EST L'OEUVRE DE LVM ET EST PROTÉGÉ PAR LA LOI. IL EST DESTINÉ EXCLUSIVEMENT AUX FINS QUI Y SONT MENTIONNÉES. TOUTE REPRODUCTION OU ADAPTATION, PARTIELLE OU TOTALE, EN EST STRICTEMENT PROHIBÉE SANS AVOIR PRÉALABLEMENT OBTENU L'AUTORISATION ÉCRITE DE LVM.

G:\045\PO35070\es_cad\Achiv.101\045-P035070-0101-00.dwg

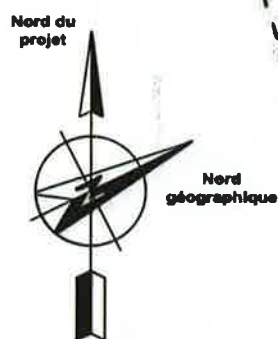
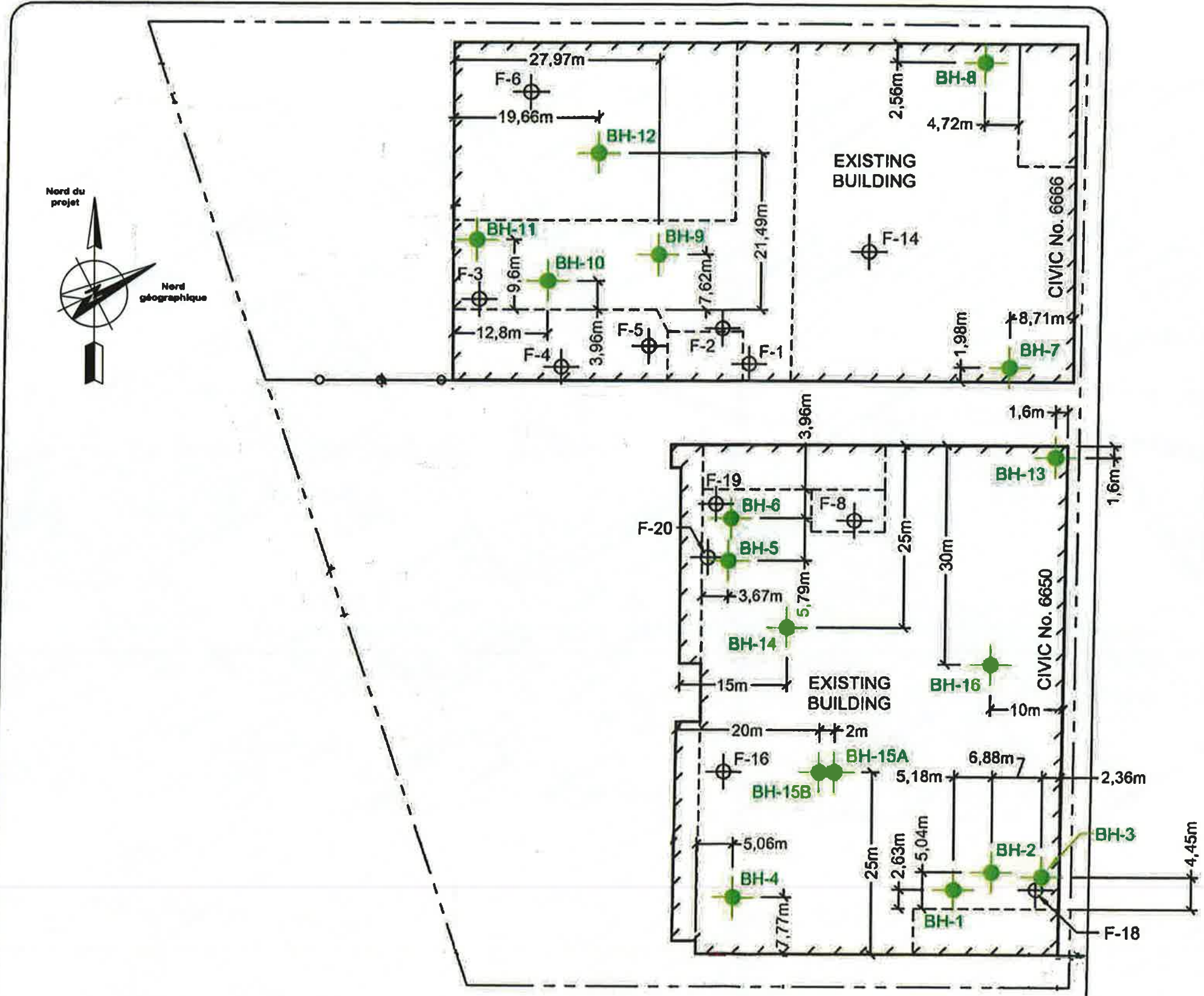
LÉGENDE :

-  BOREHOLE BY OTHERS
-  BOREHOLE BY SOLROC
-  TEST PIT BY SOLROC

SOURCE :
 - HELENGO INVESTMENTS LTD, ENVIRONMENTAL SITE ASSESSMENT - PHASE III
 LE GROUPE SOLROC
 DESSIN # 090778E3-1, LOCATION OF TEST PITS AND BOREHOLES
 SEPTEMBRE 1, 2009

Projet	LE GROUPE SOLROC ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES ET ÉCOTOXICOLOGIQUES ET IMPACTS SUR L'EAU SOUTERRAINE 6650 ET 6666, RUE SAINT-URBAIN, MONTRÉAL, QC
Titre	FIGURE 4 LOCALISATION DES STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE DES SOLS CONSIDÉRÉES POUR L'ANALYSE DE RISQUES

LVM		LVM inc. 1080, côte du Beaver Hall, bureau 300 Montréal (Québec) H2Z 1S8 Téléphone : 514.281.5151 Télécopieur : 514.798.8790	
Préparé D. Marchand	Discipline Environnement	Chargé de projet D. Marchand	
Dessiné J.-M. Robert	Échelle 1 : 600	Extrait de: Rév.:	
Vérifié S. Lavange	Date 2019-10-13		
045	P035070	0101	000
AR	0104	00	



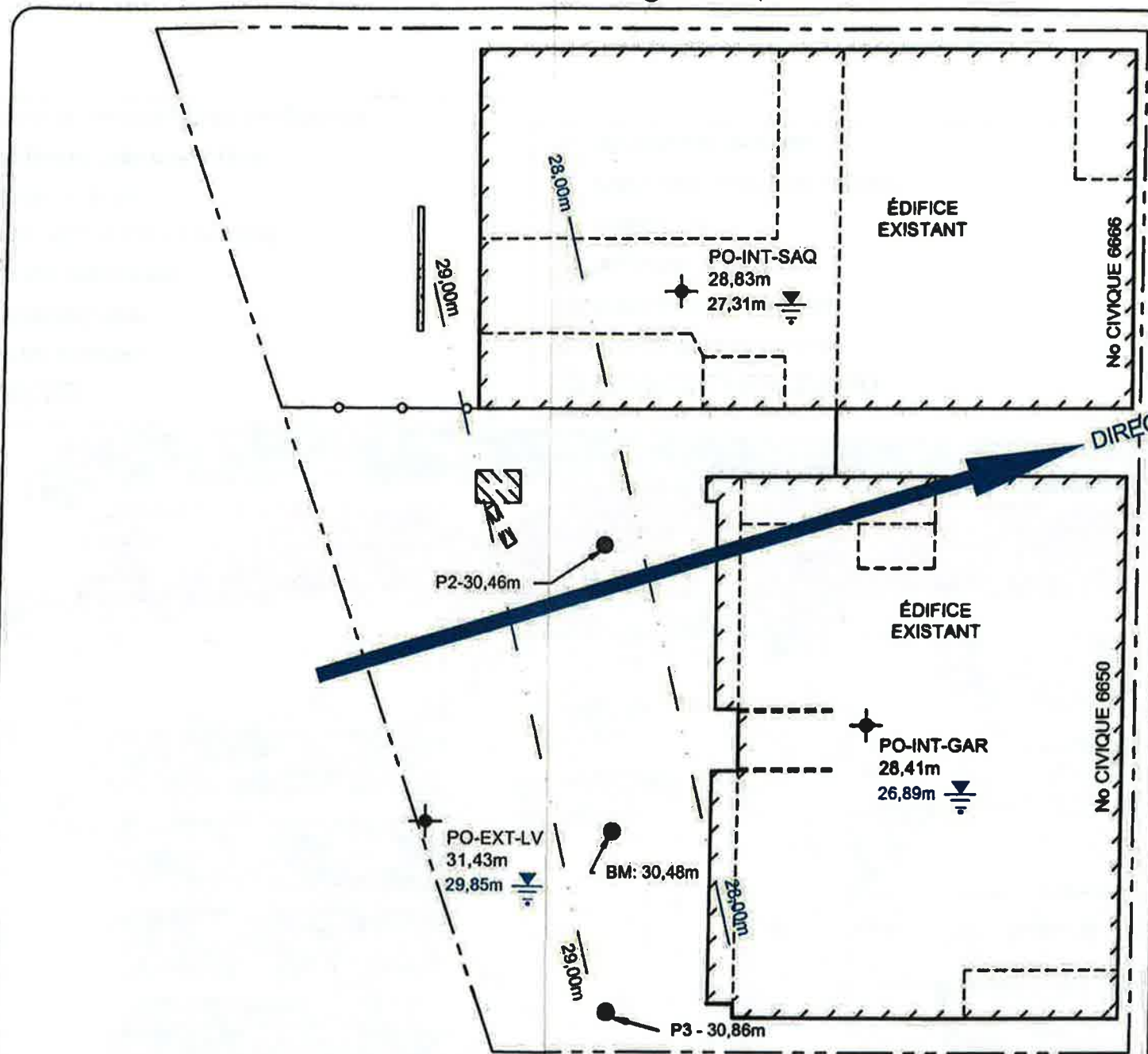
CE DOCUMENT D'INGÉNIERIE EST L'OEUVRE DE LVM ET EST PROTÉGÉ PAR LA LOI. IL EST DESTINÉ EXCLUSIVEMENT AUX FINS QUI Y SONT MENTIONNÉES. TOUTE REPRODUCTION OU ADAPTATION, PARTIELLE OU TOTALE, EN EST STRICTEMENT PROHIBÉE SANS AVOIR PRÉALABLEMENT OBTENU L'AUTORISATION ÉCRITE DE LVM.

C:\045\p035070\25_CAD\Aeff.101\045-P035070-0101AR-0101-00.dwg

RUE ST-ZOTIQUE OUEST

P1 - 28,53m

AVENUE DE L'ESPLANADE



LÉGENDE

✦ PUIS D'OBSERVATION



LE GROUPE SOLROC

9212 6804 QUÉBEC INC.

DATE: LE 23 SEPTEMBRE 2010

APPROUVÉ PAR:

DESSINÉ PAR:

ÉCHELLE: 1:750 SI

A. B.

D. D.

PARAMÈTRES HYDROGÉOLOGIQUES

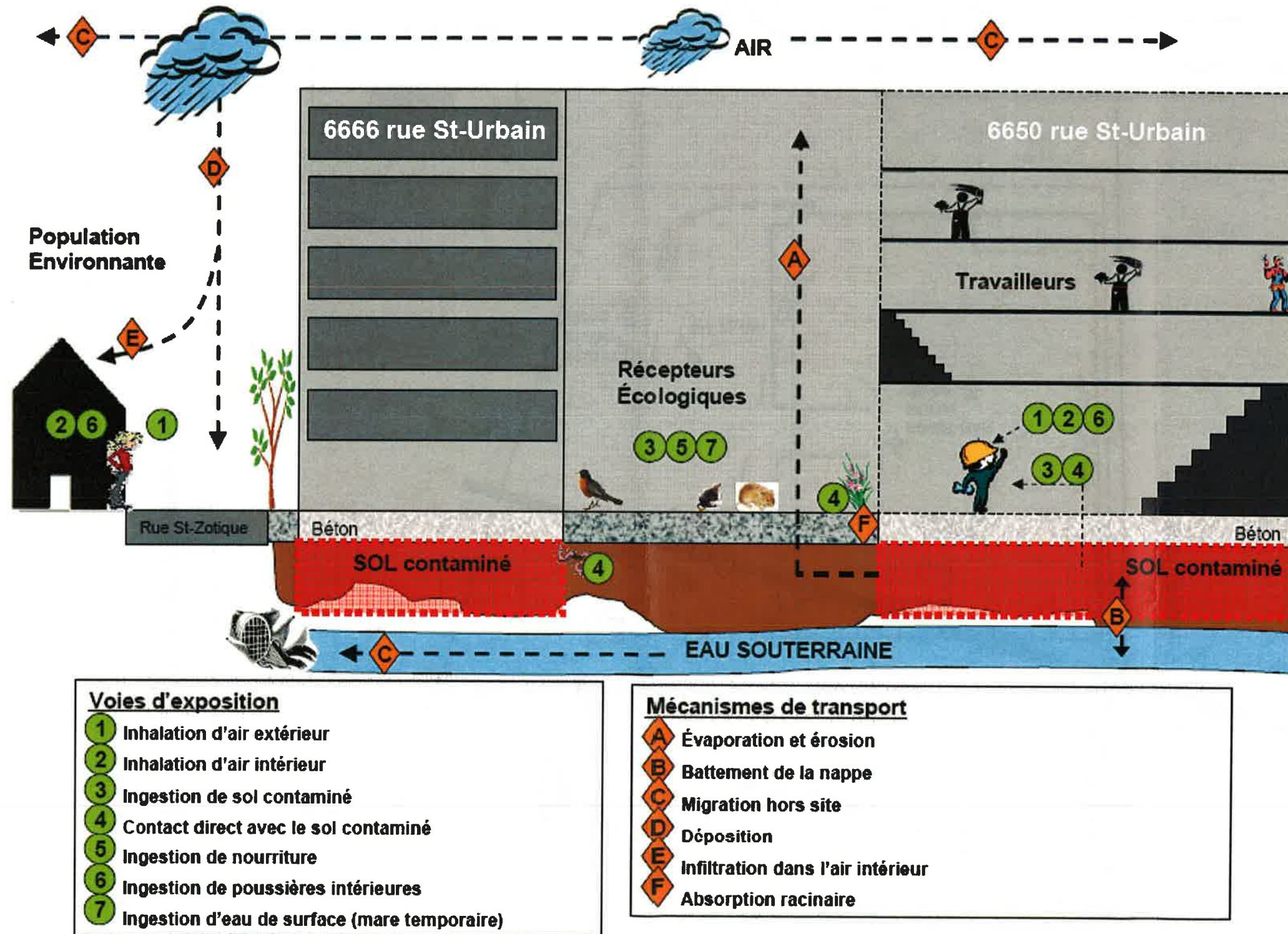
RÉHABILITATION ENVIRONNEMENTALE

DESSIN NO:

MONTRÉAL - QUÉBEC

091141R-2

Figure 6 : Modèle conceptuel du devenir et de l'exposition humaine et environnementale aux contaminants présents dans le sol sous les bâtiments sis au 6650 et au 6666, rue Saint-Urbain (état pendant aménagement)



Tableaux

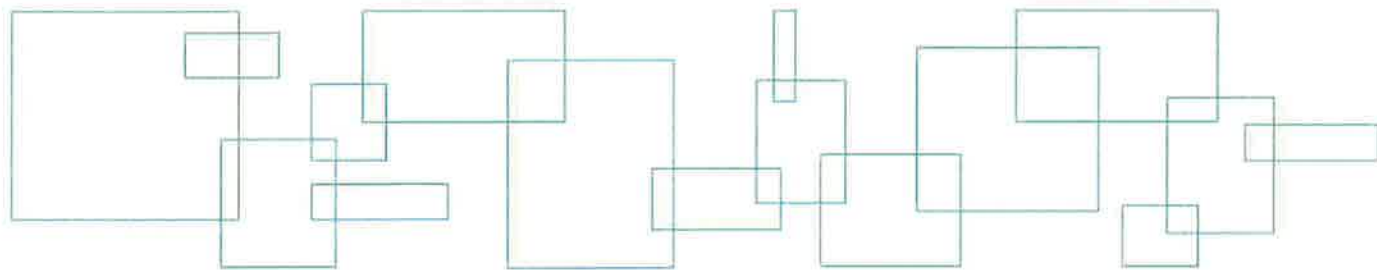


Tableau 1 : Sommaire des études environnementales de sites utilisées pour la présente évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques

Campagne de caractérisation (Firme, date du rapport)	Type étude	Media	Date d'échantillonnage	Méthode	Nombre de stations	Nom des stations	Nombre de prélèvements	Nombre d'échantillons analysés	Nombre d'échantillons analysés retenus	Paramètres analysés (effectif)
Inspec Sol (décembre 2008)	Phase II	Sol (intérieur des bâtiments)	Oct-Nov 2008	Sondages	12	F1 à F6, F8, F14, F16, F18 à F20	12	12	12	HP C ₁₀ -C ₅₀ (10), 25 HAP (9), 14 Mtx et inorg (7), HAM (5), 15 HAC (5), 18 phénols (2), Éthylglycol (2), Nitrobenzène (3), 6 Phthalates (1)
		Matière résiduelle	Oct-Nov 2008	Forages	3	F13, F15, F24	3	3	0	Huiles et graisses (3), Phénols (3), 18 mtx et inorg (3)
		Eau souterraine	Octobre 2008	Puits d'observation	3	PO-7, PO-9, PO-10	3	1	0	9 HAM (1), 5 HAC (1)
SOLROC (2009)	Échantillonnage complémentaire	Sol (intérieur des bâtiments)	août 2009	Forages	16	BH1 à BH16	16	16	16	HP C ₁₀ -C ₅₀ (12), 25 HAP (16), 13 mtx et inorg (16)
				Tranchées	7	TR1 à TR7	7	7	0	HP C ₁₀ -C ₅₀ (7), 25 HAP (7), 13 mtx et inorg (7)
SOLROC (2010)	Échantillonnage complémentaire	Eau souterraine	août 2010	Puits d'observation	3	PO-INT-SAQ, PO-INT-GAR, PO-EXT-LV	3	3	3	HP C ₁₀ -C ₅₀ (3), 13 HAP (3), 30 COV (3), 6 mtx et inorg (3)

Paramètres: COV : Contaminants organiques volatils

HAC : Hydrocarbures aliphatiques chlorés

HAM : Hydrocarbures aromatiques monocycliques

HAP : Hydrocarbures aromatiques polycycliques

HP : Hydrocarbures pétroliers C10-C50

inorg : Substances inorganiques

Mtx : Métaux

Tableau 2 : Statistiques descriptives des concentrations des substances mesurées dans les sols du site 6650-6666, Saint-Urbain (Solroc)

Substances	Effectif	Moyenne arithmétique	LSC95%	Coefficient de variation	90 ^e centile	95 ^e centile	Valeur maximale	Critères généraux pour les sols du MDDEP (mg/kg) ⁽⁶⁾				Nombre de dépassements			
								A région Basses Terres	B Annexe I	C Annexe II	> A région Basses Terres	> B Annexe I	> C Annexe II		
Hydrocarbures aromatiques polycycliques															
Acénaphthène (mg/kg)	25	0,11	0,12	26%	0,10	0,18	0,20	0,1	10	100	2	0	0		
Acénaphthylène (mg/kg)	25	0,10	0,10	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	10	100	0	0	0		
Anthracène (mg/kg)	25	0,19	0,30	128%	0,28	0,86	1,00	0,1	10	100	6	0	0		
Benzo(a)anthracène (mg/kg)	25	0,30	0,51	172%	0,62	1,02	2,50	0,1	1	10	8	2	0		
Benzo(a)pyrène (mg/kg)	25	0,28	0,47	159%	0,56	0,92	2,20	0,1	1	10	9	1	0		
Benzo(b+g)fluoranthène (mg/kg)	25	0,49	0,86	179%	1,10	1,82	4,10	0,1	1	10	10	4	0		
Benzo(c)phénanthrène (mg/kg)	25	0,11	0,13	39%	0,10	0,18	0,30	0,1	1	10	2	0	0		
Benzo(g,h,i)perylène (mg/kg)	25	0,19	0,29	128%	0,36	0,56	1,20	0,1	1	10	5	1	0		
Chrysène (mg/kg)	25	0,33	0,54	160%	0,66	1,26	2,40	0,1	1	10	9	2	0		
Dibenzof(a,h)anthracène (mg/kg)	25	0,11	0,14	54%	0,10	0,10	0,40	0,1	1	10	1	0	0		
Dibenzof(a,h)pyrène (mg/kg)	25	0,10	0,10	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	1	10	0	0	0		
Dibenzof(a,j)pyrène (mg/kg)	25	0,10	0,10	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	1	10	0	0	0		
Dibenzof(a,l)pyrène (mg/kg)	25	0,12	0,17	82%	0,10	0,18	0,60	0,1	1	10	2	0	0		
Diméthyl-1,3 naphthalène (mg/kg)	25	0,10	0,10	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	1	10	0	0	0		
Diméthyl-7,12 Benzo(a)anthracène (mg/kg)	25	0,10	0,10	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	1	10	0	0	0		
Fluoranthène (mg/kg)	25	0,10	0,10	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	1	10	0	0	0		
Fluorène (mg/kg)	25	0,65	1,13	180%	1,36	2,60	5,30	0,1	10	100	12	0	0		
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène (mg/kg)	25	0,11	0,12	26%	0,10	0,18	0,20	0,1	10	100	2	0	0		
Méthyl-1 naphthalène (mg/kg)	25	0,17	0,26	113%	0,30	0,46	1,00	0,1	1	10	5	0	0		
Méthyl-2 naphthalène (mg/kg)	25	0,10	0,10	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	1	10	0	0	0		
Méthyl-3 cholanthène (mg/kg)	25	0,10	0,10	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	1	10	0	0	0		
Naphthalène (mg/kg)	25	0,10	0,10	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	5	50	0	0	0		
Phénanthrène (mg/kg)	25	0,47	0,83	187%	0,95	2,13	3,90	0,1	5	50	10	0	0		
Pyrène (mg/kg)	25	0,52	0,89	177%	1,12	2,00	4,20	0,1	10	100	10	0	0		
Triméthyl-2,3,5 naphthalène (mg/kg)	25	0,10	0,10	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	1	10	0	0	0		
B(a)P TPE (mg/kg)	25	0,45	0,69	130%	0,75	1,1802	2,986	Aucun	Aucun	Aucun	0	0	0		

Tableau 2 : Statistiques descriptives des concentrations des substances mesurées dans les sols du site 6650-6666, Saint-Urbain (Solroc)

Substances	Effectif	Moyenne arithmétique	LSIC95%	CV	90 ^e centile	95 ^e centile	Valeur maximale	Critères génériques pour les sols du MDDEP (mg/kg) ⁽⁶⁾				Nombre de dépassements											
								A région Basses Terres	B Annexe I	C Annexe II	> A région Basses Terres	> B Annexe I	> C Annexe II										
Hydrocarbures aliphatiques chlorés																							
Chloroforme (mg/kg)	5	0,20	n.d.	0%	0,200	0,2	0,2	0,2	5	50	0	0	0	0	0								
Chlorure de vinyle (mg/kg)	5	0,20	n.d.	0%	0,200	0,2	0,2	0,4	0,4	0,4	0	0	0	0	0								
Dichloro-1,1 éthane (mg/kg)	5	0,20	n.d.	0%	0,200	0,2	0,2	0,2	5	50	0	0	0	0	0								
Dichloro-1,1 éthène (mg/kg)	5	0,20	n.d.	0%	0,200	0,2	0,2	0,2	5	50	0	0	0	0	0								
Dichloro-1,2 éthane (mg/kg)	5	0,20	n.d.	0%	0,200	0,2	0,2	0,2	5	50	0	0	0	0	0								
Dichloro-1,2 éthène (cis et trans) (mg/kg)	5	0,20	n.d.	0%	0,200	0,2	0,2	0,2	5	50	0	0	0	0	0								
Dichloro-1,2 propane (mg/kg)	5	0,20	n.d.	0%	0,200	0,2	0,2	0,2	5	50	0	0	0	0	0								
Dichloro-1,2 propène (cis et trans) (mg/kg)	5	0,20	n.d.	0%	0,200	0,2	0,2	0,2	Aucun	Aucun	0	0	0	0	0								
Dichlorométhane (mg/kg)	5	0,20	n.d.	0%	0,200	0,2	0,2	0,2	5	50	0	0	0	0	0								
Tétrachloro-1,1,2,2 éthane (mg/kg)	5	0,20	n.d.	0%	0,200	0,2	0,2	0,2	5	50	0	0	0	0	0								
Tétrachloroéthène (mg/kg)	5	0,20	n.d.	0%	0,200	0,2	0,2	0,2	5	50	0	0	0	0	0								
Tétrachlorure de carbone (mg/kg)	5	0,10	n.d.	0%	0,100	0,1	0,1	0,1	5	50	0	0	0	0	0								
Trichloro-1,1,1 éthane (mg/kg)	5	0,20	n.d.	0%	0,200	0,2	0,2	0,2	5	50	0	0	0	0	0								
Trichloro-1,1,2 éthane (mg/kg)	5	0,20	n.d.	0%	0,200	0,2	0,2	0,2	5	50	0	0	0	0	0								
Trichloroéthène (mg/kg)	5	0,20	n.d.	0%	0,200	0,2	0,2	0,2	5	50	0	0	0	0	0								
Hydrocarbures aromatiques monocycliques																							
Benzène (mg/kg)	5	0,10	n.d.	0%	0,10	0,10	0,10	0,10	0,5	5	0	0	0	0	0								
Chlorobenzène (mono) (mg/kg)	5	0,20	n.d.	0%	0,20	0,20	0,20	0,20	1	10	0	0	0	0	0								
Dichloro-1,2 benzène (mg/kg)	5	0,20	n.d.	0%	0,20	0,20	0,20	0,20	1	10	0	0	0	0	0								
Dichloro-1,3 benzène (mg/kg)	5	0,20	n.d.	0%	0,20	0,20	0,20	0,20	1	10	0	0	0	0	0								
Dichloro-1,4 benzène (mg/kg)	5	0,20	n.d.	0%	0,20	0,20	0,20	0,20	1	10	0	0	0	0	0								
Ethylbenzène (mg/kg)	5	0,20	n.d.	0%	0,20	0,20	0,20	0,20	5	50	0	0	0	0	0								
Styrène (mg/kg)	5	0,20	n.d.	0%	0,20	0,20	0,20	0,20	5	50	0	0	0	0	0								
Toluène (mg/kg)	5	0,20	n.d.	0%	0,20	0,20	0,20	0,20	3	30	0	0	0	0	0								
Xylènes (mg/kg)	5	0,20	n.d.	0%	0,20	0,20	0,20	0,20	5	50	0	0	0	0	0								

Tableau 2 : Statistiques descriptives des concentrations des substances mesurées dans les sols du site 6650-6666, Saint-Urbain (Solroc)

Substances	Effectif	Moyenne arithmétique	LSIC95%	CV	90 ^e centile	95 ^e centile	Valeur maximale	Critères génériques pour les sols du MDDEP (mg/kg) ^(a)			Nombre de dépassements		
								A région Basses Terres	B Annexe I	C Annexe II	> A région Basses Terres	> B Annexe I	> C Annexe II
Composés phénoliques non chlorés													
Crésol (ortho) (mg/kg)	2	0,10	n.d.	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	1	10	0	0	0
Crésol (méta) (mg/kg)	2	0,10	n.d.	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	1	10	0	0	0
Crésol (para) (mg/kg)	2	0,10	n.d.	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	1	10	0	0	0
Diméthyl-2,4 phénol (mg/kg)	2	0,10	n.d.	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	1	10	0	0	0
Nitro-2 phénol (mg/kg)	2	0,10	n.d.	0%	0,10	0,10	0,10	0,5	1	10	0	0	0
Nitro-4 phénol (mg/kg)	2	0,10	n.d.	0%	0,10	0,10	0,10	0,5	1	10	0	0	0
Phénol (mg/kg)	2	0,10	n.d.	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	1	10	0	0	0
Composés phénoliques chlorés													
Chlorophénol (-2) (mg/kg)	2	0,10	n.d.	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	0,5	5	0	0	0
Chlorophénol (-3) (mg/kg)	2	0,10	n.d.	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	0,5	5	0	0	0
Chlorophénol (-4) (mg/kg)	2	0,10	n.d.	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	0,5	5	0	0	0
Dichloro-2,3 phénol (mg/kg)	2	0,10	n.d.	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	0,5	5	0	0	0
Dichloro-2,4 phénol (mg/kg)	2	0,10	n.d.	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	0,5	5	0	0	0
Dichloro-2,5 phénol (mg/kg)	2	0,10	n.d.	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	0,5	5	0	0	0
Dichloro-2,6 phénol (mg/kg)	2	0,10	n.d.	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	0,5	5	0	0	0
Dichloro-3,4 phénol (mg/kg)	2	0,10	n.d.	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	0,5	5	0	0	0
Dichloro-3,5 phénol (mg/kg)	2	0,10	n.d.	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	0,5	5	0	0	0
Tétrachloro-2,3,4,5 phénol (mg/kg)	2	0,10	n.d.	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	0,5	5	0	0	0
Tétrachloro-2,3,4,6 phénol (mg/kg)	2	0,10	n.d.	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	0,5	5	0	0	0
Trichloro-2,3,5,6 phénol (mg/kg)	2	0,10	n.d.	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	0,5	5	0	0	0
Trichloro-2,3,4 phénol (mg/kg)	2	0,10	n.d.	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	0,5	5	0	0	0
Trichloro-2,3,5 phénol (mg/kg)	2	0,10	n.d.	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	0,5	5	0	0	0
Trichloro-2,3,6 phénol (mg/kg)	2	0,10	n.d.	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	0,5	5	0	0	0
Trichloro-2,4,5 phénol (mg/kg)	2	0,10	n.d.	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	0,5	5	0	0	0
Trichloro-2,4,6 phénol (mg/kg)	2	0,10	n.d.	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	0,5	5	0	0	0
Trichloro-3,4,5 phénol (mg/kg)	2	0,10	n.d.	0%	0,10	0,10	0,10	0,1	0,5	5	0	0	0

Tableau 2 : Statistiques descriptives des concentrations des substances mesurées dans les sols du site 6650-6666, Saint-Urbain (Solroc)

Substances	Effectif	Moyenne arithmétique	LSIC95%	CV	90 ^e centile	95 ^e centile	Valeur maximale	Critères génériques pour les sols du MDDEP (mg/kg) ^(a)			Nombre de dépassements		
								A région Basses Terres	B Annexe I	C Annexe II	> A région Basses Terres	> B Annexe I	> C Annexe II
Composés inorganiques													
Aluminium (mg/kg)	7	4557,14	5692,17	27%	5620,00	5860,00	6100,00	Aucun	Aucun	Aucun	0	0	0
Arsenic (mg/kg)	19	6,16	6,40	8%	6,20	7,10	8,00	6	30	50	2	0	0
Argent (mg/kg)	12	2,00	n.d.	0%	2,00	2,00	2,00	2	20	40	0	0	0
Baryum (mg/kg)	19	97,74	121,31	50%	166,00	191,00	200,00	200	500	2000	0	0	0
Cadmium (mg/kg)	23	0,50	n.d.	0%	0,50	0,50	0,50	1,5	5	20	0	0	0
Chrome total (mg/kg)	23	9,57	11,01	35%	12,00	12,90	20,00	85	250	800	0	0	0
Cobalt (mg/kg)	19	6,89	7,97	32%	9,20	10,00	10,00	15	50	300	0	0	0
Cuivre (mg/kg)	16	22,78	28,24	45%	34,50	38,50	43,00	40	100	500	1	0	0
Etain (mg/kg)	12	5,00	n.d.	0%	5,00	5,00	5,00	5	50	300	0	0	0
Manganèse (mg/kg)	19	396,32	471,18	39%	454,00	555,00	960,00	770	1000	2200	1	0	0
Mercuré (mg/kg)	7	0,03	0,04	34%	0,04	0,04	0,04	0,2	2	10	0	0	0
Molybdène (mg/kg)	19	2,00	n.d.	0%	2,00	2,00	2,00	2	10	40	0	0	0
Nickel (mg/kg)	16	13,69	18,18	30%	20,00	20,00	20,00	50	100	500	0	0	0
Plomb (mg/kg)	23	619,30	977,13	134%	1560,00	1780,00	3400,00	50	500	1000	15	8	5
Sélénium (mg/kg)	7	1,29	1,98	55%	1,80	2,40	3,00	1	3	10	1	0	0
Strontium (mg/kg)	7	735,71	1106,11	54%	1220,00	1310,00	1400,00	Aucun	Aucun	Aucun	0	0	0
Titane (mg/kg)	7	141,71	196,28	42%	192,00	231,00	270,00	Aucun	Aucun	Aucun	0	0	0
Zinc (mg/kg)	23	48,83	59,81	52%	83,80	90,30	91,00	110	500	1500	0	0	0
Cyanure total (mg/kg)	2	0,50	n.d.	0%	0,50	0,50	0,50	2	50	500	0	0	0

Substances	Effectif	Moyenne arithmétique	LSIC95%	CV	90 ^e centile	95 ^e centile	Valeur maximale	Critères génériques pour les sols du MDDEP (mg/kg) ^(a)			Nombre de dépassements		
								A région Basses Terres	B Annexe I	C Annexe II	> A région Basses Terres	> B Annexe I	> C Annexe II
Hydrocarbures pétroliers													
HPT C10-C50 (mg/kg)	22	105,91	118,20	26%	100,00	100,00	230,00	300	700	3500	0	0	0
Phthalate de dibutyle (mg/kg)	1	0,10	n.d.	n.d.	0,10	0,10	0,1	Aucun	6	70000	0	0	0
phthalate de diméthyle (mg/kg)	1	0,10	n.d.	n.d.	0,10	0,10	0,1	Aucun	Aucun	60	0	0	0
phthalate de diéthyle (mg/kg)	1	0,10	n.d.	n.d.	0,10	0,10	0,1	Aucun	Aucun	60	0	0	0
phthalate de benzyle butyle (mg/kg)	1	0,10	n.d.	n.d.	0,10	0,10	0,1	Aucun	Aucun	60	0	0	0
phthalate de di(2-éthylhexyle) (mg/kg)	1	0,10	n.d.	n.d.	0,10	0,10	0,1	Aucun	Aucun	60	0	0	0
phthalate de di-N-octyle (mg/kg)	1	0,10	n.d.	n.d.	0,10	0,10	0,1	Aucun	Aucun	60	0	0	0
Nitrobenzène (mg/kg)	3	0,10	0,10	0%	0,10	0,10	0,1	Aucun	Aucun	Aucun	0	0	0
Ethylène glycol (mg/kg)	2	5,00	n.d.	0%	5,00	5,00	5	Aucun	Aucun	Aucun	0	0	0

^(a) : Les critères B et C provenant de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* du ministère de l'Environnement du Québec (MENV 1998 modifiée en 1999, 2000 et 2001) correspondent respectivement aux valeurs des annexes I et II du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (RPRT).

^(b) : Les recommandations sont tirées du document *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols* (CCME 2007, mise à jour 7.0).

Note : L'intervalle de confiance de la moyenne est estimé selon : $Pr(x - \text{ta}2 \cdot Sx < X < x + \text{ta}2 \cdot Sx) = 95\%$.
LSIC95% : Limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % sur la moyenne arithmétique (1 - α = 95 %).

n.d. : Non défini.

où : Pr = probabilité = 1 - α = 95 %
x = moyenne arithmétique des valeurs mesurées
 $\text{ta}2$ = valeur critique au seuil de probabilité = 95 %
Sx = erreur type des valeurs mesurées
X = moyenne arithmétique

Tableau 3 : Statistiques descriptives des concentrations des substances inorganiques mesurées dans les eaux souterraines de la propriété sise au 6650 et 6666, rue Saint-Urbain à Montréal

Substances (µg/L)	Nombre d'échantillons analysés	Moyenne arithmétique	LSIC95% ^(a)	99 ^e centile	Valeur maximale mesurée	Critères d'eau souterraine (µg/L) ^(b)		Nombre de dépassements	
						Article 10	Résurgence dans les eaux de surface ou infiltration dans les égouts (MDDEP)	CMM	MDDEP
						(CMM)	(MDDEP)		
Métaux et métalloïdes									
Cadmium	3	1,0	n.d.	1,0	1,0	1 000	2,1	0	0
Chrome total	3	30,0	n.d.	30,0	30,0	5 000	aucun	0	0
Cuivre	3	3,0	n.d.	3,0	3,0	5 000	7,3	0	0
Nickel	3	10,0	n.d.	10,0	10,0	5 000	260	0	0
Piomb	3	16,3	76,0	43,2	44,0	2 000	34	0	1
Zinc	3	13,0	51,8	30,5	31,0	10 000	67	0	0

^(a) : L'intervalle de confiance de la moyenne est estimé selon : $Pr (x - ta/2 Sx < X < x + ta/2 Sx) = 95\%$.

^(b) : Critères génériques définis dans la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (MDDEP, 1998 modifiée en 1999, 2000 et 2001).

^(c) : Le critère du benzo(b+h)fluoranthène est basé sur les critères du benzo(b+f)fluoranthène et du benzo(k)fluoranthène.

LSIC95% : Limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % sur la moyenne.

n.d. : Non défini.

où Pr : probabilité = 1 - a = 95 %

x : moyenne arithmétique des valeurs mesurées

ta/2 : valeur critique au seuil de probabilité = 95 %

Sx : erreur type des valeurs mesurées

X : moyenne arithmétique

Tableau 4 : Statistiques descriptives des concentrations des substances organiques mesurées dans les eaux souterraines de la propriété sise au 6650 et 6666, rue Saint-Urbain à Montréal

Substances (µg/L)	Nombre d'échantillons analysés	Moyenne arithmétique	LSIC95% ^(a)	99 ^e centile	Valeur maximale mesurée	Critères d'eau souterraine (µg/L) ^(b)		Nombre de dépassements	
						Article 10	Résurgence dans les eaux de surface ou infiltration dans les égouts	CMM	MDDEP
						(CMM)	(MDDEP)		
Hydrocarbures aromatiques polycycliques									
Acénaphthène	3	0,08	0,21	0,14	0,14	n.d.	67	-	0
Anthracène	3	0,03	n.d.	0,03	0,03	n.d.	11000000	-	0
Benzo(a)anthracène	3	0,02	n.d.	0,02	0,02	n.d.	4,9	-	0
Benzo(a)pyrène	3	0,01	0,01	0,01	0,01	n.d.	4,9	-	0
Benzo(b+j+k)fluoranthène	3	0,04	n.d.	0,04	0,04	n.d.	4,9	-	0
Chrysène	3	0,03	n.d.	0,03	0,03	n.d.	4,9	-	0
Dibenzo(a,h)anthracène	3	0,02	n.d.	0,02	0,02	n.d.	4,9	-	0
Fluoranthène	3	0,03	0,09	0,06	0,06	n.d.	2,3	-	0
Fluorène	3	0,02	0,04	0,03	0,03	n.d.	1400000	-	0
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	3	0,01	n.d.	0,01	0,01	n.d.	4,9	-	0
Naphtalène	3	0,13	0,35	0,21	0,21	n.d.	340	-	0
Phénanthrène	3	0,0	0,1	0,0	0,0	n.d.	30	-	0
Pyrène	3	0,0	0,1	0,1	0,1	n.d.	1100000	-	0
Hydrocarbures aliphatiques chlorés									
Chloroforme	4	1,1	2,2	2,0	2,0	n.d.	1800	-	0
Chlorure de méthylène	4	0,9	n.d.	0,9	0,9	n.d.	n.d.	-	0
Chlorure de vinyle	4	0,2	n.d.	0,2	0,2	n.d.	53000	-	0
Dichloro-1,1 éthane	3	0,2	n.d.	0,2	0,2	n.d.	n.d.	-	0
Dichloro-1,1 éthène	4	1,0	n.d.	1,0	1,0	n.d.	320	-	0
Dichloro-1,2 éthane	4	0,1	n.d.	0,1	0,1	n.d.	9900	-	0
Dichloro-1,2 éthène (cis et trans)	4	0,3	0,4	0,4	0,4	n.d.	n.d.	-	0
Dichloro-1,2 éthène (cis)	4	0,3	0,4	0,4	0,4	n.d.	n.d.	-	0
Dichloro-1,2 éthène (trans)	4	0,2	n.d.	0,2	0,2	n.d.	30000	-	0
Dichloro-1,2 propane	4	0,1	n.d.	0,1	0,1	n.d.	2600	-	0
Dichloro-1,3 propane	4	0,1	n.d.	0,1	0,1	n.d.	5900	-	0
Dichloro-1,3 propène (cis et trans)	4	0,1	n.d.	0,1	0,1	n.d.	300	-	0
Tétrachloro-1,1,2,2 éthane	4	0,1	n.d.	0,1	0,1	n.d.	470	-	0
Tétrachloroéthène	4	0,2	n.d.	0,2	0,2	n.d.	540	-	0
Tétrachlorure de carbone	4	0,2	n.d.	0,2	0,2	n.d.	440	-	0
Trichloro-1,1,1 éthane	4	0,2	n.d.	0,2	0,2	n.d.	2000	-	0
Trichloro-1,1,2 éthane	4	0,1	n.d.	0,1	0,1	n.d.	2400	-	0
Trichloroéthène	4	0,1	0,2	0,2	0,2	n.d.	590	-	0
Pentachloroéthane	4	0,4	n.d.	0,0	0,4	n.d.	330	-	0
Hexachloroéthane	4	0,1	n.d.	0,0	0,1	n.d.	89	-	0
Hydrocarbures aromatiques monocycliques									
Benzène	4	0,2	n.d.	0,2	0,2	n.d.	590	-	0
Chlorobenzène	4	0,2	n.d.	0,2	0,2	n.d.	130	-	0
Dichloro-1,2 benzène	4	0,2	n.d.	0,2	0,2	n.d.	70	-	0
Dichloro-1,3 benzène	4	0,1	n.d.	0,1	0,1	n.d.	15000	-	0
Dichloro-1,4 benzène	4	0,2	n.d.	0,2	0,2	n.d.	110	-	0
Éthylbenzène	4	0,1	n.d.	0,1	0,1	n.d.	420	-	0
Styrène	4	0,1	n.d.	0,1	0,1	n.d.	190	-	0
Toluène	4	0,2	0,3	0,3	0,3	n.d.	580	-	0
Xylènes	4	0,4	n.d.	0,4	0,4	n.d.	820	-	0
Hydrocarbures pétroliers									
HP (C10 à C50)	3	116,7	188,4	149,0	150,0	21 000	3500	0	0

^(a): L'intervalle de confiance de la moyenne est estimé selon : $Pr(x - ta/2 Sx < X < x + ta/2 Sx) = 95\%$

^(b): Critères génériques définis dans la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (MDDEP, 1998 modifiée en 1999, 2000 et 2001).

^(c): Le critère du benzo(b+j+k)fluoranthène est basé sur les critères du benzo(b+j)fluoranthène et du benzo(k)fluoranthène.

LSIC95% : Limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % sur la moyenne
n.d. : Non défini.

où Pr : probabilité = $1 - \alpha = 95\%$

x : moyenne arithmétique des valeurs mesurées

$ta/2$: valeur critique au seuil de probabilité = 95 %

Sx : erreur type des valeurs mesurées

X : moyenne arithmétique

Tableau 5 : Voies et médias d'exposition considérés en fonction des groupes cibles

Groupes cibles	Travailleurs	Population environnante
Groupes cibles	Adulte seulement	5 classes d'âge
Utilisation du site	Commerciale/industrielle	Résidentielle
Condition d'exposition	10 h/j; 5 j/s; 50 s/an	24 h/j; 7j/s; 52 s/an
Durée d'exposition	183 jrs sans neige	183 jrs sans neige
Durée de vie	2 ans	70 ans
Durée de vie	70 ans	70 ans
Voies d'exposition		
Inhalation d'air et de particules (ext.)	x	x
Inhalation d'air et de particules (int.)		x
Ingestion de poussières (int.)		x
Ingestion de sol (inadvertance)	x	
Contact cutané (sol)	x	
Concentration dans le sol	95 ^e centile	95 ^e centile

Tableau 6: Valeurs toxicologiques de référence utilisées dans le cadre de l'évaluation des risques toxicologiques reliés au site 6650 et 6666 rue Saint-Urbain à Montréal

Substances	Dose de référence (DR) (mg/kg/jr)			Coefficient de cancérogénicité (CC) (mg/kg/jr) ⁻¹			Potentiel cancérogène (U.S. EPA)						
	Inhalation	Ingestion	Contact cutané	Inhalation	Ingestion	Contact cutané							
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)													
Acénaphthène	n.d.	6,00E-02	a	6,00E-02	i	n.d.	n.c.						
Anthracène	n.d.	3,00E-01	a	3,00E-01	i	n.d.	D						
Benzo(a)anthracène	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,37E-02	f, c	2,30E-01	f, c	2,30E-01	i	B2		
Benzo(a)pyrène	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,37E-01	c	2,30E+00	c	2,30E+00	i	B2		
Benzo(b+j+k)fluoranthène	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,37E-02	f, c	2,30E-01	f, c	2,30E-01	i	B2		
Benzo(c)phénanthrène	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,37E-03		2,30E-02		2,30E-02		n.d.		
Chrysène	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,37E-03	f, c	2,30E-02	f, c	2,30E-02	i	B2		
Dibenzo(a,h)anthracène	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,37E-01	f, c	2,30E+00	f, c	2,30E+00	i	B2		
Dibenzo(a,l)pyrène	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,37E+01	f, c	2,30E+02	f, c	2,30E+02	i	n.d.		
Fluoranthène	n.d.	4,00E-02	a	4,00E-02	i	1,37E-04	f, c	2,30E-03	f, c	2,30E-03	i	D	
Fluorène	n.d.	4,00E-02	a	4,00E-02	i	n.d.		n.d.		n.d.	D		
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,37E-02	f, c	2,30E-01	f, c	2,30E-01	i	B2		
Phénanthrène	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,37E-04	f, c	2,30E-03	f, c	2,30E-03	i	D		
Pyrène	n.d.	3,00E-02	c	3,00E-02	i	n.d.		n.d.		n.d.	D		
Composés inorganiques													
Arsenic	8,57E-04	b	3,00E-04	a	3,00E-04	i	2,80E+01	c	1,80E+00	c	1,80E+00	i	A
Cuivre	6,86E-04	b	9,00E-02	c	3,78E-02	i	n.d.		n.d.		n.d.	D	
Manganèse	1,43E-05	a	1,00E-01	c	4,00E-03	i	n.d.		n.d.		n.d.	D	
Plomb	n.d.		3,80E-03	c	1,80E-03	i	4,20E-02	b	8,50E-03	b	1,70E-02	i	B2
Sélénium	5,71E-03	b	5,50E-03	c	5,50E-03	i	n.d.		n.d.		n.d.	D	

Référence :

a = U.S. EPA (IRIS) ; b = CalEPA ; c = Santé Canada ; d = OMS ; e = TPHCWG ; f = facteur d'équivalence toxique par rapport au benzo(a)pyrène ; g = ATSDR ; h = INSPQ ; i = extrapolation à partir de l'ingestion
j = RIVM

n.d. : Non défini ou aucune information n.c. : Non classé. ing. : Ingestion. inh. : Inhalation.

Classification IRIS :

Groupe A : Cancérogène pour l'humain.

Groupe C : Possiblement cancérogène pour l'humain (évidence limitée obtenue à partir d'études animales).

Groupe B1 : Probablement cancérogène pour l'humain (évidence limitée obtenue des études épidémiologiques).

Groupe D : Inclassable quant à son action cancérogène pour l'humain.

Groupe B2 : Probablement cancérogène pour l'humain (potentiel suffisamment démontré lors d'études chez les animaux).

Tableau 7 : Indices de risque calculés pour les effets non cancérogènes reliés à l'exposition des travailleurs aux sols du site 6650 et 6666, rue Saint-Urbain à Montréal

Substances	Groupe cible	Inhalation			Ingestion			Contact cutané			Indice global de risque $((b+c)a)+(e+f)d)+(h+i)g$
		Dose de référence (mg/kg/jr) a	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) b	Dose associée au site (mg/kg/jr) c	Dose de référence (mg/kg/jr) d	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) e	Dose associée au site (mg/kg/jr) f	Dose de référence (mg/kg/jr) g	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) h	Dose associée au site (mg/kg/jr) i	
Acénaphtène	20 ans et plus	n.d.	1,2E-06	4,0E-07	6,0E-02	1,4E-05	8,3E-08	6,0E-02	0,0E+00	1,0E-08	<0,1
Anthracène	20 ans et plus	n.d.	7,6E-07	6,2E-06	3,0E-01	4,8E-06	4,0E-07	3,0E-01	0,0E+00	4,9E-08	<0,1
Fluoranthène	20 ans et plus	n.d.	4,7E-06	1,6E-05	4,0E-02	1,4E-05	1,2E-06	4,0E-02	0,0E+00	1,5E-07	<0,1
Fluorène	20 ans et plus	n.d.	1,7E-06	9,4E-07	4,0E-02	8,5E-06	8,3E-08	4,0E-02	0,0E+00	1,0E-08	<0,1
Pyrène	20 ans et plus	n.d.	3,4E-06	2,5E-08	3,0E-02	1,0E-05	9,2E-07	3,0E-02	0,0E+00	1,1E-07	<0,1
Arsenic	20 ans et plus	8,6E-04	2,2E-07	5,5E-09	3,0E-04	1,6E-04	3,3E-06	3,0E-04	0,0E+00	1,0E-07	0,6
Cuivre	20 ans et plus	6,9E-04	3,8E-06	3,0E-08	9,0E-02	3,2E-02	1,8E-05	3,8E-02	0,0E+00	1,7E-06	0,4
Manganèse	20 ans et plus	1,4E-05	2,3E-05	4,3E-07	1,0E-01	5,2E-02	2,6E-04	4,0E-03	0,0E+00	2,5E-05	2,2
Plomb	20 ans et plus	n.d.	4,5E-06	1,4E-06	3,6E-03	6,2E-04	8,2E-04	1,8E-03	0,0E+00	4,7E-06	0,4
Sélénium	20 ans et plus	5,7E-03	4,8E-07	1,8E-09	5,5E-03	0,0E+00	1,1E-06	5,5E-03	0,0E+00	2,1E-09	<0,1

Tableau 8 : Indices de risque calculés pour les effets cancérigènes reliés à une exposition des travailleurs aux sols du site 6650 et 6666, rue Saint-Urbain à Montréal

Substances	Inhalation		Ingestion		Contact cutané		Risque additionnel de cancer [(a x b)+(c x d)+(e x f)]
	Coefficient de cancérigénicité (mg/kg/jr) ⁻¹ a	Dose moyenne à vie (mg/kg/jr) b	Coefficient de cancérigénicité (mg/kg/jr) ⁻¹ c	Dose moyenne à vie (mg/kg/jr) d	Coefficient de cancérigénicité (mg/kg/jr) ⁻¹ e	Dose moyenne à vie (mg/kg/jr) f	
Benzo(a)anthracène	1,4E-02	1,6E-10	2,3E-01	9,8E-09	2,3E-01	1,2E-09	< 1 / 1'000'000
Benzo(a)pyrène	1,4E-01	6,6E-11	2,3E+00	8,8E-09	2,3E+00	1,1E-09	< 0,1
Benzo(b)fluoranthène	1,4E-02	1,1E-10	2,3E-01	1,7E-08	2,3E-01	2,2E-09	< 0,1
Benzo(c)phénanthrène	1,4E-03	1,2E-11	2,3E-02	1,7E-09	2,3E-02	2,2E-10	< 0,1
Chrysène	1,4E-03	9,2E-11	2,3E-02	1,2E-08	2,3E-02	1,5E-09	< 0,1
Dibenzo(a,h)anthracène	1,4E-01	5,5E-12	2,3E+00	9,6E-10	2,3E+00	1,2E-10	< 0,1
Dibenzo(a,i)pyrène	1,4E+01	3,6E-12	2,3E+02	1,7E-09	2,3E+02	2,2E-10	< 1 / 1'000'000
Fluoranthène	1,4E-04	3,3E-07	2,3E-03	2,5E-08	2,3E-03	3,1E-09	< 0,1
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	1,4E-02	3,9E-11	2,3E-01	4,4E-09	2,3E-01	5,5E-10	< 0,1
Phénanthrène	1,4E-04	3,7E-07	2,3E-03	2,0E-08	2,3E-03	2,5E-09	< 1 / 1'000'000
Arsenic	2,8E+01	1,1E-10	1,8E+00	6,8E-08	1,8E+00	2,1E-09	< 1 / 1'000'000
Plomb	4,2E-02	2,8E-08	8,5E-03	1,7E-05	1,7E-02	9,8E-08	0,1

Tableau 9 : Indices de risques pour les substances à effets non cancérogènes reliés à une exposition de la population environnante à l'air et aux particules provenant du site 6650 et 6666, rue Saint-Urbain à Montréal

Substances	Groupe cible	Inhalation			Ingestion			Contact cutané			Indice global de risque $((b+c)a)+(e+f)d)+(h+i)g$
		Dose de référence (mg/kg/jr) a	Dose de fond (mg/kg/jr) b	Dose associée au site (mg/kg/jr) c	Dose de référence (mg/kg/jr) d	Dose de fond (mg/kg/jr) e	Dose associée au site (mg/kg/jr) f	Dose de référence (mg/kg/jr) g	Dose de fond (mg/kg/jr) h	Dose associée au site (mg/kg/jr) i	
Acénaophène	0 à 6 mois	n.d.	3,1E-06	3,4E-06	6,0E-02	4,5E-05	3,9E-08	6,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	7 mois à 4 ans	n.d.	3,2E-06	3,5E-06	6,0E-02	3,8E-05	1,4E-07	6,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	5 à 11 ans	n.d.	2,5E-06	2,8E-06	6,0E-02	2,4E-05	1,7E-08	6,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	12 à 19 ans	n.d.	1,5E-06	1,7E-06	6,0E-02	1,5E-05	5,3E-09	6,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	20 ans et plus	n.d.	1,2E-06	1,4E-06	6,0E-02	1,4E-05	4,5E-09	6,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
Anthracène	0 à 6 mois	n.d.	1,9E-06	5,3E-05	3,0E-01	1,6E-05	1,8E-07	3,0E-01	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	7 mois à 4 ans	n.d.	1,9E-06	5,5E-05	3,0E-01	1,3E-05	6,9E-07	3,0E-01	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	5 à 11 ans	n.d.	1,5E-06	4,3E-05	3,0E-01	8,4E-06	8,0E-08	3,0E-01	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	12 à 19 ans	n.d.	9,0E-07	2,6E-05	3,0E-01	5,3E-06	2,5E-08	3,0E-01	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	20 ans et plus	n.d.	7,6E-07	2,2E-05	3,0E-01	4,8E-06	2,1E-08	3,0E-01	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
Fluoranthène	0 à 6 mois	n.d.	1,2E-05	1,4E-04	4,0E-02	4,6E-05	5,6E-07	4,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	7 mois à 4 ans	n.d.	1,2E-05	1,4E-04	4,0E-02	3,9E-05	2,1E-06	4,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	5 à 11 ans	n.d.	9,3E-06	1,1E-04	4,0E-02	2,5E-05	2,4E-07	4,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	12 à 19 ans	n.d.	5,6E-06	6,6E-05	4,0E-02	1,6E-05	7,7E-08	4,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	20 ans et plus	n.d.	4,7E-06	5,6E-05	4,0E-02	1,4E-05	6,5E-08	4,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
Fluorène	0 à 6 mois	n.d.	4,1E-06	8,1E-06	4,0E-02	7,3E-05	3,9E-08	4,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	7 mois à 4 ans	n.d.	4,2E-06	8,3E-06	4,0E-02	3,6E-05	1,4E-07	4,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	5 à 11 ans	n.d.	3,3E-06	6,5E-06	4,0E-02	1,8E-05	1,7E-08	4,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	12 à 19 ans	n.d.	2,0E-06	3,9E-06	4,0E-02	1,0E-05	5,3E-09	4,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	20 ans et plus	n.d.	1,7E-06	3,3E-06	4,0E-02	8,5E-06	4,5E-09	4,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
Pyrène	0 à 6 mois	n.d.	8,2E-06	2,1E-07	3,0E-02	3,3E-05	4,3E-07	3,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	7 mois à 4 ans	n.d.	8,5E-06	2,2E-07	3,0E-02	2,8E-05	1,6E-06	3,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	5 à 11 ans	n.d.	6,6E-06	1,7E-07	3,0E-02	1,8E-05	1,9E-07	3,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	12 à 19 ans	n.d.	4,0E-06	1,0E-07	3,0E-02	1,1E-05	5,9E-08	3,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	20 ans et plus	n.d.	3,4E-06	8,6E-08	3,0E-02	1,0E-05	5,0E-08	3,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	<0,1

Tableau 9 : Indices de risques pour les substances à effets non cancérogènes reliés à une exposition de la population environnante à l'air et aux particules provenant du site 6650 et 6666, rue Saint-Urbain à Montréal

Substances	Groupe cible	Inhalation			Ingestion			Contact cutané			Indice global de risque $((b+c)/a) + ((e+f)/d) + ((h+i)/g)$
		Dose de référence (mg/kg/jr) a	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) b	Dose associée au site (mg/kg/jr) c	Dose de référence (mg/kg/jr) d	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) e	Dose associée au site (mg/kg/jr) f	Dose de référence (mg/kg/jr) g	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) h	Dose associée au site (mg/kg/jr) i	
Arsenic	0 à 6 mois	8,6E-04	5,5E-07	3,4E-08	3,0E-04	2,2E-04	1,5E-06	3,0E-04	0,0E+00	0,0E+00	0,7
	7 mois à 4 ans	8,6E-04	5,6E-07	3,5E-08	3,0E-04	4,0E-04	5,7E-06	3,0E-04	0,0E+00	0,0E+00	1,4
	5 à 11 ans	8,6E-04	4,4E-07	2,8E-08	3,0E-04	2,7E-04	6,6E-07	3,0E-04	0,0E+00	0,0E+00	0,9
	12 à 19 ans	8,6E-04	2,6E-07	1,7E-08	3,0E-04	1,7E-04	2,1E-07	3,0E-04	0,0E+00	0,0E+00	0,6
	20 ans et plus	8,6E-04	2,2E-07	1,4E-08	3,0E-04	1,6E-04	1,8E-07	3,0E-04	0,0E+00	0,0E+00	0,5
	0 à 6 mois	6,9E-04	9,3E-06	1,9E-07	9,0E-02	6,7E-02	8,3E-06	3,8E-02	0,0E+00	0,0E+00	0,8
	7 mois à 4 ans	6,9E-04	9,6E-06	1,9E-07	9,0E-02	6,4E-02	3,1E-05	3,8E-02	0,0E+00	0,0E+00	0,7
	5 à 11 ans	6,9E-04	7,5E-06	1,5E-07	9,0E-02	4,7E-02	3,6E-06	3,8E-02	0,0E+00	0,0E+00	0,5
Cuivre	12 à 19 ans	6,9E-04	4,5E-06	9,0E-08	9,0E-02	3,2E-02	1,1E-06	3,8E-02	0,0E+00	0,0E+00	0,4
	20 ans et plus	6,9E-04	3,8E-06	7,4E-08	9,0E-02	3,2E-02	9,6E-07	3,8E-02	0,0E+00	0,0E+00	0,4
	0 à 6 mois	1,4E-05	5,7E-05	2,7E-06	1,0E-01	1,7E-01	1,2E-04	4,0E-03	0,0E+00	0,0E+00	5,9
	7 mois à 4 ans	1,4E-05	5,8E-05	2,8E-06	1,0E-01	1,4E-01	4,4E-04	4,0E-03	0,0E+00	0,0E+00	5,7
	5 à 11 ans	1,4E-05	4,5E-05	2,2E-06	1,0E-01	9,2E-02	5,2E-05	4,0E-03	0,0E+00	0,0E+00	4,2
	12 à 19 ans	1,4E-05	2,7E-05	1,3E-06	1,0E-01	5,8E-02	1,6E-05	4,0E-03	0,0E+00	0,0E+00	2,6
	20 ans et plus	1,4E-05	2,3E-05	1,1E-06	1,0E-01	5,2E-02	1,4E-05	4,0E-03	0,0E+00	0,0E+00	2,2
	0 à 6 mois	n.d.	1,1E-05	8,6E-06	3,6E-03	3,8E-04	3,8E-04	1,8E-03	0,0E+00	0,0E+00	0,2
Plomb	7 mois à 4 ans	n.d.	1,1E-05	8,9E-06	3,6E-03	1,4E-03	1,4E-03	1,8E-03	0,0E+00	0,0E+00	0,8
	5 à 11 ans	n.d.	8,8E-06	6,9E-06	3,6E-03	9,8E-04	1,7E-04	1,8E-03	0,0E+00	0,0E+00	0,3
	12 à 19 ans	n.d.	5,3E-06	4,2E-06	3,6E-03	6,1E-04	5,2E-05	1,8E-03	0,0E+00	0,0E+00	0,2
	20 ans et plus	n.d.	4,5E-06	3,4E-06	3,6E-03	6,2E-04	4,4E-05	1,8E-03	0,0E+00	0,0E+00	0,2
	0 à 6 mois	5,7E-03	1,2E-06	1,2E-08	5,5E-03	0,0E+00	5,1E-07	5,5E-03	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	7 mois à 4 ans	5,7E-03	1,2E-06	1,2E-08	5,5E-03	0,0E+00	1,9E-06	5,5E-03	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	5 à 11 ans	5,7E-03	9,5E-07	9,3E-09	5,5E-03	0,0E+00	2,2E-07	5,5E-03	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	12 à 19 ans	5,7E-03	5,7E-07	5,6E-09	5,5E-03	0,0E+00	7,1E-08	5,5E-03	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
20 ans et plus	5,7E-03	4,8E-07	4,6E-09	5,5E-03	0,0E+00	6,0E-08	5,5E-03	0,0E+00	0,0E+00	<0,1	
Sélénium	0 à 6 mois	5,7E-03	4,8E-07	4,6E-09	5,5E-03	0,0E+00	6,0E-08	5,5E-03	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	7 mois à 4 ans	5,7E-03	4,8E-07	4,6E-09	5,5E-03	0,0E+00	6,0E-08	5,5E-03	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	5 à 11 ans	5,7E-03	4,8E-07	4,6E-09	5,5E-03	0,0E+00	6,0E-08	5,5E-03	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	12 à 19 ans	5,7E-03	4,8E-07	4,6E-09	5,5E-03	0,0E+00	6,0E-08	5,5E-03	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	20 ans et plus	5,7E-03	4,8E-07	4,6E-09	5,5E-03	0,0E+00	6,0E-08	5,5E-03	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	0 à 6 mois	5,7E-03	4,8E-07	4,6E-09	5,5E-03	0,0E+00	6,0E-08	5,5E-03	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	7 mois à 4 ans	5,7E-03	4,8E-07	4,6E-09	5,5E-03	0,0E+00	6,0E-08	5,5E-03	0,0E+00	0,0E+00	<0,1
	5 à 11 ans	5,7E-03	4,8E-07	4,6E-09	5,5E-03	0,0E+00	6,0E-08	5,5E-03	0,0E+00	0,0E+00	<0,1

Tableau 10 : Indices de risque pour les substances à effets cancérigènes reliés à une exposition de la population environnante à l'air et aux particules provenant du site 6650 et 6666, rue Saint-Urbain à Montréal

Substances	Inhalation		Ingestion		Contact cutané		Risque additionnel de cancer [(a x b)+(c x d)+(e x f)]
	Coefficient de cancérogénicité (mg/kg/jr) ⁻¹ a	Dose moyenne à vie (mg/kg/jr) b	Coefficient de cancérogénicité (mg/kg/jr) ⁻¹ c	Dose moyenne à vie (mg/kg/jr) d	Coefficient de cancérogénicité (mg/kg/jr) ⁻¹ e	Dose moyenne à vie (mg/kg/jr) f	
Benzo(a)anthracène	1,4E-02	3,1E-08	2,3E-01	7,4E-08	2,3E-01	0,0E+00	<0,1
Benzo(a)pyrène	1,4E-01	1,2E-08	2,3E+00	6,7E-08	2,3E+00	0,0E+00	0,2
Benzo(b)fluoranthène	1,4E-02	2,0E-08	2,3E-01	1,3E-07	2,3E-01	0,0E+00	<0,1
Benzo(c)phénanthrène	1,4E-03	2,3E-09	2,3E-02	1,3E-08	2,3E-02	0,0E+00	<0,1
Chrysène	1,4E-03	1,7E-08	2,3E-02	9,1E-08	2,3E-02	0,0E+00	<0,1
Dibenzo(a,h)anthracène	1,4E-01	1,0E-09	2,3E+00	7,2E-09	2,3E+00	0,0E+00	<0,1
Dibenzo(a,l)pyrène	13,7	5,6E-10	230,0	1,3E-08	230,0	0,0E+00	1/333098
Fluoranthène	1,4E-04	6,7E-05	2,3E-03	1,9E-07	2,3E-03	0,0E+00	<0,1
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	1,4E-02	7,4E-09	2,3E-01	3,3E-08	2,3E-01	0,0E+00	<0,1
Phénanthrène	1,4E-04	7,6E-05	2,3E-03	1,5E-07	2,3E-03	0,0E+00	<0,1
Arsenic	28,0	1,7E-08	1,8	5,1E-07	1,8	0,0E+00	1/719091
Plomb	4,2E-02	4,2E-06	8,5E-03	1,3E-04	1,7E-02	0,0E+00	1,3

Tableau 11 : Médias environnementaux et récepteurs écologiques retenus pour l'évaluation du risque écotoxicologique associé aux sols du 6650 et 6666, rue Saint-Urbain à Montréal

Composante	Justifications
Compartiments environnementaux	
<u>Sol (rhizosphère)</u>	<ul style="list-style-type: none"> - Présence de contaminants dont les concentrations dépassent le bruit de fond ou la limite de détection - Zone de croissance des racines et substrat pour la microflore du sol et la pédofaune - Protection de la qualité des sols - Exigence minimale du CEAEQ pour l'évaluation du risque écotoxicologique
<u>Eau de surface</u>	<ul style="list-style-type: none"> -Présence d'eau de surface potentielle (mares temporaires) au niveau du sol - Exigence minimale du CEAEQ pour l'évaluation du risque écotoxicologique
Récepteurs écologique d'intérêt	
<u>Microorganismes du sol</u>	
<u>Invertébrés du sol</u> <i>Vers de terre</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Indicateur de la viabilité du sol - Croissent et se développent dans la rhizosphère - Exigence minimale du CEAEQ pour l'évaluation du risque écotoxicologique
<u>Plantes terrestres</u>	<ul style="list-style-type: none"> - Espèce sensible à la contamination organique et inorganique - Disponibilité (ingestion) pour les récepteurs écologiques supérieurs (ex. : oiseaux) - Exigence minimale du CEAEQ pour l'évaluation du risque écotoxicologique
<u>Oiseaux</u> <i>Merte d'Amérique</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Disponibilité (ingestion) pour les récepteurs écologiques supérieurs (ex. : oiseaux, mammifères) - Exigence minimale du CEAEQ pour l'évaluation du risque écotoxicologique
<u>Mammifères</u> <i>Campagnol des champs</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Espèce fréquemment observée en milieu urbain et périurbain - Domaine vital (habitat) recoupant la zone contaminée - Régime alimentaire composé de végétaux et de vers de terre - Espèce aviaire identifiée par le CEAEQ pour le calcul de l'exposition et du risque écotoxicologique
<u>Mammifères</u> <i>Musaraigne cendrée</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Espèce représentative des espèces herbivores de petite et moyenne taille - Espèce herbivore identifiée par le CEAEQ pour le calcul de l'exposition et du risque écotoxicologique - Espèce herbivore identifiée par le CEAEQ comme espèce sensible aux substances organiques - Espèce représentative des espèces herbivores de petite taille - Espèce herbivore identifiée par le CEAEQ pour le calcul de l'exposition et du risque écotoxicologique - Espèce herbivore identifiée par le CEAEQ comme espèce sensible aux substances inorganiques

Tableau 12 : Liste des paramètres d'évaluation, des paramètres de mesure et des outils de relation pour l'évaluation du risque écotoxicologique associé aux sols du 6650 et 6666, rue Saint-Urbain à Montréal

Paramètres d'évaluation	Paramètres de mesure	Outils de relation
Inhibition de la croissance ou des activités des microorganismes du sol	Concentrations des contaminants dans le sol (95 ^e centile)	Aucun
	Valeurs écotoxicologiques de référence du CEAEQ	Aucun
Inhibition de la croissance ou de la reproduction des plantes terrestres	Concentrations des contaminants dans le sol (95 ^e centile)	Aucun
	Valeurs écotoxicologiques de référence du CEAEQ	Aucun
Diminution de la survie ou de la reproduction des vers de terre	Concentrations des contaminants dans le sol (95 ^e centile)	Aucun
	Valeurs écotoxicologiques de référence du CEAEQ	Aucun
Diminution de la survie ou de la reproduction des populations de merle d'Amérique	Concentrations des contaminants dans le sol (95 ^e centile)	Aucun
	Concentrations des contaminants dans les invertébrés terrestres (nourriture)	Concentration dans les invertébrés à l'aide de facteurs de bioconcentration et de régressions
	Concentrations des contaminants dans les plantes terrestres (nourriture)	Concentration dans les plantes terrestres à l'aide de facteurs de bioconcentration et de régressions
	Concentrations des contaminants dans l'eau de surface (marres temporaires)	Concentration dans l'eau de surface à l'aide de coefficients de partage sol - eau (Kd)
	Valeurs écotoxicologiques de référence (exposition chronique) du CEAEQ pour les oiseaux	Aucun
	Paramètres d'exposition pour le merle d'Amérique et le goéland à bec cerclé	Aucun
	Concentrations des contaminants dans le sol (95 ^e centile)	Aucun
Diminution de la survie ou de la reproduction de la population du campagnol des champs et de la musaraigne cendrée	Concentrations des contaminants dans les plantes terrestres (nourriture)	Concentration dans les plantes terrestres à l'aide de facteurs de bioconcentration et de régressions
	Concentrations des contaminants dans l'eau de surface (marres temporaires)	Concentration dans l'eau de surface à l'aide de coefficients de partage sol - eau (Kd)
	Valeurs écotoxicologiques de référence (exposition chronique) du CEAEQ pour les mammifères	Extrapolation interspécifique des données selon le modèle du temps physiologique (CEAEQ)
	Paramètres d'exposition pour le campagnol des champs et de la musaraigne cendrée	Aucun

Tableau 13 : Valeurs de référence écotoxicologiques utilisées pour l'évaluation du risque écotoxicologique associé aux sols du 6650 et 6666, rue Saint-Urbain à Montréal

Substance	Valeur écotoxicologique de référence (N2)					
	Musaraigne cendrée	Campagnol des champs	Merte d'Amérique	Plantes terrestres	Invertébrés du sol	Microorganismes du sol
Métaux, métalloïdes et autres inorganiques						
Arsenic	4,27	2,43	4,40	25,00	25,00	304,75
Cuivre	45,30	25,82	4,50	65,00	180,00	447,65
Manganèse	261,86	149,23	46,00	n.d.	n.d.	247,10
Plomb	238,05	135,66	1,13	172,00	930,00	1 834,91
Sélénium	0,74	0,42	0,50	0,90	n.d.	923,44
Hydrocarbures aromatiques polycycliques						
Acénaphthène	n.d.	n.d.	n.d.	10,00	n.d.	n.d.
Anthracène	n.d.	n.d.	n.d.	40,30	n.d.	n.d.
Benzo(a)pyrène	5,36	3,06	n.d.	n.d.	131,40	n.d.
Fluoranthène	29,76	16,96	n.d.	309,70	44,50	n.d.
Fluorène	n.d.	n.d.	n.d.	188,90	31,17	n.d.
Phénanthrène	n.d.	n.d.	n.d.	107,90	29,60	n.d.
Pyrène	n.d.	n.d.	n.d.	96,30	12,30	n.d.

Notes :

n.d. : Non disponible.

* Calcul de la dose équivalente pour les mammifères

Dose_{espèces} (mg/kg/d) = Dose_{espèces} (kg) / Poids_{espèces} (kg) ¹⁴

Tableau 14 : Indices de risques écotoxicologiques pour les organismes de contact associés aux sols du 6650 et 6666, rue Saint-Urbain à Montréal

Substance	Récepteurs écologiques cibles					
	Plantes terrestres			Invertébrés du sol		
	95 ^e centile ⁽¹⁾	Critère A ⁽²⁾	Critère B / Annexe I ⁽³⁾	95 ^e centile ⁽¹⁾	Critère A ⁽²⁾	Critère B / Annexe I ⁽³⁾
Métaux, métalloïdes et autres inorganiques						
Arsenic	0,3	0,1	0,7	0,4	0,2	1,2
Cuivre	0,6	0,3	0,8	0,3	0,2	0,6
Manganèse	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Plomb	10,3	0,1	1,5	2,8	0,1	0,5
Sélénium	2,7	0,7	2,2	n.d.	n.d.	n.d.
Hydrocarbures aromatiques polycycliques						
Acénaphthène	<0,1	<0,1	0,5	n.d.	n.d.	n.d.
Anthracène	<0,1	<0,1	0,1	n.d.	n.d.	n.d.
Benzo(a)pyrène	n.d.	n.d.	n.d.	<0,1	<0,1	<0,1
Fluoranthène	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1
Fluorène	<0,1	<0,1	0,0	<0,1	<0,1	0,2
Phénanthrène	<0,1	<0,1	0,0	<0,1	<0,1	<0,1
Pyrène	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	<0,1	0,4
Microorganismes du sol						
				95 ^e centile ⁽¹⁾	Critère A ⁽²⁾	Critère B / Annexe I ⁽³⁾
				<0,1	<0,1	<0,1
				<0,1	<0,1	<0,1
				2,2	1,6	2,1
				0,97	<0,1	0,1
				<0,1	<0,1	<0,1

Notes :

- (1) : Indice de risque calculé en utilisant le 95^e centile de la distribution des concentrations pour une substance donnée.
- (2) : Indice de risque calculé en utilisant le critère A de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (MDDEP) pour une substance donnée.
- (3) : Indice de risque calculé en utilisant le critère B de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (MDDEP) équivalent à la norme de l'annexe I du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains pour une substance donnée.
- (4) : Valeur déterminant un niveau 2 de protection (N2)
- n.d. : Non disponible.

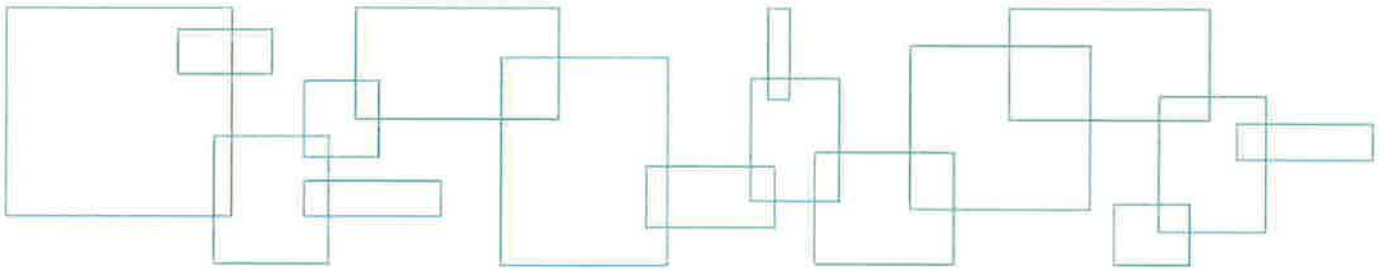
Tableau 15 : Indices de risques écotoxicologiques pour les mammifères et les oiseaux associés aux sols du 6650 et 6666, rue Saint-Urbain à Montréal

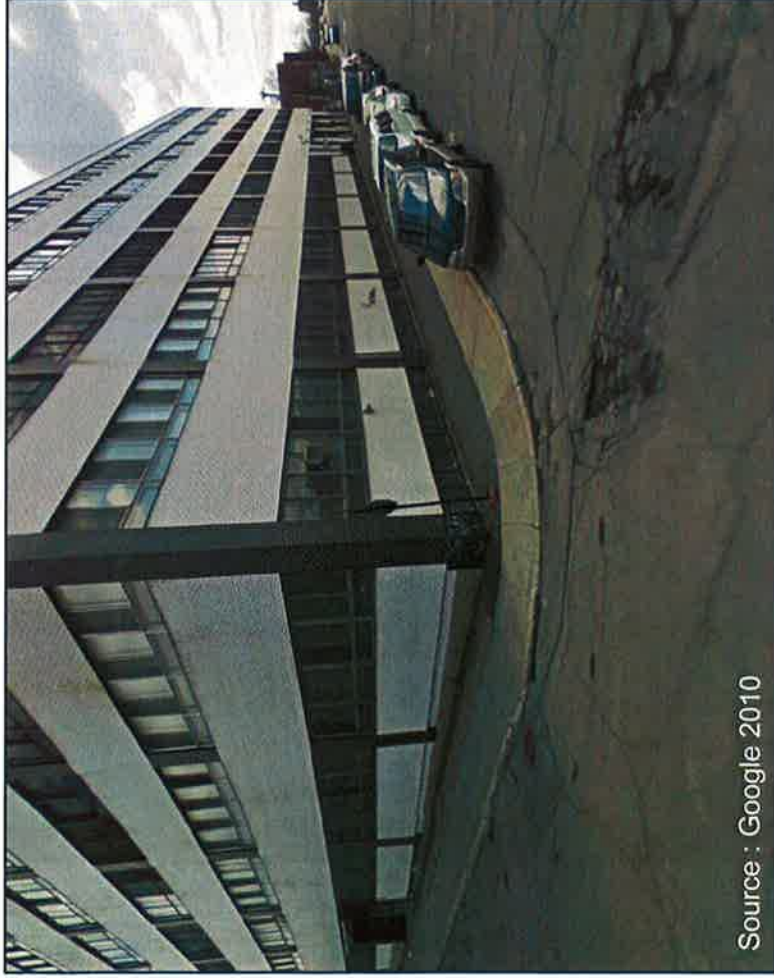
Substance	Récepteurs écologiques cibles									
	Musaraigne cendrée		Campagnol des champs		Merle d'Amérique					
	95 ^e centile ⁽¹⁾	Critère A ⁽²⁾	Critère B / Annexe I ⁽³⁾	95 ^e centile ⁽¹⁾	Critère A ⁽²⁾	Critère B / Annexe I ⁽³⁾	95 ^e centile ⁽¹⁾	Critère A ⁽²⁾	Critère B / Annexe I ⁽³⁾	
Métaux, métalloïdes et autres inorganiques										
Arsenic	0,1	0,1	0,3	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,2
Cuivre	0,1	0,1	0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,8	0,7	1,1	1,1
Manganèse	<0,1	<0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,7	0,5	0,7	0,7
Plomb	0,6	<0,1	0,2	<0,1	<0,1	<0,1	55,9	0,3	1,9	1,9
Sélénium	0,7	0,3	0,7	0,4	0,1	0,4	0,9	0,4	1,1	1,1
Hydrocarbures aromatiques polycycliques										
Acénaphthène	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Anthracène	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Benzo(a)pyrène	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fluoranthène	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fluorène	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Phénanthrène	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Pyrène	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

Notes :

- (1) : indice de risque calculé en utilisant le 95^e centile de la distribution des concentrations pour une substance donnée.
 - (2) : indice de risque calculé en utilisant le critère A de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (MDDEP) pour une substance donnée.
 - (3) : indice de risque calculé en utilisant le critère B de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (MDDEP) équivalent à la norme de l'annexe I du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains pour une substance donnée.
- n.d. : Non disponible.

Annexe 1 Répertoire photographique et visite de terrain





Source : Google 2010

Angle des rues St-Urbain et St-Zotique : Bâtisse sise au 6666 rue St-Urbain



Source : Google 2010

Rue St-Zotique; secteur résidentiel au nord du site



Bâtiments situés au 6650 et 6666 rue St-Urbain



Secteur résidentielle située sur la rue St-Urbain,
face à la propriété



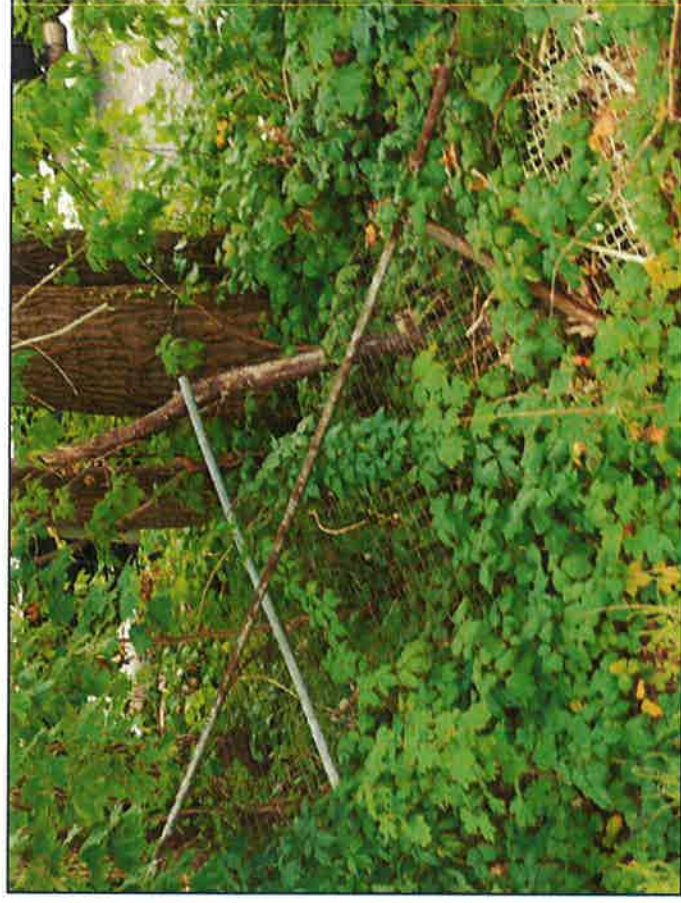
Entrée du stationnement asphalté à l'arrière de la propriété (rue St-Zotique O.)



Utilisation mixte-résidentiel/commercial : secteur au sud-ouest du site



Vue arrière du bâtiment situé au 6650 rue St-Urbain, et stationnement avec recouvrement en pierre concassée.



Bande végétative en friche à la limite ouest de la propriété.



Aménagement paysager situé à l'ouest du stationnement asphalté. Substrat de copeaux de bois. Plantation d'arbres Thuya occidentalis smaragd.

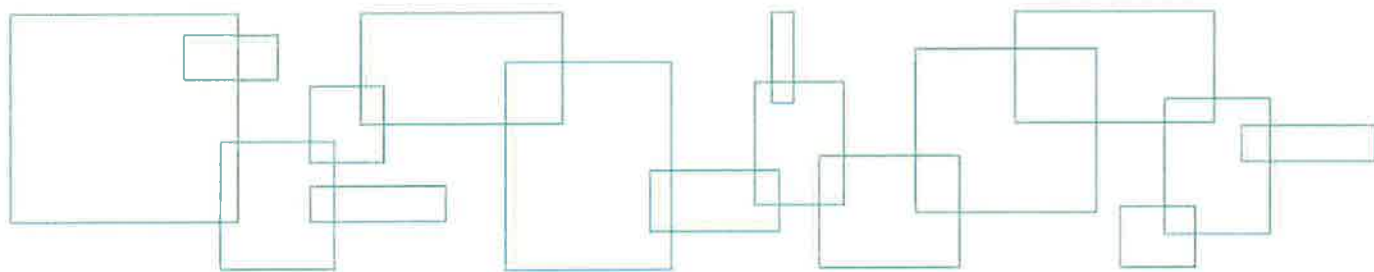


Quelques espèces végétales indigènes présentes dans la bande végétative en friche sur la limite ouest de la propriété. Ici représentés; peuplier deltoïde et vigne vierge à 5 feuilles, tussilage, morelle douce-amer, verge d'or, aster sp.

Tableau 1-1. Liste des espèces végétales observées lors de la visite de terrain effectuée en date du 16 septembre 2010 sur la propriété située au 6650 et 6666 rue St-Urbain à Montréal.

Herbacées	
Nom latin	Nom commun
<i>Aster amelus</i>	Aster amelle
	Aster sp.
<i>Cirsium vulgare</i>	Chardon vulgaire
<i>Hemerocallis</i>	Hémérocalle
<i>Miscanthus sp. (malepartus)</i>	Miscanthus sp.
<i>Solanum dulcamara</i>	Morelle douce amère
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	Petite herbe à poux
<i>Taraxacum officinale</i>	Pissenlit officinal
<i>Plantago major</i>	Plantain majeur
<i>Potentilla anserina</i>	Potentille anserine
<i>Silene vulgaris</i>	Silène enflée (vulgaire)
<i>Spiraea sp.</i>	Spirée sp (horticulture)
<i>Trifolium pratense</i>	Trèfle rouge
<i>Tussilago farfara</i>	Tussilage (pas d'âne)
<i>Solidago canadensis</i>	Verge d'or du Canada
<i>Erigeron canadensis</i>	Vergette du Canada
<i>Cicuta cracca L.</i>	Vesse Jargeau
<i>Gramineae sp.</i>	Graminées sp.
<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	Vigne vierge de Virginie
<i>Linaria vulgaris</i>	Linnaire vulgaire
<i>Vitis sylvestris</i>	Vigne sauvage
Arbres	
<i>Acer negundo</i>	Érable à Giguère
<i>Populus deltoides</i>	Peuplier deltoïde
<i>Salix sp.</i>	Saute sp.
<i>Rhus typhina L.</i>	Sumac vinaigrier
<i>Thuja occidentalis "smaragd"</i>	Thuja cèdre émeraude

Annexe 2 Calcul des concentrations dans l'air extérieur



CALCULS DES CONCENTRATIONS DES CONTAMINANTS DANS L'AIR

1. Scénario sols à nu (état actuel)

Cette section présente la méthode utilisée dans le présent rapport pour l'estimation des concentrations des substances d'intérêt dans l'air ambiant dans le cadre de l'évaluation du risque toxicologique.

1.1 Processus n°1 : volatilisation

La volatilisation est un phénomène important pour les substances ayant une pression de vapeur et une constante de Henry relativement élevée [1]. Dans le contexte de la présente étude, le taux de volatilisation des métaux n'a pas été évalué puisque ces composés présentent une très faible pression de vapeur ($< 5,65 \times 10^{-7}$ Pa). En revanche, le taux de volatilisation des substances organiques, soit les hydrocarbures aromatiques polycycliques, a été évalué.

Afin d'estimer les taux de volatilisation ou d'émission de contaminants dans l'air ambiant à partir de différentes couches de sol, le modèle proposé par Jury et al. [2-4] a été utilisé. Les équations supportant ce modèle ont fait l'objet d'un processus de validation exhaustif pour différentes conditions limites d'application. L'annexe C du document Soil Screening Guidance : Technical Background [5] ainsi qu'un autre document de validation [6] présente l'essentiel de ce processus. De plus, les équations initiales proposées dans les études de Jury ont été adaptées par plusieurs auteurs [7-10] pour des situations particulières (ex. : lieux d'enfouissement sanitaire, infiltration dans les bâtiments, etc.).

Ce modèle permet d'estimer le taux de volatilisation de composés provenant d'une contamination uniforme dans le sol en fonction du temps, de la profondeur et de l'épaisseur de la contamination. Il permet également, pour des conditions limites d'application (ex. : sans sol propre en surface), d'estimer un taux d'émission pour une contamination en surface. Le modèle assume une distribution linéaire, à l'équilibre, du contaminant dans le sol entre la phase vapeur, liquide et particulaire (contaminant adsorbé). Les paramètres suivants sont calculés à l'aide des équations proposées par Jury et al. [2-4] et servent ensuite à estimer le taux d'émission du contaminant :

- Coefficient de diffusion de la phase dissoute du contaminant dans l'air et dans l'eau du sol;
- Coefficient de diffusion de la phase dissoute du contaminant dans l'air et dans l'eau de la couche d'interface sol - air. Ce paramètre n'est cependant pas pris en compte pour des conditions limites d'application [6] ;
- Vitesse effective de la phase dissoute du contaminant dans l'eau du sol. Cette variable permet de tenir compte des phénomènes de lessivage ou d'évaporation. Par souci de conservatisme, un taux moyen d'évaporation a été pris en compte à raison de 0,25 cm/jour [3]. Le processus associé à la lixiviation des sols n'a pas été considéré.

Le temps écoulé depuis la contamination est intégré au niveau du calcul de plusieurs paramètres définis dans les équations de Jury et al. Premièrement, il permet d'évaluer la concentration résiduelle du contaminant selon une réaction de dégradation du premier ordre. Deuxièmement, il est considéré dans l'évaluation de la diffusion des différentes phases du contaminant dans le sol.

Ainsi, le modèle prédit que le taux de volatilisation est à son maximum peu après la contamination (environ 20 jours) et diminue par la suite pour se stabiliser après plusieurs jours (> 365 jours).

Par souci de conservatisme, le temps de dégradation des substances impliquées dans la présente étude a été considéré comme étant infini. De plus, le temps écoulé entre le moment où la contamination est présente sur le site et aujourd'hui a été fixé selon la date de la dernière caractérisation effectuée sur le site à l'étude.

Les taux de volatilisation ont été considérés pour les couches suivantes :

- Interface sol – air du terrain : cette couche, d'une épaisseur de 0,5 cm (hypothèse habituelle) ou selon les caractéristiques intrinsèques du site à l'étude, est rattachée aux propriétés spécifiques de la rhizosphère. Pour cette couche, un processus de volatilisation du sol de surface vers l'air a été considéré. Les concentrations utilisées correspondent au 95^e centile des concentrations de contaminants mesurées dans le sol de l'ensemble du terrain sur une profondeur de 0 à 1 m.
- Rhizosphère du terrain : cette couche, d'une épaisseur de 1 m (hypothèse habituelle) ou selon les caractéristiques intrinsèques du site à l'étude, est rattachée aux propriétés spécifiques de la rhizosphère. Pour cette couche, un processus de volatilisation d'une contamination située à moins de 1 m a été considéré. Le processus de volatilisation prend place majoritairement au travers de la rhizosphère. Les concentrations considérées correspondent au 95^e centile des concentrations en contaminants mesurées dans le sol de l'ensemble du terrain sur une profondeur inférieure ou égale à 1 m. Lorsque les concentrations mesurées étaient inférieures au critère A de la Politique du MDDEP, une concentration dans le sol équivalente à ce critère a été considérée.
- Sol profond – zone vadose du terrain (non saturé) : cette couche, d'une épaisseur variable selon les caractéristiques intrinsèques du site à l'étude, est rattachée aux propriétés spécifiques de la zone vadose. Pour cette couche, un processus de volatilisation d'une contamination située en profondeur a été considéré. Le processus de volatilisation prend place majoritairement au travers de la zone vadose. Les concentrations utilisées correspondent au 95^e centile des concentrations mesurées dans le sol de l'ensemble du terrain sur une profondeur supérieure à 1 m.

1.2 Processus n°2 : érosion éolienne

Les taux d'émission de contaminants reliés à la suspension par érosion éolienne de matières particulaires respirables (PM10) ont été estimés à partir des équations présentées dans le document intitulé Rapid Assessment of Exposure to Particulate Emissions from Surface Contamination Site de l'U.S. EPA [11]. Les processus physiques impliqués dans ces équations sont reliés à la nature même du sol (ex. : granulométrie, facteur de rugosité, couverture végétale) ainsi qu'à la friction du vent sur le sol.

Les paramètres suivants sont calculés à l'aide des équations proposées par l'U.S. EPA et servent ensuite à estimer le taux d'émission du contaminant ;

- Diamètre moyen des particules : ce paramètre permet d'évaluer la facilité avec laquelle les particules sur le site peuvent être mises en suspension ;
- Facteur de correction pour tenir compte des parties non érodables : puisque les matériaux de surface ne sont pas homogènes, ce facteur, sous forme d'équation polynomiale, permet de tenir compte de la proportion du site qui est composé de matériaux pouvant être difficilement mis en suspension ;
- Vitesse critique de friction : ce paramètre correspond à la vitesse à partir de laquelle les particules présentes sur le sol sont mises en suspension ;
- Vitesse limite du vent à 7 mètres : ce paramètre permet de tenir compte de la distribution verticale du vent sur le site à l'étude.

1.3 Processus n°3 : dispersion atmosphérique

Afin d'évaluer les concentrations ambiantes à laquelle la population environnante est exposée résultant de la volatilisation et de l'érosion éolienne de contaminants provenant du site, une modélisation de la concentration dans l'air au-dessus du site a été réalisée à l'aide d'un modèle de type uni-compartiment ou box-model nécessitant comme données d'entrée :

- Le taux d'émission ;
- La superficie du site ;
- La vitesse du vent.

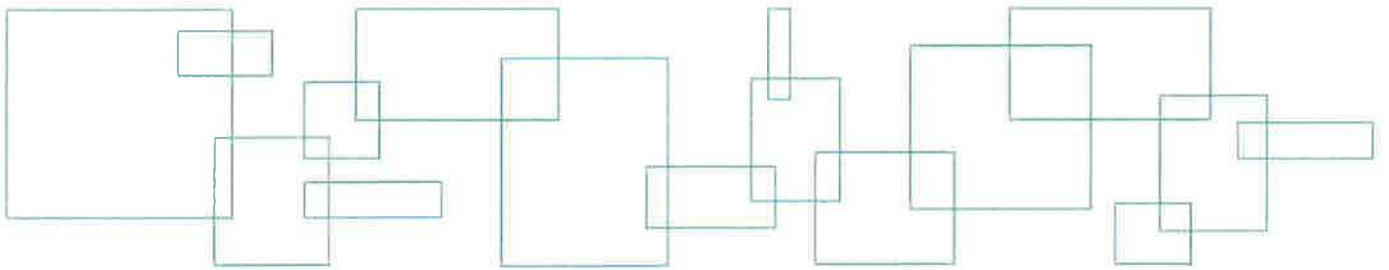
Tableau 2-1 : Calculs des concentrations des contaminants dans l'air

Substances	Air				
	Taux		Concentration		
	Érosion éolienne	Volatilisation	Forme particulaire	Forme de poussières	Forme gazeuse
Acénaphène	4,82E-13	7,45E-10	5,77E-09	5,77E-09	8,92E-06
Anthracène	2,30E-12	1,15E-08	2,76E-08	2,76E-08	1,38E-04
Benzo(a)anthracène	2,73E-12	1,26E-11	3,27E-08	3,27E-08	1,51E-07
Benzo(a)pyrène	2,46E-12	4,54E-12	2,95E-08	2,95E-08	5,44E-08
Benzo(b)fluoranthène	4,87E-12	6,80E-12	5,83E-08	5,83E-08	8,14E-08
Benzo(c)phénanthrène	4,82E-13	8,25E-13	5,77E-09	5,77E-09	9,88E-09
Chrysène	3,37E-12	6,42E-12	4,04E-08	4,04E-08	7,69E-08
Dibenzo(a,h)anthracène	2,68E-13	3,46E-13	3,20E-09	3,20E-09	4,15E-09
Dibenzo(a,l)pyrène	4,82E-13	6,23E-14	5,77E-09	5,77E-09	7,46E-10
Fluoranthène	6,96E-12	2,97E-08	8,33E-08	8,33E-08	3,56E-04
Fluorène	4,82E-13	1,76E-09	5,77E-09	5,77E-09	2,10E-05
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	1,23E-12	2,79E-12	1,47E-08	1,47E-08	3,35E-08
Phénanthrène	5,70E-12	3,34E-08	6,82E-08	6,82E-08	4,00E-04
Pyrène	5,35E-12	4,39E-11	6,41E-08	6,41E-08	5,26E-07
Arsenic	1,90E-11	0,00E+00	2,27E-07	2,27E-07	0,00E+00
Cuivre	1,03E-10	0,00E+00	1,23E-06	1,23E-06	0,00E+00
Manganèse	1,48E-09	0,00E+00	1,78E-05	1,78E-05	0,00E+00
Plomb	4,76E-09	0,00E+00	5,70E-05	5,70E-05	0,00E+00
Sélénium	6,42E-12	0,00E+00	7,69E-08	7,69E-08	0,00E+00

3. Références

1. Weiner, E.R. 2000. Applications of Environmental Chemistry : A Practical Guide for Environmental Professionals. Boca Raton, Florida: CRC Press, Lewis Publishers.
2. Jury, W.A., W.F. Spencer, and W.J. Farmer. 1983. Behavior Assessment Model for Trace Organics in Soil : I. Model Description. Journal of Environmental Quality, 12(4): 558-564.
3. Jury, W.A., W.F. Spencer, and W.J. Farmer. 1984. Behavior Assessment Model for Trace Organics in Soil : II. Chemical Classification and Parameter Sensitivity. Journal of Environmental Quality, 13(4): 567-586.
4. Jury, W.A., et al. 1990. Evaluation of volatilization by organic chemicals residing below the soil surface. Water Resources Research, 26(1): 13-20.
5. US EPA. 1996. Soil-Screening Guidance : Technical Background Document - Part 5. Chemical-Specific Parameters - Second Edition. EPA/540/R-95/128. United States Environmental Protection Agency (US EPA), Office of Solid Waste and Emergency Response. Washington DC.
6. Environmental Quality Management inc. 1995. Limited Validation of the Jury Infinite Source and Jury Reduced Solution Finite Source Models for Emissions Of Soil-Incorporated Volatile Organic Compounds. Environmental Quality Management inc.,.
7. Anderssen, R.S. and F.R. De Hoog. 1997. Modelling the Volatilization of Organic Soil Contaminants : Extension of the Jury, Spencer and Farmer Behaviour Assessment Model and Solution. Applied Mathematics Letters, 10(1): 31-34.
8. Anderssen, R.S. and F.R. De Hoog. 1997. Erratum to "Modelling the Volatilization of Organic Soil Contaminants : Extension of the Jury, Spencer and Farmer Behaviour Assessment Model and Solution". Applied Mathematics Letters, 10(6): 135.
9. Lin, J.S. and L.M. Hildermann. 1995. A Nonsteady-State Analytical Model to Predict Gaseous Emissions of Volatile Organic Compounds from Landfills. Journal of Hazardous Materials, 40: 271-295.
10. McLachlan, M.S., G. Czub, and F. Wania. 2002. The Influence of Vertical Sorbed Phase Transport on the Fate of Organic Chemicals in Surface Soils. Environmental Science & Technology, 36(22): 4860-4867.
11. US EPA. 1985. Rapid assessment of exposure to particulate emissions from surface contamination sites. EPA/600/8-85/002. United States Environmental Protection Agency (US EPA), Office of Health and Environmental Assessment. Washington.

Annexe 3 Propriétés physiques du site



PROPRIÉTÉS PHYSIQUES DU SITE

Les sous-sections suivantes présentent et définissent les principales propriétés et caractéristiques physiques du site à l'étude. À noter que l'ensemble des valeurs propres au site est retrouvé sous la forme d'un tableau à la fin de la présente annexe.

Superficie contaminée

La superficie contaminée est définie comme la superficie totale du site à l'étude qui n'est pas sous l'emprise des bâtiments existants et/ou toutes autres structures présentes empêchant le contact direct des récepteurs biologiques aux sols contaminés. Cette variable est utilisée pour la modélisation de la dispersion atmosphérique des contaminants dans l'air ambiant ainsi que pour l'évaluation du risque écotoxicologique.

Fraction du terrain couverte de végétation

La végétation inclut les surfaces gazonnées, les zones herbacées, arbustives ou arboricoles, les pâturages, les cultures, les aménagements paysagers et les forêts. La télédétection permet de déterminer la fraction couverte de végétation à partir d'images satellites ou de photographies aériennes. Une visite de terrain permet également de déterminer cette fraction, lorsque le site n'est pas trop important en terme de superficie. Cette variable est utilisée pour les calculs d'émission de particules par érosion éolienne.

Épaisseur du sol de l'interface sol – air

La valeur utilisée a été établie en concordance avec les profondeurs suggérées par Jury et al. [1-3] pour la modélisation du processus de volatilisation à l'interface air / sol. La valeur retenue pour les calculs est de 0,005 m, une valeur utilisée par défaut.

La valeur retenue pour les calculs est de 0,005 m.

Densité des particules du sol

La densité est définie comme la masse d'un corps donné par unité de volume occupé. Le sol est constitué de particules de différentes compositions chimiques. Les proportions de ces types de particules sont différentes et influencent plusieurs paramètres. La densité des particules d'un sol est une moyenne de la densité des différents types de particules présentes dans le sol. Peu de mesures spécifiques à chaque sol sont disponibles pour ce paramètre. La valeur utilisée dans la plupart des ouvrages est tirée du Service de conservation des sols (SCS) de l'USDA. Elle correspond approximativement à la densité de la silice (SiO₂), minéral important dans la composition du sable et des roches ignées, et est utilisée pour des conversions d'unité [4, 5].

La valeur retenue pour les calculs est de 1 500 kg/m³.

Épaisseur de la rhizosphère

La rhizosphère est définie comme étant la zone où se développent les racines des plantes. L'épaisseur de la rhizosphère constitue l'étendue verticale moyenne de ce milieu.

Cette variable est utilisée pour les calculs d'émission par volatilisation des contaminants présents dans le sol. La stratigraphie des sols du site à l'étude permet normalement d'obtenir cette variable. Toutefois, la présence de vie (invertébrés, racines des plantes, micro-organismes) se concentre surtout dans le premier mètre de sol. La valeur retenue pour les calculs, valeur normalement utilisée par défaut, est de 1,5 m.

La valeur retenue pour les calculs est de 1,5 m.

Fraction d'argile, de silt et de sable dans la rhizosphère ou dans la zone vadose

La fraction d'argile au sein de la rhizosphère ou de la zone vadose est déterminée à l'aide d'un diagramme triangulaire des textures du sol (Soil Texture Triangle) [6]. En utilisant la texture générale des sols présents, il est possible à partir de ce diagramme de déterminer approximativement la fraction d'argile, tout comme celle du sable ou du silt.

Fraction de carbone organique de la rhizosphère ou de la zone vadose

Le contenu en carbone organique constitue la proportion massique de carbone provenant de matière organique présente dans la rhizosphère et dans la zone vadose. La teneur en matière organique est un des paramètres les plus importants en pédologie. De 20 à 70 % de la capacité d'échange cationique est associée à la matière organique présente dans le sol. De plus, un sol riche en matière organique résiste mieux à l'érosion, retient davantage l'eau, favorise l'agrégation des particules, diminue sa compaction et accroît grandement son pouvoir tampon. Cette variable est utilisée pour le calcul du coefficient d'adsorption eau / sol (Kd) pour les composés organiques.

La valeur utilisée est normalement une valeur mesurée (ou une moyenne de valeurs mesurées) directement sur le site. En absence de mesure, une approximation à partir des caractéristiques observées ou une comparaison avec des sols aux caractéristiques similaires est réalisée.

Densité du sol (bulk density) de la rhizosphère ou de la zone vadose

Le sol est constitué d'air, d'eau et de particules. La densité du sol (bulk density) est une moyenne de l'ensemble des constituants (air, eau, particules) d'un sol. Plusieurs relations existent entre la texture (% argile, % silt, % sable), la porosité (% air + % eau) et la densité du sol. Ainsi, les valeurs retenues ont été déterminées à l'aide d'un diagramme triangulaire des textures du sol (Soil Texture Triangle) [6]. Ces variables sont utilisées pour les calculs d'émission par volatilisation des contaminants présents dans le sol.

Porosité de la rhizosphère ou de la zone vadose

C'est la mesure de l'espace qui n'est pas occupé par la matière minérale dans un sol. Se définit comme le pourcentage de tout l'espace constitué de pores, y compris tous les vides, reliés entre eux ou non, dans le volume total du sol. Ainsi, la porosité du sol (P) peut être primaire ou secondaire.

La porosité primaire est due aux interstices entre les grains. La porosité secondaire est plutôt reliée à l'existence de fissures et de diaclases ouvertes. La porosité totale peut être exprimée par l'équation suivante :

$$P = V_v/V_t$$

où :

V_v : volume de vides

V_t : volume total

L'espace poreux ou porosité d'un sol peut aussi être calculé en utilisant la formule suivante présentée par le SCS de l'USDA [5] :

où :

P : porosité du sol

bulk_density : densité du sol en g/cm^3

La densité des particules du sol est exprimée en g/cm^3 . Cette variable est utilisée pour les calculs d'émission par volatilisation des contaminants présents dans le sol [5].

Fraction en eau de la rhizosphère et de la zone vadose (capacité de rétention au champ)

La capacité de rétention au champ est la capacité de rétention maximale en eau d'un sol. Elle correspond à la quantité d'eau retenue, après une période de temps (généralement 48 heures) d'égouttement de l'eau libre vers la nappe phréatique, par un sol préalablement gorgé d'eau.

La quantité totale retenue dépend de la texture du sol ainsi que de sa profondeur. L'eau excédentaire se dirigera donc vers la nappe phréatique, plus ou moins vite suivant la perméabilité du sol, en lien direct avec la texture et la structure du sol.

La formule utilisée pour déterminer cette capacité de rétention est la suivante [7] :



Capacité au champ = (0,3333 / A) (1 / B)

$$A = e^{-4,396 - (0,0715 \times \text{argile}) - (0,000488 \times \text{sable}^2) - (0,00004285 \times (\text{sable})^2 \times \text{argile})}$$

$$\text{et } B = -3,14 - (0,00222 \times (\text{argile}^2)) - 0,00003484 \times ((\text{sable}^2) \times (\text{argile}))$$

où :

argile = Pourcentage d'argile

sable = Pourcentage de sable

Fraction d'air de la rhizosphère et de la zone vadose

Le contenu en air de la rhizosphère et de la zone vadose constitue la proportion volumique d'air présente dans la rhizosphère et dans la zone vadose, respectivement. Le contenu en air du sol a été évalué à partir de la porosité du sol, de laquelle on doit soustraire le contenu en eau du sol. Cette variable est utilisée pour les calculs d'émission par volatilisation des contaminants présents dans le sol [5].

Épaisseur du sol, zone de la vadose

La vadose est définie comme étant la zone tour à tour sèche et mouillée selon les variations de niveau de la nappe phréatique (zone de battement). L'épaisseur de la vadose constitue l'étendue verticale moyenne de ce milieu.

Cette variable est utilisée pour les calculs d'émission par volatilisation des contaminants présents dans le sol. La stratigraphie des sols du site à l'étude permet normalement d'obtenir cette variable.

Fraction de particules non érodables

Le pourcentage de particules non érodables constitue la proportion de particules étant trop grosses pour être soulevées par le vent. On évalue ce pourcentage selon la distribution de la grosseur des particules situées en surface du site. Ce pourcentage varie généralement de 0 à 10 %. Cette variable est utilisée pour les calculs d'émission de particules par érosion éolienne. Le pourcentage est généralement estimé à partir de la visite de terrain et conformément à l'annexe A du document de l'U.S. EPA [8].

Longueur de rugosité

La longueur de rugosité de la surface du site est établie à partir de l'utilisation du sol dans un rayon de 5 km du site étudié. Ce paramètre est nécessaire afin de corriger la vitesse des vents mesurés aux stations météorologiques synoptiques. En effet, si les vents étaient mesurés au-dessus d'une surface très rugueuse, leur vitesse serait probablement beaucoup plus faible. La longueur de rugosité est utilisée au niveau des calculs d'émission de particules par érosion éolienne et est associée au site à l'étude à partir du type d'environnement rencontré (ex. : site périurbain, milieu urbain, etc.) [9].

Vitesse des vents - moyenne annuelle

La moyenne annuelle de la vitesse des vents est obtenue à partir des statistiques des Normales Climatiques au Canada, de 1971 à 2000, pour la station météorologique située la plus près du site à l'étude [10]. Lorsque cela est possible, il est préférable d'utiliser une station qui rencontre les normes de l'Organisation météorologique mondiale des Nations Unies, stations marquées d'un astérisque sur le site d'Environnement Canada. Cette variable est utilisée pour les calculs d'émission de particules par érosion éolienne ainsi que pour l'évaluation de la dispersion atmosphérique des contaminants.

Température ambiante

La température ambiante moyenne annuelle est obtenue à partir des statistiques des Normales Climatiques au Canada, de 1971 à 2000, pour la station météorologique située la plus près du site à l'étude [10]. Lorsque cela est possible, il est préférable d'utiliser une station qui rencontre les normes de l'Organisation météorologique mondiale des Nations Unies, stations marquées d'un astérisque sur le site d'Environnement Canada. Cette variable est utilisée pour des conversions d'unités.

Précipitations moyennes annuelles

Les précipitations moyennes annuelles sont obtenues à partir des statistiques des Normales Climatiques au Canada, de 1971 à 2000, pour la station météorologique située la plus près du site à l'étude [10]. Lorsque cela est possible, il est préférable d'utiliser une station qui rencontre les normes de l'Organisation météorologique mondiale des Nations Unies, stations marquées d'un astérisque sur le site d'Environnement Canada. La moyenne annuelle des précipitations totales (pluie et neige) est utilisée.

Nombre de jours sans précipitations

Le nombre de jours sans précipitation (JSP) par année est obtenu à partir des statistiques des Normales Climatiques au Canada, de 1971 à 2000, pour la station météorologique située la plus près du site à l'étude [10]. Lorsque cela est possible, il est préférable d'utiliser une station qui rencontre les normes de l'Organisation météorologique mondiale des Nations Unies, stations marquées d'un astérisque sur le site d'Environnement Canada.

Nombre de jours sans couverture de neige

Le nombre de jours sans couverture de neige par année est obtenu à partir des statistiques des Normales Climatiques au Canada, de 1971 à 2000, pour la station météorologique située la plus près du site à l'étude [10]. Lorsque cela est possible, il est préférable d'utiliser une station qui rencontre les normes de l'Organisation météorologique mondiale des Nations Unies, stations marquées d'un astérisque sur le site d'Environnement Canada.



Constante universelle des gaz parfaits

La constante universelle des gaz parfaits a été empiriquement déterminée en tant que constante de proportionnalité de l'équation des gaz parfaits. Elle établit le lien entre les variables d'état, telles la température, la quantité de matière, la pression et le volume. Elle est utilisée dans de nombreuses applications et formules.

La valeur retenue pour les calculs est de $8,31447 \text{ J mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$.

Temps écoulé depuis la contamination

Le temps écoulé depuis la contamination est utilisé dans l'évaluation du taux de volatilisation. Par souci de conservatisme, le temps écoulé est fixé à partir de la date de la dernière caractérisation des sols effectuée sur le site à l'étude. Cette variable est utilisée pour les calculs d'émission par volatilisation des contaminants présents dans le sol.

Tableau 3-1 : Caractéristiques du site à l'étude

Paramètre	Valeur	Note	Référence
Superficie contaminée (m ²)	7283,2	Superficie du site à l'étude	Caractérisation en cours
Fraction du terrain couverte de végétation	0,00	Estimation selon la visite de terrain	Caractérisation en cours
Épaisseur du sol de l'interface sol - air (m)	0,005	Valeur par défaut	Jury et al. (1983, 1984, 1990)
Densité des particules dans le sol (kg/m ³)	2650	Densité de la silice	Pellan, 1994 ; Schwalen, 1996
Épaisseur de la rhizosphère (m)	1	Épaisseur du remblai	Caractérisation en cours
Pourcentage (fraction) de sable dans la rhizosphère	0,40	Pour un sol de type loam sableux (sandy loam)	Soil Texture Triangle, pedosphere.com (2002)
Pourcentage (fraction) de silt dans la rhizosphère	0,50	Pour un sol de type loam sableux (sandy loam)	Soil Texture Triangle, pedosphere.com (2002)
Pourcentage (fraction) d'argile dans la rhizosphère	0,10	Pour un sol de type loam sableux (sandy loam)	Soil Texture Triangle, pedosphere.com (2002)
Diamètre moyen des particules de la rhizosphère (µm)	0,247	Moyenne pondérée en fonction des composantes du sol	Schwalen, 1996
Fraction en carbone organique de la rhizosphère (g/c)	0,020	Hypothèse (valeur par défaut)	Valeur par défaut
Densité du sol (bulk density) de la rhizosphère (g/cm ³)	1,5	A l'aide du diagramme triangulaire de textures des sols	Soil Texture Triangle, pedosphere.com (2002)
Porosité de la rhizosphère	0,43	Calculé à l'aide de la densité des particules du sol	Schwalen, 1996
Fraction en eau de la rhizosphère	0,25	Capacité de rétention au champ	Ficklin, R.L.
(capacité de rétention au champ)		A partir des % de sable et d'argile dans la rhizosphère	http://www.ficklinsols.net/soils/soiltexture.htm
Fraction en air de la rhizosphère	0,18	A partir de la porosité du sol moins le contenu en eau	Schwalen, 1996
Épaisseur de la zone vadose	1	Selon les résultats des caractérisations	Caractérisation en cours
Pourcentage (fraction) de sable dans la zone vado	0,45	Pour un sol de type silt argilleux à sableux	Soil Texture Triangle, pedosphere.com (2002)
Pourcentage (fraction) d'argile dans la zone vados	0,05	A l'aide du diagramme triangulaire de textures des sols	Soil Texture Triangle, pedosphere.com (2002)
Fraction en carbone organique de la zone vadose	0,015	Hypothèse (valeur < rhizosphère)	Valeur par défaut
Densité du sol (bulk density) de la zone vadose (g/cm ³)	1,6	A l'aide du diagramme triangulaire de textures des sols	Soil Texture Triangle, pedosphere.com (2002)
Porosité de la zone vadose	0,39	Calculé à l'aide de la densité des particules du sol	Schwalen, 1996
Fraction en eau de la zone vadose		Capacité de rétention au champ	Ficklin, R.L.
(capacité de rétention au champ)	0,24	A partir des % de sable et d'argile dans la vadose	http://www.ficklinsols.net/soils/soiltexture.htm
Fraction en air de la zone vadose	0,15	A partir de la porosité du sol moins le contenu en eau	Schwalen, 1996
Pourcentage (fraction) de particules non érodables	0,05	Selon la méthode décrite à l'annexe A de l'U.S. EPA (0-10%)	U.S. EPA, 1985
Longueur de rugosité (cm)	50	Milieu urbain	MDDEP, 2005
Vitesse des vents - moyenne annuelle (m/d)	343200	Station météorologique : Mtl/Pierre Elliott Trudeau INTL A *	Environnement Canada, 2004
Température ambiante (K)	279,35	Station météorologique : Mtl/Pierre Elliott Trudeau INTL A *	Environnement Canada, 2004
Précipitations moyennes annuelles (m/d)	0,0027	Station météorologique : Mtl/Pierre Elliott Trudeau INTL A *	Environnement Canada, 2004
Nombre de jours sans pluie ou sans couvert de neige	137	Station météorologique : Mtl/Pierre Elliott Trudeau INTL A *	Environnement Canada, 2004
Nombre de jours sans couvert de neige	256	Station météorologique : Mtl/Pierre Elliott Trudeau INTL A *	Environnement Canada, 2004
Constante universelle des gaz (Pa x m ³ x K ⁻¹ x mol ⁻¹)	8,31451	Constante universelle	Lide, 2002
Temps écoulé depuis la contamination (jours)	365	Selon les résultats des caractérisations	Caractérisation en cours

RÉFÉRENCE

1. Jury, W.A., W.F. Spencer, and W.J. Farmer. 1983. Behavior Assessment Model for Trace Organics in Soil : I. Model Description. *Journal of Environmental Quality*, 12(4): 558-564.
2. Jury, W.A., W.F. Spencer, and W.J. Farmer. 1984. Behavior Assessment Model for Trace Organics in Soil : II. Chemical Classification and Parameter Sensitivity. *Journal of Environmental Quality*, 13(4): 567-586.
3. Jury, W.A., et al. 1990. Evaluation of volatilization by organic chemicals residing below the soil surface. *Water Resources Research*, 26(1): 13-20.
4. Pellant, C. 1994. *Roches et Minéraux - Collection L'Oeil Nature*. Paris, France : Édition Bordas.
5. Schwalen, E.T. 1996. The Distribution of California Landscape Variables for CalTOX. Risk Science Program (RSP). The Human and Ecological Risk Division, Department of Toxic Substances Control and the California Environmental Protection Agency (Cal EPA). Department of Environmental Toxicology. University of California. California.
6. Pedosphere. 2002. (En ligne: Accès en janvier 2007). The pedosphere and it's dynamics - A systems approach to soil science - Canadian Texture Triangle. *Pedosphere* (Issue 001). Mise à jour : Non spécifiée. <http://www.pedosphere.com/resources/bulkdensity/triangle.cfm>.
7. Ficklin, R.L. 1997. (En ligne: Accès en janvier 2007). Soil Texture Triangle - Hydraulic Properties Calculator. Dr. K.E. Saxton (USDA/ARS) - Standalone program(reformatted by Robert L. Ficklin). Mise à jour : 1997-02-18. <http://www.ficklinsoils.net/soils/soiltexture.htm#AW>.
8. US EPA. 1985. Rapid assessment of exposure to particulate emissions from surface contamination sites. EPA/600/8-85/002. United States Environmental Protection Agency (US EPA), Office of Health and Environmental Assessment. Washington.
9. Leduc, R. 2005. Guide de la modélisation de la dispersion atmosphérique. Envirodoc ENV/2005/0072 - QA/49. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), Direction du suivi de l'état de l'environnement. Québec, Québec.
10. Environnement Canada (EC). 2005. (En ligne: Accès en février 2007). Normales et moyennes climatiques au Canada 1971 - 2000. Environnement Canada (EC), La Voie verte. Mise à jour : 2006-04-18. http://www.climat.meteo.ec.gc.ca/climate_normals/index_f.html.
11. Lide, D.R. 2002. *Handbook of Chemistry and Physics*. CRC Press.

Annexe 4 Paramètres d'exposition humaine

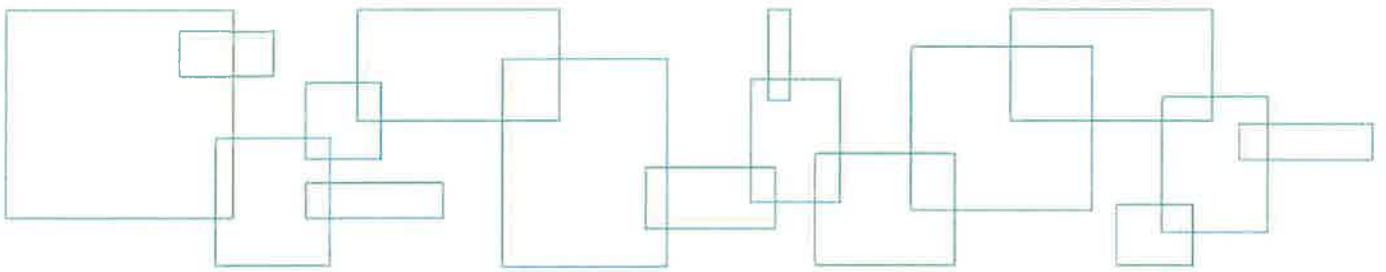


Tableau 4-1 : Paramètres d'exposition humaine (travailleurs)

A- Occupation du territoire <input type="checkbox"/> Résidentielle en milieu urbain		Groupe cible : Travailleurs <input type="checkbox"/> Résidentielle en milieu rural		Condition du site : État actuel <input checked="" type="checkbox"/> Commerciale/Industrielle <input type="checkbox"/> Récréative		
B- Voies d'exposition Inhalation <input checked="" type="checkbox"/> Inhalation de la phase gazeuse (ext.) <input type="checkbox"/> Inhalation de la phase gazeuse (int.) <input checked="" type="checkbox"/> Inhalation de particules (ext.) <input type="checkbox"/> Inhalation de particules (int.)		Ingestion <input checked="" type="checkbox"/> Ingestion par inadvertance de sol <input type="checkbox"/> Ingestion par inadvertance d'eau (baignade) <input type="checkbox"/> Ingestion de poussières (int.) <input type="checkbox"/> Ingestion d'eau potable <input type="checkbox"/> Ingestion de lait et produits laitiers (local) <input type="checkbox"/> Ingestion de légumes racines (local) <input type="checkbox"/> Ingestion d'autres légumes (local) <input type="checkbox"/> Ingestion de fruits (local) <input type="checkbox"/> Ingestion de viande (local) <input type="checkbox"/> Ingestion de poisson (local) <input type="checkbox"/> Ingestion de sédiments		Contact cutané <input checked="" type="checkbox"/> Sol <input type="checkbox"/> Eau <input type="checkbox"/> Air <input type="checkbox"/> Sédiments		Calcul dose moyenne à vie Oui <input type="checkbox"/> 70 Non <input checked="" type="checkbox"/> 70
C- Fréquence et durée d'exposition Nombre d'heures par jour (D ₁) <input type="text" value="10"/> Nombre de jours par semaine (D ₂) <input type="text" value="5"/> Nombre de semaines par an (D ₃) <input type="text" value="50"/> (1) Inhalation Temps passé à l'intérieur (hre) <input type="text" value="0"/> Temps passé à l'extérieur (hre) <input type="text" value="10"/> Temps total (hre) <input type="text" value="10"/>		Ingestion sol et poussières int. Référence B B B Référence H H		Liste de référence A Résidentielle milieu urbain/rural - MSSS, 2002 B Commerciale/Industrielle - MSSS, 2002 C Récréative - MSSS, 2002 D Résidentielle milieu urbain/rural - Santé Canada, 2003 E Commerciale/Industrielle - Santé Canada, 2003 F Récréative - CCME, 1996 G Richardson, 1997 H Scénario spécifique I Hypothèse réaliste		
Contact cutané - Nombre d'heures par événement (DEs ₁) <input type="text" value="DES1"/> - Nombre d'événements par jour (DEs ₂) <input type="text" value="DES2"/> - Nombre de jours avec événement par année (DEs ₃) <input type="text" value="DES3"/>		Sol Référence DEec1 DEec2 DEec3		Eau Référence DEec1 DEec2 DEec3		
Ingestion par inadvertance d'eau - Nombre d'événements par jour (DEe ₁) <input type="text"/> - Nombre de jours avec événement par année (DEe ₂) <input type="text"/>		Ingestion par inadvertance de sédiments Référence Ingestion par inadvertance de sédiments - Nombre d'événements par jour (DEsed ₁) <input type="text"/> - Nombre de jours avec événement par année (DEsed ₂) <input type="text"/>		Sédiments Référence DEsedc1 DEsedc2 DEsedc3		
Nombre de jours sans précipitation (JSP) <input type="text" value="137"/> Nombre de journées sans couverture de neige (JSN) <input type="text" value="256"/>		Référence Environnement Canada, 2005 Environnement Canada, 2005		Durée d'exposition (an) (DE) <input type="text" value="45"/> Durée de vie moyenne (an) (DV) <input type="text" value="70"/>		

Tableau 4-1 : Paramètres d'exposition humaine (travailleurs) (suite)

D- Classes d'âge		E- Paramètres d'exposition	
<input type="checkbox"/>	Nourissons (de la naissance à 6 mois)		
<input type="checkbox"/>	Tout-petits (de > 6 mois à 4 ans)		
<input type="checkbox"/>	Enfants (de > 4 ans à 11 ans)		
<input type="checkbox"/>	Adolescents (de > 11 ans à 19 ans)		
<input checked="" type="checkbox"/>	Adultes (> 19 ans et plus)	<input checked="" type="checkbox"/>	Travailleurs (20 ans et plus)
Poids corporel			
	Nourissons (de la naissance à 6 mois) (PC ₁)	(kg)	Liste de référence
	Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (PC ₂)	0	A Richardson, 1997
	Enfants (de 5 ans à 11 ans) (PC ₃)	0	B Santé Canada, 1994
	Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (PC ₄)	0	C Hypothèse conservatrice
	Adultes (20 ans et plus) (PC ₅)	70.7	D
			<input type="checkbox"/> NC <input type="checkbox"/> Non considéré
Taux d'inhalation			
	Nourissons (de la naissance à 6 mois) (TInh ₁)	(m ³ /jr)	Liste de référence
	Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (TInh ₂)	0	A MSSS, 2002
	Enfants (de 5 ans à 11 ans) (TInh ₃)	0	B Richardson, 1997
	Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (TInh ₄)	0	C Santé Canada, 1994
	Adultes (20 ans et plus) (TInh ₅)	15.8	D Hypothèse conservatrice
			<input type="checkbox"/> NC <input type="checkbox"/> Non considéré
Taux d'ingestion d'eau			
	Nourissons (de la naissance à 6 mois) (TIE ₁)	(L/jr)	Liste de référence
	Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (TIE ₂)	0	A MSSS, 2002
	Enfants (de 5 ans à 11 ans) (TIE ₃)	0	B Richardson, 1997
	Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (TIE ₄)	0	C Santé Canada, 1994
	Adultes (20 ans et plus) (TIE ₅)	1.584	D Hypothèse conservatrice
			<input type="checkbox"/> NC <input type="checkbox"/> Non considéré
Taux d'ingestion par inadvertance d'eau			
	Nourissons (de la naissance à 6 mois) (TIEA ₁)	(L/h)	Liste de référence
	Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (TIEA ₂)	0	A McKone, 1994 (valeur provient du RAGS)
	Enfants (de 5 ans à 11 ans) (TIEA ₃)	0	B Taux suggéré par U.S. EPA
	Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (TIEA ₄)	0	C
	Adultes (20 ans et plus) (TIEA ₅)	0	D Hypothèse conservatrice
			<input type="checkbox"/> NC <input type="checkbox"/> Non considéré

Tableau 4-1 : Paramètres d'exposition humaine (travailleurs) (suite)

E- Facteurs d'exposition					
Taux d'ingestion par inadvertance de sol	Nourrissons (de la naissance à 6 mois) (TIS ₁)	0	NC	Référence NC NC NC NC NC A	Liste de référence A MSSS, 2002 B CCME, 1996 C Santé Canada, 1994 D U.S. EPA, 1997 E Santé Canada, 2003 F Hypothèse conservatrice NC Non considéré
	Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (TIS ₂)	0	NC		
	Enfants (de 5 ans à 11 ans) (TIS ₃)	0	NC		
	Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (TIS ₄)	0	NC		
	Adultes (20 ans et plus) (TIS ₅)	0	NC		
	Travailleurs (20 ans et plus) (TIS ₆)	0,065	A		
Taux d'ingestion d'aliments (total)	Nourrissons (de la naissance à 6 mois) (TIA ₁)	0	NC	Référence NC NC NC NC NC A	Liste de référence A Richardson, 1997 B Santé Canada, 1994 C Hypothèse conservatrice NC Non considéré
	Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (TIA ₂)	0	NC		
	Enfants (de 5 ans à 11 ans) (TIA ₃)	0	NC		
	Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (TIA ₄)	0	NC		
	Adultes (20 ans et plus) (TIA ₅)	2,214	A		
Taux d'ingestion de lait et produits laitiers	Nourrissons (de la naissance à 6 mois) (TILa ₁)	0	NC	Référence NC NC NC NC NC	Liste de référence A MSSS, 2002 B C Hypothèse conservatrice NC Non considéré
	Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (TILa ₂)	0	NC		
	Enfants (de 5 ans à 11 ans) (TILa ₃)	0	NC		
	Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (TILa ₄)	0	NC		
	Adultes (20 ans et plus) (TILa ₅)	0	NC		
Taux d'ingestion de légumes racines	Nourrissons (de la naissance à 6 mois) (TILR ₁)	0	NC	Référence NC NC NC NC NC	Liste de référence A Richardson, 1997 B C Hypothèse conservatrice NC Non considéré
	Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (TILR ₂)	0	NC		
	Enfants (de 5 ans à 11 ans) (TILR ₃)	0	NC		
	Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (TILR ₄)	0	NC		
	Adultes (20 ans et plus) (TILR ₅)	0	NC		
Taux d'ingestion d'autres légumes	Nourrissons (de la naissance à 6 mois) (TILF ₁)	0	NC	Référence NC NC NC NC NC	Liste de référence A Richardson, 1997 B C Hypothèse conservatrice NC Non considéré
	Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (TILF ₂)	0	NC		
	Enfants (de 5 ans à 11 ans) (TILF ₃)	0	NC		
	Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (TILF ₄)	0	NC		
	Adultes (20 ans et plus) (TILF ₅)	0	NC		

Tableau 4-1 : Paramètres d'exposition humaine (travailleurs) (suite)

E- Facteurs d'exposition																							
Taux d'ingestion de fruits Nourissons (de la naissance à 6 mois) (TIF ₁) Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (TIF ₂) Enfants (de 5 ans à 11 ans) (TIF ₃) Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (TIF ₄) Adultes (20 ans et plus) (TIF ₅)	(kg/jr) 0 0 0 0 0	Référence NC NC NC NC NC	↓	Liste de référence A Richardson, 1997 B C Hypothèse conservatrice	NC Non considéré																		
						Taux d'ingestion de viandes et d'œufs Nourissons (de la naissance à 6 mois) (TIV ₁) Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (TIV ₂) Enfants (de 5 ans à 11 ans) (TIV ₃) Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (TIV ₄) Adultes (20 ans et plus) (TIV ₅)	(kg/jr) 0 0 0 0 0	Référence NC NC NC NC NC	↓	Liste de référence A Richardson, 1997 B C Hypothèse conservatrice	NC Non considéré												
												Taux d'ingestion de poissons et fruits de mer Nourissons (de la naissance à 6 mois) (TIP ₁) Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (TIP ₂) Enfants (de 5 ans à 11 ans) (TIP ₃) Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (TIP ₄) Adultes (20 ans et plus) (TIP ₅)	(kg/jr) 0 0 0 0 0	Référence NC NC NC NC NC	↓	Liste de référence A Richardson, 1997 B Valeur recommandée par MSSS (2002) C Hypothèse conservatrice	NC Non considéré						
																		Surface cutanée totale Nourissons (de la naissance à 6 mois) (SCUTT ₁) Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (SCUTT ₂) Enfants (de 5 ans à 11 ans) (SCUTT ₃) Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (SCUTT ₄) Adultes (20 ans et plus) (SCUTT ₅)	(m ²) 0 0 0 0 1.764	Référence NC NC NC NC A	↓	Liste de référence A Richardson, 1997 B C Hypothèse conservatrice	NC Non considéré

Tableau 4-1 : Paramètres d'exposition humaine (travailleurs) (suite)

E- Facteurs d'exposition			
Surface cutanée exposée (sol) - autres parties (m ²)			
Nourrissons (de la naissance à 6 mois) (SCUTA ₁)	0	Référence	NC
Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (SCUTA ₂)	0		NC
Enfants (de 5 ans à 11 ans) (SCUTA ₃)	0		NC
Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (SCUTA ₄)	0		NC
Adultes (20 ans et plus) (SCUTA ₅)	0.822		A
			NC Non considéré
Charge de sol pour la peau exposée - mains (g/m ²)			
Nourrissons (de la naissance à 6 mois) (CSM ₁)	0	Référence	NC
Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (CSM ₂)	0		NC
Enfants (de 5 ans à 11 ans) (CSM ₃)	0		NC
Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (CSM ₄)	0		NC
Adultes (20 ans et plus) (CSM ₅)	10		A
			NC Non considéré
Charge de sol pour la peau exposée - autres (g/m ²)			
Nourrissons (de la naissance à 6 mois) (CSA ₁)	0	Référence	NC
Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (CSA ₂)	0		NC
Enfants (de 5 ans à 11 ans) (CSA ₃)	0		NC
Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (CSA ₄)	0		NC
Adultes (20 ans et plus) (CSA ₅)	1		A
			NC Non considéré
Surface cutanée exposée à l'eau (m ²)			
Nourrissons (de la naissance à 6 mois) (SCUTE ₁)	0	Référence	NC
Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (SCUTE ₂)	0		NC
Enfants (de 5 ans à 11 ans) (SCUTE ₃)	0		NC
Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (SCUTE ₄)	0		NC
Adultes (20 ans et plus) (SCUTE ₅)	0		NC
			NC Non considéré
Fraction des aliments d'origine locale			
Lait (FLL)	0		NC
Viande	0		NC
Poisson	0		NC
Légumes racines	0		NC
Autres légumes	0		NC
Fruits et jus de fruits	0		NC
Céréales	0		NC
			NC Non considéré

Tableau 4-2 : Paramètres d'exposition humaine (population environnante)

A- Occupation du territoire <input checked="" type="checkbox"/> Résidentielle en milieu urbain <input type="checkbox"/> Résidentielle en milieu rural <input type="checkbox"/> Commerciale/industrielle <input type="checkbox"/> Récréative		Groupe cible : population environnante <input type="checkbox"/> Résidentielle en milieu rural <input type="checkbox"/> Commerciale/industrielle <input type="checkbox"/> Récréative		Condition du site : État actuel <input type="checkbox"/> Commercial/industrielle <input type="checkbox"/> Récréative			
B- Voies d'exposition Inhalation <input checked="" type="checkbox"/> Inhalation de la phase gazeuse (ext.) <input checked="" type="checkbox"/> Inhalation de la phase gazeuse (int.) <input checked="" type="checkbox"/> Inhalation de particules (ext.) <input checked="" type="checkbox"/> Inhalation de particules (int.)		Ingestion <input type="checkbox"/> Ingestion par inadvertance de sol <input type="checkbox"/> Ingestion par inadvertance d'eau (baignade) <input checked="" type="checkbox"/> Ingestion de poussières (int.) <input type="checkbox"/> Ingestion d'eau potable <input type="checkbox"/> Ingestion de lait et produits laitiers (local) <input type="checkbox"/> Ingestion de légumes racines (local) <input type="checkbox"/> Ingestion d'autres légumes (local) <input type="checkbox"/> Ingestion de fruits (local) <input type="checkbox"/> Ingestion de viande (local) <input type="checkbox"/> Ingestion de poisson (local) <input type="checkbox"/> Ingestion de sédiments		Contact cutané <input type="checkbox"/> Sol <input type="checkbox"/> Eau <input type="checkbox"/> Air <input type="checkbox"/> Sédiments		Calcul dose moyenne à vie Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> 70	
C- Fréquence et durée d'exposition							
Nombre d'heures par jour (D ₁) Nombre de jours par semaine (D ₂) Nombre de semaines par an (D ₃) (1) Inhalation		Ingestion sol et poussières int. (1)		Liste de référence A Résidentielle milieu urbain/rural - MSSS, 2002 B Commerciale/Industrielle - MSSS, 2002 C Récréative - MSSS, 2002 D Résidentielle milieu urbain/rural - Santé Canada, 2003 E Commerciale/Industrielle - Santé Canada, 2003 F Récréative - CCME, 1996 G Richardson, 1997 H Scénario spécifique I Hypothèse réaliste			
Temps passé à l'intérieur (hre) Temps passé à l'extérieur (hre) Temps total (hre)		Adulte 22,6 1,4 24		Référence A A A Référence A A			
Contact cutané - Nombre d'heures par événement (DE _{s1}) - Nombre d'événements par jour (DE _{s2}) - Nombre de jours avec événement par année (DE _{s3})		Sol DEs1 DEs2 DEs3		Eau DEec1 DEec2 DEec3			
Ingestion par inadvertance d'eau - Nombre d'événements par jour (DE _{e1}) - Nombre de jours avec événement par année (DE _{e2})		Référence Référence		Références DEsedc1 DEsedc2 DEsedc3			
Nombre de jours sans précipitation (JSP) Nombre de journées sans couverture de neige (JSN)		137 256		Références Environnement Canada, 2005 Environnement Canada, 2005			
		Durée d'exposition (an) (DE) Durée de vie moyenne (an) (DV)		70 70			

Tableau 4-2 : Paramètres d'exposition humaine (population environnante) (suite)

D- Classes d'âge		Référence		Liste de référence	
<input checked="" type="checkbox"/>	Nourissons (de la naissance à 6 mois)	A	Richardson, 1997	A	Richardson, 1997
<input checked="" type="checkbox"/>	Tout-petits (de > 6 mois à 4 ans)	A	Santé Canada, 1994	B	Santé Canada, 1994
<input checked="" type="checkbox"/>	Enfants (de > 4 ans à 11 ans)	A	Hypothèse conservatrice	C	Hypothèse conservatrice
<input checked="" type="checkbox"/>	Adolescents (de > 11 ans à 19 ans)	A		D	
<input checked="" type="checkbox"/>	Adultes (> 19 ans et plus)	A			
		<input type="checkbox"/> Travailleurs (20 ans et plus)			
E- Paramètres d'exposition					
Poids corporel		(kg)	Référence	Liste de référence	
Nourissons (de la naissance à 6 mois) (PC ₁)		8,2	A	A	MSSS, 2002
Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (PC ₂)		16,5	A	B	Richardson, 1997
Enfants (de 5 ans à 11 ans) (PC ₃)		32,9	A	C	Santé Canada, 1994
Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (PC ₄)		59,7	A	D	Hypothèse conservatrice
Adultes (20 ans et plus) (PC ₅)		70,7	A		
Taux d'inhalation		(m ³ /jr)	Référence	Liste de référence	
Nourissons (de la naissance à 6 mois) (TInh ₁)		4,5	A	A	MSSS, 2002
Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (TInh ₂)		9,3	A	B	Richardson, 1997
Enfants (de 5 ans à 11 ans) (TInh ₃)		14,5	A	C	Santé Canada, 1994
Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (TInh ₄)		15,8	A	D	Hypothèse conservatrice
Adultes (20 ans et plus) (TInh ₅)		15,8	A		
Taux d'ingestion d'eau		(L/jr)	Référence	Liste de référence	
Nourissons (de la naissance à 6 mois) (TIE ₁)		0	NC	A	MSSS, 2002
Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (TIE ₂)		0	NC	B	Richardson, 1997
Enfants (de 5 ans à 11 ans) (TIE ₃)		0	NC	C	Santé Canada, 1994
Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (TIE ₄)		0	NC	D	Hypothèse conservatrice
Adultes (20 ans et plus) (TIE ₅)		0	NC		
Taux d'ingestion par inadvertance d'eau		(L/h)	Référence	Liste de référence	
Nourissons (de la naissance à 6 mois) (TIEA ₁)		0	NC	A	McKone, 1994 (valeur provient du RAGS)
Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (TIEA ₂)		0	NC	B	Taux suggéré par U.S. EPA
Enfants (de 5 ans à 11 ans) (TIEA ₃)		0	NC	C	
Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (TIEA ₄)		0	NC	D	Hypothèse conservatrice
Adultes (20 ans et plus) (TIEA ₅)		0	Nc		

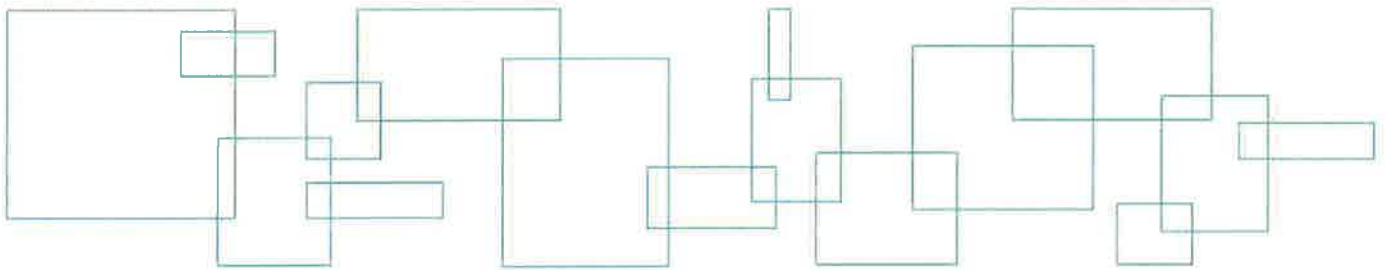
Tableau 4-2 : Paramètres d'exposition humaine (population environnante) (suite)

E- Facteurs d'exposition																					
Taux d'ingestion par inadverdence de sol Nourrissons (de la naissance à 6 mois) (TIS ₁) Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (TIS ₂) Enfants (de 5 ans à 11 ans) (TIS ₃) Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (TIS ₄) Adultes (20 ans et plus) (TIS ₅)	(g/jr) 0 0 0 0 0	Référence NC NC NC NC NC		Liste de référence A MSSS, 2002 B CCME, 1996 C Santé Canada, 1994 D U.S. EPA, 1997 E Santé Canada, 2003 F Hypothèse conservatrice <input type="checkbox"/> NC <input type="checkbox"/> Non considéré																	
				Taux d'ingestion d'aliments (total) Nourrissons (de la naissance à 6 mois) (TIA ₁) Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (TIA ₂) Enfants (de 5 ans à 11 ans) (TIA ₃) Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (TIA ₄) Adultes (20 ans et plus) (TIA ₅)	(kg/jr) 0,838 1,414 1,81 2,079 2,214	Référence A A A A A		Liste de référence A Richardson, 1997 B Santé Canada, 1994 C Hypothèse conservatrice <input type="checkbox"/> NC <input type="checkbox"/> Non considéré													
								Taux d'ingestion de lait et produits laitiers Nourrissons (de la naissance à 6 mois) (TILa ₁) Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (TILa ₂) Enfants (de 5 ans à 11 ans) (TILa ₃) Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (TILa ₄) Adultes (20 ans et plus) (TILa ₅)	(kg/jr) 0 0 0 0 0	Référence NC NC NC NC NC		Liste de référence A MSSS, 2002 B C Hypothèse conservatrice <input type="checkbox"/> NC <input type="checkbox"/> Non considéré									
												Taux d'ingestion de légumes racines Nourrissons (de la naissance à 6 mois) (TILR ₁) Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (TILR ₂) Enfants (de 5 ans à 11 ans) (TILR ₃) Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (TILR ₄) Adultes (20 ans et plus) (TILR ₅)	(kg/jr) 0 0 0 0 0	Référence NC NC NC NC NC		Liste de référence A Richardson, 1997 B C Hypothèse conservatrice <input type="checkbox"/> NC <input type="checkbox"/> Non considéré					
																Taux d'ingestion d'autres légumes Nourrissons (de la naissance à 6 mois) (TILF ₁) Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (TILF ₂) Enfants (de 5 ans à 11 ans) (TILF ₃) Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (TILF ₄) Adultes (20 ans et plus) (TILF ₅)	(kg/jr) 0 0 0 0 0	Référence NC NC NC NC NC		Liste de référence A Richardson, 1997 B C Hypothèse conservatrice <input type="checkbox"/> NC <input type="checkbox"/> Non considéré	

Tableau 4-2 : Paramètres d'exposition humaine (population environnante) (suite)

E- Facteurs d'exposition		NC : Non considéré.	
Taux d'ingestion par inadvertance de sédime: (g/jr)	Nourissons (de la naissance à 6 mois) (TISed ₁)	0	NC
	Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (TISed ₂)	0	NC
	Enfants (de 5 ans à 11 ans) (TISed ₃)	0	NC
	Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (TISed ₄)	0	NC
	Adultes (20 ans et plus) (TISed ₅)	0	NC
↓			
Liste de référence	A		
	B		
	C		
	D		
	E		
Surface cutanée exposée (sédiments)	Nourissons (de la naissance à 6 mois) (SCUTSed ₁)	0	NC
	Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (SCUTSed ₂)	0	NC
	Enfants (de 5 ans à 11 ans) (SCUTSed ₃)	0	NC
	Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (SCUTSed ₄)	0	NC
	Adultes (20 ans et plus) (SCUTSed ₅)	0	NC
↓			
Liste de référence	A	85% de la surface totale	
	B	50% pour les 3 premiers groupes d'âge et 30% pour les autres	
	C	Richardson (1997) Surface des mains	
	D	Tête, avant-bras et visage *	
	E	Bras, mains et jambes	
Charge de sédiments sur la peau (g/m² - év.)	Nourissons (de la naissance à 6 mois) (CSed ₁)	0	NC
	Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (CSed ₂)	0	NC
	Enfants (de 5 ans à 11 ans) (CSed ₃)	0	NC
	Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (CSed ₄)	0	NC
	Adultes (20 ans et plus) (CSed ₅)	0	NC
↓			
Liste de référence	A	Enfant dans la boue et adultes "reed gathering"	
	B	Valeur recommandées par U.S. EPA	
	C	Kissell et al (1996, 1998)*	
	D	Valeur pondérée pour un travailleur (soi)**	
	E	A définir	
Taux d'ingestion de poussières intérieures	Nourissons (de la naissance à 6 mois) (TIPOU ₁)	0,007	A
	Tout-petits (de 7 mois à 4 ans) (TIPOU ₂)	0,0525	A
	Enfants (de 5 ans à 11 ans) (TIPOU ₃)	0,0123	A
	Adolescents (de 12 ans à 19 ans) (TIPOU ₄)	0,007	A
	Adultes (20 ans et plus) (TIPOU ₅)	0,007	A
↓			
Liste de référence	A	MSSS, 2002	
	B		
	C		
	D		
	E		

Annexe 5 Équations utilisées pour le calcul des doses d'exposition



Ingestion accidentelle de sol ou de poussière

$$Dose \text{ (mg/kg / jour)} = \frac{C_s \times TI_s \times FA_{TIG} \times J_1 \times J_2 \times J_3}{MC \times EV}$$

C_s : concentration de contaminant dans le sol ou dans les poussières (mg/kg)

TI_s : taux d'ingestion de sol ou de poussières (kg/j)

FA_{TIG} : facteur d'absorption gastro-intestinal (sans unité)

J_1 : jours d'exposition par semaine /7 jours

J_2 : semaines d'exposition par an /52 semaines

J_3 : années d'exposition au site (pour l'évaluation des cancérigènes)

MC : masse corporelle (kg)

EV : espérance de vie (ans) (pour l'évaluation des cancérigènes)

Inhalation d'air extérieur ou intérieur (phase particulaire)

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

C_s : concentration de contaminant dans l'air sous forme particulaire (mg/m³)

TI_a : taux d'inhalation d'air (m³/j)

FA_{inh} : facteur d'absorption pulmonaire (sans unité)

J_1 : heures d'exposition par jour (h/j)

J_2 : jours d'exposition par semaine /7 jours

J_3 : semaines d'exposition par an /52 semaines

J_4 : années d'exposition au site (pour l'évaluation des cancérigènes)

MC : masse corporelle (kg)

EV : espérance de vie (ans) (pour l'évaluation des cancérigènes)

Inhalation d'air intérieur ou extérieur (phase gazeuse)

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

C_a : concentration de contaminant sous forme gazeuse dans l'air (mg/m³)

TI_a : taux d'inhalation d'air (m³/j)

FA_{inh} : facteur d'absorption pulmonaire (sans unité)

J_1 : heures d'exposition par jour (h/j)

J_2 : jours d'exposition par semaine /7 jours

J_3 : semaines d'exposition par an /52 semaines

J_4 : années d'exposition au site (pour l'évaluation des cancérigènes)

MC : masse corporelle (kg)

EV : espérance de vie (ans) (pour l'évaluation des cancérigènes)

Contact cutané avec le sol

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

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

RP_h : superficie de la peau exposée (cm²)

SC_h : charge de sol sur la peau (kg/ cm²-événement)

FA_{Peau} : facteur d'absorption cutanée (sans unité)

FE : fréquence d'exposition (événements/j)

J_1 : jours d'exposition par semaine /7 jours

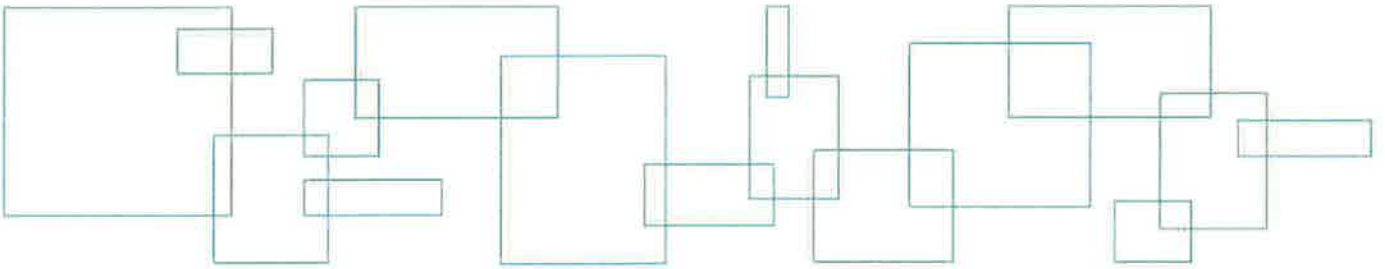
J_2 : semaines d'exposition par an /52 semaines

J_3 : années d'exposition au site (pour l'évaluation des cancérigènes)

MC : masse corporelle (kg)

EV : espérance de vie (ans) (pour l'évaluation des cancérigènes)

Annexe 6 Fiches toxicologiques des substances d'intérêt



1 Propriétés physico-chimiques

L'arsenic est un élément très répandu dans la croûte terrestre. Les sources naturelles comprennent les sédiments volcaniques, les minéraux sulfurés et les oxydes métalliques. Il existe sous quatre états d'oxydation, soit l'arsine gazeux (-3), l'arsenic métallique (0), les arsénites (+3) et les arséniates (+5). Il est un constituant important d'au moins 245 espèces minérales. Les minéraux sulfurés sont la source la plus courante au Canada, certaines pyrites pouvant en contenir jusqu'à 5 % [14]. Il forme des composés organiques stables avec les formes trivalentes et pentavalentes [7]. Les composés sont employés comme alliages dans la fabrication de transistors, de lasers, de semi-conducteurs ainsi que dans la fabrication du verre, de pigments et de textiles. Ils servent également au tannage du cuir, à la fabrication de pesticides, à titre d'additifs pour l'alimentation animale et en pharmaceutique. Les principales propriétés physico-chimiques de l'arsenic sont présentées au tableau 1.

2 Concentrations ou doses bruit de fond

Les valeurs retenues, concentrations et doses, sont présentées au tableau 2.

2.1 Air ambiant

L'arsenic présent dans l'air ambiant provient principalement de l'utilisation de combustibles fossiles (particulièrement le charbon), de la production de métaux, des utilisations en agriculture et de l'incinération des déchets [14]. La majeure partie de l'arsenic dans l'air est sous forme inorganique et est associée aux particules fines de $5\ \mu\text{m}$ et moins [7]. L'arsenic est principalement remis en suspension dans l'air par les feux de forêts et l'embrun marin [1].

Santé Canada rapporte que les concentrations d'arsenic dans l'air ambiant de onze villes du Canada et d'un site rural entre 1985 à 1990 ont varié entre $< 0,0005$ et $0,017\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ (sur ≈ 24 h), la moyenne s'établissant à $0,001\ \mu\text{g}/\text{m}^3$. Des concentrations atmosphériques plus élevées sont retrouvées à proximité des fonderies de métaux. À Yellowknife, en 1997, les concentrations ont varié de $0,002$ à $0,063\ \mu\text{g}/\text{m}^3$, et la moyenne annuelle s'est établie à $0,005\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ [14]. Les niveaux intérieurs sont estimés comparables aux concentrations extérieures.

Compte tenu des concentrations dans l'air ambiant au Canada ($0,001\ \mu\text{g}/\text{m}^3$) et aux États-Unis ($0,003\ \mu\text{g}/\text{m}^3$), l'apport d'arsenic par inhalation (forme inorganique) sera négligeable, inférieur à $0,1\ \mu\text{g}$ pour $16,2\ \text{m}^3$ d'air par jour, chez les adultes. Pour les enfants de 1 à 4 ans, l'apport d'arsenic sur les mêmes concentrations et sur une inhalation de $5\ \text{m}^3$ d'air par jour n'atteindrait pas $0,05\ \mu\text{g}$ [14].

La valeur retenue pour la concentration du bruit de fond de l'arsenic dans l'air ambiant est de $1,0 \times 10^{-6}\ \text{mg}/\text{m}^3$, valeur moyenne de onze villes canadiennes et de régions rurales [7].

2.2 Eau potable

On retrouve l'arsenic dans les eaux souterraines par l'érosion et le vieillissement climatique des sols, les minéraux et minerais, les effluents industriels et les dépôts atmosphériques. Il se présente sous différentes formes (organiques ou inorganiques) et avec des valences différentes, selon le pH et le potentiel d'oxydation de l'eau. Les arsénites et les arsénates forment des sels insolubles, avec des cations dissous ou en suspension. Dans les eaux de surface bien oxygénées, l'arséniate prédomine, alors qu'en milieu réducteur (sédiments des lacs ou les eaux souterraines profondes), c'est l'arsénite qui est rencontrée. Le phénomène d'épuration se produit donc à un degré moindre dans les eaux souterraines profondes, et ce, parce que le pH y est plus élevé et les concentrations en fer plus faibles [14].

Au Québec, entre 1990 et 2002, les concentrations d'arsenic ont varié de 1,0 à 25,0 µg/L dans les eaux de surface municipales traitées de 523 localités, avec une concentration moyenne annuelle s'établissant à 1,6 µg/L. Les concentrations variaient de 1,0 à 60 µg/L dans les eaux souterraines municipales traitées de 562 localités au cours de la même période, avec une moyenne annuelle s'établissant à 2,0 µg/L [14]. Les analyses effectuées sur l'eau potable par la Ville de Montréal en 2005 ont démontré une concentration moyenne de 0,001 mg/L [22].

Avec une concentration d'arsenic dans l'eau potable qui n'atteint pas 5 µg/L dans les régions dépourvues de sources naturelles, et en supposant une consommation quotidienne moyenne d'eau de 1,5 L, l'apport quotidien moyen d'arsenic (forme inorganique AS^{5+} prédominante) par l'eau n'atteindra généralement pas 7,5 µg pour un adulte. Un enfant (0,5 à 4,0 ans) qui boit en moyenne 0,7 L d'eau potable par jour en absorberait moins de 3,5 µg [14].

La valeur retenue pour la concentration du bruit de fond de l'arsenic dans l'eau potable est donc de $1,0 \times 10^{-3}$ mg/L, concentration moyenne dans l'eau potable de la Ville de Montréal [22].

2.3 Aliments

Les aliments sont généralement considérés comme la source principale d'exposition à l'arsenic, sauf au niveau des populations vivant près d'une source ponctuelle (géologique ou sites contaminés). Il est difficile de comparer l'apport provenant des aliments à celui provenant de l'eau potable, car la forme, la valence et la disponibilité biologique de l'arsenic ne sont pas les mêmes dans ces deux sources [14].

L'arsenic est concentré chez les poissons et les coquillages, il est aussi utilisé comme additif dans les aliments destinés à la volaille et au bétail [14]. Le poisson et la viande seraient donc les principales sources d'apport alimentaire ($\approx 79\%$), ainsi que les céréales dans une moindre mesure [7, 14]. Au Canada, on a signalé des concentrations d'arsenic variant de 0,4 à 118 mg/kg dans du poisson marin destiné à la consommation humaine, alors que dans la viande et la volaille, les concentrations atteignaient 0,44 mg/kg. Les concentrations mesurées dans la végétation sont généralement d'un ordre de grandeur plus faible que dans le poisson et celles dans les coquillages sont généralement beaucoup plus élevées que dans le poisson. Les sources exogènes d'arsenic dans l'alimentation peuvent inclure les fongicides contenant de l'arsenic. En Amérique du Nord, toutefois, on n'utilise plus sur les aliments de pesticides contenant de l'arsenic [14]. Environ 37 % de l'arsenic présent dans l'alimentation serait sous forme inorganique [7].

L'estimation récente de l'apport quotidien moyen d'arsenic total dans l'alimentation chez les adultes Canadiens, de 20 à 65 ans, était de 42 µg (22,5 à 78,7 µg). Chez les enfants âgés de 1 à 4 ans et de 5 à 11 ans de six villes du Canada, on a signalé un apport quotidien moyen atteignant 14,9 µg (11,4 à 18,1 µg) et 29,9 µg (25,5 à 39,7 µg), respectivement [14].

La valeur retenue pour la dose journalière par ingestion de nourriture est de $2,16 \times 10^{-4}$ mg/kg/j entre 0 et 6 mois ; de $4,04 \times 10^{-4}$ mg/kg/j entre 7 mois et 4 ans ; de $2,69 \times 10^{-4}$ mg/kg/j entre 5 et 11 ans ; de $1,72 \times 10^{-4}$ mg/kg/j entre 12 et 19 ans et de $1,63 \times 10^{-4}$ mg/kg/j pour un adulte de 20 ans et plus [7].

2.4 Sol et poussières intérieures

L'arsenic dans le sol, majoritairement sous forme inorganique, provient des matières qui constituent le sol, de déchets industriels ou de l'utilisation de pesticides. La concentration de la croûte terrestre serait de l'ordre de 3,4 mg/kg [1]. Au Canada, les concentrations dans les sols moyennes varient de 4,8 à 13,6 mg/kg. Des concentrations beaucoup plus élevées ont été observées à proximité de fonderies (entre 50-100 mg/kg), de mines d'or (60-110 mg/kg), dans des sols traités à l'arsenic (\approx 54 mg/kg) et dans des sites de préservation du bois (\approx 6 000 mg/kg). En général, l'exposition provenant du sol n'est importante que dans les cas où l'on a construit des quartiers résidentiels dans des secteurs contaminés [14]. Une étude réalisée dans la ville d'Ottawa a permis de déterminer des concentrations moyennes de 3,0 mg/kg dans les sols de jardin, de 7,3 mg/kg dans les poussières intérieures et de 1,3 mg/kg dans des poussières de rue [7].

L'habitude de porter la main à la bouche et l'ingestion intentionnelle peuvent produire une exposition importante chez les jeunes enfants. Chez les populations non exposées et les populations exposées, on a calculé que les jeunes enfants (\leq 4 ans) étaient exposés à des doses entre 0,02 et 0,05 et entre 0,01 et 1,9 µg/kg par jour, respectivement [14].

Advenant la réalisation d'une analyse de risque n'impliquant pas directement la présence d'un sol contaminé, la valeur retenue pour la concentration du bruit de fond de l'arsenic dans les sols est de **6,0 mg/kg**, soit la teneur bruit de fond (critère A) pour la province géologique des Basses-Terres du Saint-Laurent [8].

2.5 Autres milieux

La concentration retrouvée dans la fumée principale des cigarettes serait comprise entre 40 et 120 ng/cigarette. En admettant 20 cigarettes par jour (80 ng/cigarette), un fumeur serait exposé à 16 µg/jour [7]. L'arsenic a aussi été détecté dans plusieurs médicaments homéopathiques à des concentrations pouvant atteindre 650 µg/g [1].

3 Toxicocinétique

Selon plusieurs auteurs, l'arsenic pourrait être un élément essentiel chez plusieurs espèces animales, mais rien n'indique toutefois qu'il le soit chez l'homme. L'absorption intestinale des composés arsénites et arsénates inorganiques est de plus de 95 %, alors que l'absorption par inhalation chez l'humain peut aussi être très importante, soit de 30 à 24 %, selon l'INÉRIIS [6]. L'absorption cutanée de l'arsenic à partir du sol serait de l'ordre de 3 % selon l'U.S. EPA [18], mais cette valeur expérimentale aurait été obtenue par Wester *et al.* (1993), à partir d'un sol contaminé par une solution de H₃AsO₄, une forme d'arsenic beaucoup plus soluble et beaucoup plus disponible que la forme habituellement rencontrée dans le sol [7].

Après ingestion, l'arsenic inorganique serait transporté dans le sang via des protéines et des composés de faible poids moléculaire renfermant habituellement des groupements sulfhydriles. L'arsenic est distribué dans l'ensemble de l'organisme, y compris le fœtus, pour ensuite s'intégrer dans les cheveux, les ongles, la peau et les os dans les semaines suivant l'ingestion. Il est rapidement éliminé des tissus, à l'exception de la peau et des cheveux [5].

Le métabolisme de l'arsenic inorganique n'est pas encore très bien élucidé, mais l'arsenic trivalent serait méthylé (détoxification) dans le foie avant d'être excrété par voie urinaire. L'arsenic pentavalent, quand à lui, doit d'abord être réduit en arsenic trivalent avant méthylation. Jusqu'à 90 % de l'arsenic inorganique ingéré qui n'est pas biotransformé est excrété par voie urinaire durant les douze premières heures [13]. Chez l'humain, la demi-vie de l'arsenic inorganique a été évaluée entre 2 et 40 jours [13].

4 Effets sur la santé

L'arsine, un gaz, est considérée comme la forme la plus toxique des composés de l'arsenic, suivie des arsénites, des arsénates et des composés organiques. Dans les milieux naturels, l'arsenic est majoritairement rencontré sous forme inorganique, hormis dans la nourriture, particulièrement les poissons et fruits de mer, où la forme organique peut être présente dans une proportion non négligeable [7].

4.1 Effets chroniques autres que le cancer

Les effets chroniques des composés inorganiques de l'arsenic varient en fonction des voies d'exposition. Ainsi, l'inhalation sur une base répétée à des composés arsenicaux entraînerait, outre les effets sur le système respiratoire, des séquelles au niveau cardio-vasculaire [1]. Des effets d'ordre neurologique ont également été notés chez des travailleurs.

Ingéré de façon chronique, l'arsenic entraîne des effets néfastes sur les systèmes hépatique, hématologique (anémie) et gastro-intestinal [1] [13]. Plusieurs études épidémiologiques ont de plus mis en évidence des lésions cutanées (hyperkératose et hyperpigmentation) ainsi qu'une atteinte du système vasculaire périphérique chez une population au Taiwan ayant consommé pendant plusieurs années de l'eau contenant de fortes concentrations d'arsenic [19] [1] [16]. Cette exposition répétée a donné lieu à la maladie du « pied noir », qui se caractérise par une perte de circulation sanguine au niveau des mains et des pieds suivie de nécrose.

La plus importante étude a été menée dans une région de Taiwan où environ 40 421 personnes consommaient de l'eau provenant d'un puits artésien contaminé par l'arsenic à des concentrations pouvant atteindre 1 820 µg/L [17] [16]. Une relation exposition-réponse claire a alors été observée entre la concentration dans l'eau potable et la fréquence des lésions cutanées, d'une vasculopathie périphérique (maladie du « pied noir »), caractérisée par une perte de circulation sanguine suivie de nécrose, et de cancers de la peau [7].

4.2 Effets cancérigènes

À la lumière des données disponibles chez l'humain, l'arsenic et ses composés ont été classés comme cancérigènes pour l'humain par Santé Canada (Groupe I)[5], le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) (Groupe 1) [23] et l'U.S. EPA (Groupe A).

Un lien entre l'ingestion d'arsenic, par l'intermédiaire de l'eau potable, et l'incidence de plusieurs cancers, particulièrement celui de la peau, ou de la mortalité due à ces cancers a été mis en évidence par plusieurs études épidémiologiques, notamment celle effectuée à Taiwan et citée précédemment. Toutefois, certaines faiblesses méthodologiques et facteurs de confusion potentiels, tels les conditions économiques et certaines carences alimentaires, ont pu surestimer le risque associé à l'arsenic pour des populations occidentales [7]. Dans la dernière mise à jour de sa recommandation pour la qualité de l'eau potable, Santé Canada [13] indique que selon de nouvelles données, le risque de cancers d'organes internes (vessie, foie et poumon) causés par l'ingestion d'arsenic présent dans l'eau potable est plus grand qu'on le croyait. La concentration maximale acceptable d'arsenic dans l'eau potable a d'ailleurs été révisée en fonction de ces nouvelles données.

L'inhalation d'arsenic inorganique a été associée au cancer des voies respiratoires chez les travailleurs de fonderies ou d'usines de produits antiparasitaires arsenicaux. Des études épidémiologiques menées chez les travailleurs de deux fonderies aux États-Unis et une en Suède ont permis d'établir des estimations quantitatives de l'augmentation du risque d'apparition de cancers. Certains facteurs, tels la présence d'autres contaminants et le tabagisme, auraient eu un impact sur l'observation de l'apparition de cancers [7].

5 Valeurs toxicologiques de référence

5.1 Effets autres que le cancer

5.1.1 Inhalation

La California Environmental Protection Agency (Cal/EPA) [3] et le RIVM [2] ont établi des concentrations de référence pour l'inhalation d'arsenic.

La CalEPA propose une concentration de référence de $0,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($8,6 \times 10^{-6} \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$) établie à partir des résultats d'une étude animale sur des souris exposées par inhalation 4 heures par jour entre les jours 9 et 12 de gestation [11]. Une réduction du poids foetal a été observée à la plus faible concentration testée, soit $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (concentration de $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ajustée à une exposition continue). D'autres effets sur le développement foetal (retards de croissance intra-utérine et malformations osseuses) ont également été observés mais à la concentration testée la plus élevée. La concentration de $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a été considérée comme un LOEAL et un facteur d'incertitude global de 1 000 a été appliqué pour tenir compte de l'utilisation d'un LOAEL (10), de la variabilité intra-espèce et de l'extrapolation de données animales à l'humain (10). La possibilité que la baisse de poids n'ait pas de signification biologique a été soulevée par Cal/EPA mais en absence de certitude, cet organisme a adopté le principe de précaution et considère que la réduction de poids des foetus peut avoir une signification biologique.

Le RIVM a établi une concentration de référence de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à partir d'une valeur qui aurait été rapportée par ATSDR en 1999¹ et qui correspondrait à la plus faible concentration d'arsenic trivalent ($0,01 \text{ mg}/\text{m}^3$) à laquelle a été observée un SMR significatif pour le cancer du poumon. Un facteur d'incertitude de 10 a été appliqué pour tenir compte de la variabilité au sein de la population humaine.

¹ Il s'agit de la version de 1999 du document "Toxicological Profile for Arsenic (update) – Draft for public comment" publié par l'ATSDR. Une nouvelle version a été publiée en 2005.

La principale force de la VTR proposée par la Cal/EPA est, selon cet organisme, qu'elle est dérivée d'un LOAEL du même ordre de grandeur que ceux établis par plusieurs autres études animales. En revanche, les incertitudes résident dans le manque de données chez l'humain ainsi que dans l'absence de NOAEL et d'études à long terme sur plusieurs espèces. Concernant la VTR du RIVM, son incertitude est élevée puisque la concentration de $0,01 \text{ mg/m}^3$ qui a servi à établir cette valeur n'est pas rapportée dans la dernière version du document de l'ATSDR publiée en 2005. De plus, le RIVM est le seul organisme qui retient l'hypothèse d'un seuil pour les effets cancérigènes de l'arsenic.

La VTR proposée par la Cal/EPA, soit $3 \times 10^{-5} \text{ mg/m}^3$ ou $8,57 \times 10^{-6} \text{ mg/kg/j}$, a donc été retenue pour estimer les risques non cancérigènes reliés à l'inhalation d'arsenic inorganique.

5.1.2 Ingestion

Des VTR pour les effets non cancérigènes par l'ingestion d'arsenic ont été proposées par les cinq organismes suivants : l'ATSDR, l'U.S. EPA, la Cal/EPA, l'OMS et le RIVM.

Les VTR proposées par les trois organismes américains (ATSDR [1], U.S EPA [21] et Cal/EPA [3]) sont identiques ($3,0 \times 10^{-4} \text{ mg/kg/j}$) et ont été dérivées d'un NOAEL de $9 \text{ } \mu\text{g/L}$ d'eau potable pour des problèmes cutanés observés dans la population de Taiwan fortement exposée, soit une dose de $8,0 \times 10^{-4} \text{ mg/kg-j}$, dose qui tiendrait également compte de l'exposition à l'arsenic en provenance de la nourriture. Un facteur de sécurité de 3 aurait été appliqué pour tenir compte du manque de données de toxicité sur la reproduction comme effet critique et du fait que le NOAEL ne tenait pas compte de l'ensemble des individus sensibles [7].

Le comité d'experts de la FAO et de l'OMS avait déterminé une dose tolérable provisoire de $2,1 \times 10^{-3} \text{ mg/kg-j}$ pour les additifs alimentaires, considérant que $100 \text{ } \mu\text{g/L}$ correspondait à une augmentation des signes de toxicité associés à l'arsenic et en assumant une consommation de $1,5 \text{ L}$ d'eau par jour. Le comité avait indiqué que la marge de sécurité entre cette dose provisoire et les apports associés à des effets toxiques rapportés des études épidémiologiques était faible [7].

Le RIVM [2] a dérivé une VTR de $1 \times 10^{-3} \text{ mg/kg/j}$ en utilisant la dose tolérable provisoire de l'OMS ($2 \times 10^{-3} \text{ mg/kg/j}$) à laquelle a été appliqué un facteur d'incertitude de 2. Pour sa part, Santé Canada considère que les effets critiques de l'arsenic sont reliés à sa cancérogénicité et n'a donc pas développé de VTR pour les effets autres que le cancer par ingestion [7].

La VTR proposée par l'U.S EPA, soit $3,0 \times 10^{-4} \text{ mg/kg/j}$, a été retenue pour estimer les risques non cancérigènes reliés à l'ingestion d'arsenic inorganique.

5.1.3 Contact cutané

La VTR utilisée pour l'évaluation du risque lié aux effets non cancérigènes de l'arsenic a été extrapolée à partir de la valeur par l'U.S. EPA pour évaluer l'exposition à l'arsenic par ingestion. La valeur utilisée pour évaluer le risque lié à une exposition à l'arsenic par contact cutané est de $3,0 \times 10^{-4} \text{ mg/kg/j}$.

5.2 Effets cancérigènes

5.2.1 Inhalation

L'U.S. EPA, Santé Canada et la CalEPA sont les trois organismes qui proposent une VTR pour les effets cancérigènes de l'arsenic par inhalation.

À partir des résultats de plusieurs études portant sur l'incidence du cancer du poumon chez des travailleurs de deux fonderies américaines, l'U.S. EPA a établi un excès de risque unitaire (ERU) de $4,3 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ (soit $15 (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$) [21]. Cet ERU a été établi pour des concentrations d'arsenic dans l'air inférieures à $2 \text{ mg}/\text{m}^3$ et en admettant que l'augmentation de la mortalité par cancer respiratoire est en fonction uniquement de l'accumulation des expositions à l'arsenic.

Pour établir sa VTR, Santé Canada s'est fondé sur les données utilisées par l'U.S. EPA et celles d'une étude portant sur des travailleurs d'une fonderie en Suède [5]. L'ERU pour le cancer du poumon obtenu à partir de ces études est de $6,4 (\text{mg}/\text{m}^3)$ (soit $28 (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$) [12]. Le risque d'excès de cancer du poumon pourrait toutefois être surestimé en raison notamment de l'absence de prise en compte de l'exposition simultanée au SO_2 , de l'absence de données relatives au tabagisme et d'un potentiel cancérigène cinq fois plus important dans une étude qui s'expliquerait par une forte variabilité dans les rapports de mortalité standardisée [7].

La CalEPA a elle aussi fondé sa VTR sur les données d'incidence du cancer du poumon chez les travailleurs mais n'a pris en compte qu'une seule étude. Après avoir contrôlé l'effet du tabagisme en raison de l'interaction entre l'exposition à l'arsenic et la consommation de tabac, l'ERU obtenu est de $3,3 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)$ soit $(11,5 (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1})$ [4]

Le coefficient de cancérigénicité par inhalation établi par Santé Canada, soit **$28 (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$** , a été retenu pour estimer les risques de cancer attribuables à l'inhalation d'arsenic inorganique.

5.2.2 Ingestion

Des VTR pour les effets cancérigènes de l'arsenic par ingestion ont été proposées par l'U.S. EPA [21], Santé Canada [12] et la CalEPA [4].

À partir des données des études épidémiologiques réalisées à Taiwan, l'U.S. EPA et la CalEPA ont calculé un excès de risque unitaire de $1,5 (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$ pour les cancers cutanés. Les doses d'arsenic attribuables à la consommation d'eau potable rapportées dans les études taïwanaises ont été converties en dose équivalente pour les hommes et les femmes américains en se basant sur la différence de poids corporel et de consommation d'eau. Un modèle à plusieurs étapes intégrant l'âge ainsi que le temps d'induction du cancer a ensuite été utilisé.

Santé Canada propose un ERU de $1,8 (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$ en utilisant les mêmes études et le même modèle d'extrapolation.

Le coefficient de cancérigénicité par ingestion proposé par Santé Canada, soit **$1,8 (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$** , a été retenu pour estimer les risques cancérigènes de l'arsenic par ingestion.

5.2.3 Contact cutané

La VTR utilisée pour l'évaluation du risque lié aux effets cancérigènes d'une exposition par contact cutané à l'arsenic a été extrapolée à partir de la valeur préconisée par Santé Canada

pour évaluer l'exposition à l'arsenic par ingestion. La valeur utilisée pour évaluer le risque lié à une exposition à l'arsenic par contact cutané est de **1,8 mg/kg/j**.

Tableau 1 Propriétés physico-chimiques de l'arsenic

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
No CAS		7440-38-2	
Poids moléculaire	g/mol	74,9	[1]
Point de fusion	K	1 090	[1]
Pression de vapeur	Pa	0,1 (280°C)	[1]
Solubilité aqueuse	mg/L	Insoluble	[1]
Constante d'Henry	Pa·m ³ /mol	7,63 x 10 ⁻⁶	[9]
Coefficient de partage octanol-eau (Kow)	-	4,79	[10]
Coefficient de diffusion dans l'air	m ² /j	0,53	[20]
Coefficient de diffusion dans l'eau	m ² /j	2,80 x 10 ⁻⁴	[20]
Coefficient d'absorption sur carbone organique (Koc)	-	2,30	[15]
Coefficient de partage sol-eau (Kd)	-	1,0 - 1 500	[6]
Facteur de bioconcentration dans le poisson	-	4	[6]
Facteur de bioconcentration sol → légumes racines	-	9,2 x 10 ⁻⁴	[6]
Facteur de bioconcentration sol → autres légumes	-	1,6 x 10 ⁻³	[6]
Facteur de bioconcentration sol → fruits	-	n.d.	
Facteur de bioconcentration sol → petits mammifères	-	n.d.	
Fraction d'absorption pulmonaire (Fainh)	-	0,32	[6]
Fraction d'absorption gastro-intestinale (Faing)	-	0,95	[6]
Fraction d'absorption cutanée (Facut)	-	0,03	[18]
Coefficient de perméabilité cutanée à partir de l'eau	cm/h	n.d.	[6]
Rapport des coefficients de perméabilité cutanée (B)		0,003	[24]
Temps de latence par événement (Tau)	h/événement		
Temps pour l'atteinte de l'état d'équilibre (t*)	h		
Fraction absorbée par la peau (FA) à partir de l'eau		0,37	[24]

Tableau 2 Concentrations et doses bruit de fond retenues pour l'arsenic

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
Concentration dans l'air ambiant	mg/m ³	1,0 x 10 ⁻⁶	[7]
Concentration dans l'eau potable	mg/L	1,0 x 10 ⁻³	[22]
Concentration dans les sols	mg/kg	6,0	[8]
Doses dans les aliments :			
0 - 6 mois	mg/kg/j	2,16 x 10 ⁻⁴	[7]
7 mois - 4 mois	mg/kg/j	4,04 x 10 ⁻⁴	[7]
5 - 11 ans	mg/kg/j	2,69 x 10 ⁻⁴	[7]
12 - 19 ans	mg/kg/j	1,72 x 10 ⁻⁴	[7]
20 ans et plus	mg/kg/j	1,63 x 10 ⁻⁴	[7]

Tableau 3 Valeurs toxicologiques de référence pour les effets cancérigènes ou non de l'arsenic

Voie d'exposition	Effets non cancérigènes [mg/kg/j]	Référence	Effets cancérigènes [(mg/kg/j) ⁻¹]	Référence
Inhalation	8,57 x 10 ⁻⁴	[3]	28	[21]
Ingestion	3,0 x 10 ⁻⁴	[21]	1,8	[12]
Contact cutané	3,0 x 10 ⁻⁴	[21]	1,8	[12]

Références

1. ATSDR, *Toxicological profile for arsenic*. 2005, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service: Atlanta, Georgia.
2. Baars, A.J., Theelen, R.M.C., Janssen, P.J.C.M., et al., *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. 2001, RIVM: Bilthoven. p. 297.
3. CalEPA, Air- Chronic RELs - All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005, California Environmental Protection Agency (Cal EPA), http://www.oehha.org/air/chronic_rels/AllChrels.html,
4. CalEPA, *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II : technical support document for describing available cancer potency factors*. 2005, Office of Environmental Health Hazard Assessment.
5. Environnement Canada et Santé Canada, *Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation. L'arsenic et ses composés*. 1993, Environnement Canada et Santé Canada: Ottawa. p. 60.
6. INÉRIS, *Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Arsenic et ses dérivés inorganiques*. 2006, Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS): Verneuil-en-Halatte, France.
7. INSPQ, *Validation des critères B et C de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. Protection de la santé humaine*. 2005, Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ), Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels. p. 66 pages + annexes.
8. MDDEP, *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés - Annexe 2 : les critères génériques pour les sols et pour les les eaux souterraines*, Ministère du Développement durable, Environnement et Parcs du Québec (MDDEP), http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_tableau_1.htm,
9. Meyland, M.W. et P.H. Howard, *Bond contribution method for estimating Henry's law constants*. Environmental Toxicology and Chemistry, 1991. **10**: p. 1283-1291.
10. Meyland, M.W. et P.H. Howard, *Atom/fragment contribution method for estimating octanol-water partition coefficients*. 1995, Environmental Sciences Center, Syracuse Research Corporation: Syracuse, New York. p. 83-92.
11. Nagymajtényi, L., A. Selypes, et G. Berencsi, *Chromosomal aberrations and fetotoxic effects of atmospheric arsenic exposure in mice*. Journal of Applied Toxicology, 1985. **5**(2): p. 61-63.
12. Santé Canada, *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. 2004, Santé Canada, Les services d'évaluation de la santé environnementale, Programme de la sécurité des milieux: Ottawa, Ontario. p. 5 pages.
13. Santé Canada, *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : documents à l'appui - L'arsenic*. 2006, Santé Canada, Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement: Ottawa, Ontario.
14. Santé Canada (SC), *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - L'arsenic*. 2006, Santé Canada (SC), Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement: Ottawa, Ontario.
15. Sauvé, S., W. Hendershot, et H.E. Allen, *Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils : Dependence on pH, total metal burden, and organic matter*. Environmental Science & Technology, 2000. **34**(7): p. 1125-1131.
16. Tseng W.P., *Effects and dose-response relationships of skin cancer and blackfoot disease with arsenic*. Environmental Health Perspective, 1977. **19**: p. 109-119.

17. Tseng W.P., H.M. Chu, S.W. How, J.M. Fong, C.S. Lin, et S. Yen, *Prevalence of skin cancer in an endemic area of chronic arsenicism in Taiwan*. Journal of the National Cancer Institute, 1968. **40**(3): p. 453-463.
18. U.S. EPA, Integrated Risk Information System (IRIS) - IRIS Substance List, United States Environmental Protection Agency (US EPA), Office of Research and Development, national Center for Environmental Assessment, <http://www.epa.gov/iris/subst/index.html>, 2008-01-03
19. U.S. EPA, *Toxicological review for arsenic, inorganic - In support of summary information on the Integrated Risk Information System*. 1998.
20. US EPA, *CHEM 9 - Compound properties estimation data*. 2000, United States Environmental Protection Agency (US EPA), Air Emissions Program - Prepared for Chemicals and Petroleum Branch, OAQPS, Research Triangle Park.
21. US EPA, Integrated Risk Information System (IRIS) - IRIS Substance List, United States Environmental Protection Agency (US EPA), Office of Research and Development, <http://www.epa.gov/iris>,
22. Ville de Montréal, *Qualité de l'eau potable produite par les usines Atwater et Charles-J.-des-Baillets*. 2005, Ville de Montréal, Division des Laboratoires, Service des infrastructures, transport et environnement: Montréal, Québec. p. 4 pages.
23. WHO, *IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Volume 23, Suppl. 7. Some Metals and Metallic Compounds*. 1987, World Health Organization (WHO), International agency for research on cancer.
24. WHO, *Arsenic and arsenic compounds*. 2001, Environmental Health Criteria: Geneva.

1 Propriétés physico-chimiques

Le cuivre est connu depuis plus de 5 000 ans, il est le 2^e élément en importance après le fer. Le cuivre se présente naturellement sous forme de métal et de minéraux (sulphides, oxydes, carbonates, etc.). C'est un métal malléable, ductile, qui constitue un excellent conducteur de chaleur et d'électricité. Il se présente sous quatre formes d'oxydation (0, +1, +2 et +3), la forme bivalente étant la plus fréquente. Sous cette forme, il peut former des complexes, des précipités ou être adsorbé, des processus qui vont déterminer sa mobilité, sa concentration dissoute et sa biodisponibilité environnementale [1]. Le cuivre est très utilisé en plomberie pour les tuyaux; il est aussi utilisé dans la production de fils électriques et d'alliages, tels le laiton et le bronze. Il trouve de nombreuses autres utilisations, que ce soit pour la photographie, la préparation de pesticides et de fongicides ou le traitement du bois [2]. Les principales propriétés physico-chimiques du cuivre sont présentées au tableau 1.

2 Concentrations ou doses bruit de fond

L'ensemble des valeurs retenues, concentrations et doses, sont présentées au tableau 2.

2.1 Air ambiant

La croûte terrestre étant composée de cuivre, les émissions naturelles dans l'air ambiant vont inclure la mise en suspension de poussières de sol, mais aussi les feux de forêt, les éruptions volcaniques et les processus biogénétiques. Les émissions anthropiques peuvent constituer jusqu'à 65 % du cuivre atmosphérique et proviennent de la production minière, des fonderies, de l'incinération de déchets, de l'agriculture, d'applications industrielles et de l'utilisation de combustibles fossiles [1].

Une étude réalisée sur 19 sites à travers le Canada en 1993 présente des concentrations moyennes sous forme de PM₁₀ de l'ordre de 10 ng/m³. Pour les deux sites de mesure montréalaise, la concentration moyenne était de 17 ng/m³ en 1993 [1]. Santé Canada rapporte d'ailleurs qu'en général le cuivre de l'air ambiant ne devrait pas contribuer pour plus de 1 % à l'apport total quotidien pour les habitants en milieu urbain [2]. Il n'existe pas de donnée canadienne sur la concentration en cuivre dans l'air intérieur, une étude californienne a toutefois obtenu des concentrations intérieures et extérieures semblables, quoique certaines activités pourraient augmenter la concentration intérieure [1].

La valeur retenue pour la concentration du bruit de fond du cuivre dans l'air ambiant est donc de **1,7 x 10⁻⁵ mg/m³**, correspondant à la moyenne des concentrations des deux sites de Montréal en 1993 [1].

2.2 Eau potable

Le cuivre et ses composés sont largement répandus dans l'environnement et on retrouve fréquemment du cuivre dans l'eau superficielle, l'eau souterraine et l'eau de mer. La quantité de cuivre dissoute dans l'eau est influencée par le pH, la dureté et la disponibilité du cuivre. L'utilisation de tuyaux de plomberie en cuivre, grandement utilisés au Canada, augmente la quantité dissoute, surtout lorsque l'eau est acide. Le ratio entre l'eau distribuée et l'eau traitée est généralement de 10 pour 1. Le cuivre est retrouvé principalement sous la forme divalente, mais il peut aussi se lier à des matières organiques, tels les acides fulviques [1].

Les analyses d'eau potable effectuées par la Ville de Montréal ont déterminé une concentration moyenne en cuivre de 0,003 mg/L [3]. Selon Santé Canada, la contribution relative de l'eau potable à l'apport moyen de cuivre est d'environ 10 % pour les enfants et pour les adultes (SC, 1996). Un enquête réalisée en 1989 sur l'eau distribuée de sept communautés en Ontario a permis de déterminer une concentration moyenne de 176 µg/L, enquête voulant représenter des eaux douces, moyennes et dures [1-2].

La valeur retenue pour la concentration du bruit de fond du cuivre dans l'eau potable est donc de $3,0 \times 10^{-3}$ mg/L, concentration moyenne dans l'eau potable de la Ville de Montréal [3].

2.3 Aliments

Le cuivre est un élément essentiel pour le métabolisme humain et il est bien connu que sa carence entraîne divers troubles cliniques. De par sa très grande présence naturelle dans l'environnement, le cuivre est présent à faibles concentrations dans la majorité des aliments. Parmi les aliments riches en cuivre, on retrouve les mollusques, les abats, les noix, les haricots secs, la vigne séchée, les fruits à noyau et le cacao. L'apport global de cuivre qui est considéré adéquat pour un métabolisme adulte normal est de 2 mg par jour [2].

Aucune donnée n'est disponible concernant les teneurs en cuivre dans les aliments québécois [1]. Selon Santé Canada [2], la nourriture constitue la principale contribution de l'apport quotidien de cuivre (89 %).

La valeur retenue pour la dose journalière par ingestion de nourriture est de $6,73 \times 10^{-2}$ mg/kg/j entre 0 et 6 mois ; de $6,44 \times 10^{-2}$ mg/kg/j entre 7 mois et 4 ans ; de $4,70 \times 10^{-2}$ mg/kg/j entre 5 et 11 ans ; de $3,15 \times 10^{-2}$ mg/kg/j entre 12 et 19 ans et de $3,16 \times 10^{-2}$ mg/kg/j pour un adulte de 20 ans et plus [1].

2.4 Sol et poussières intérieures

Environ 97 % du cuivre total relâché dans l'environnement se déposerait sur le sol. Le pH, la nature même du sol, le type et la distribution de la matière organique et le potentiel d'oxydo-réduction vont influencer le devenir et la mobilité de celui-ci [1]. La moyenne québécoise de cuivre dans les sols agricoles serait d'environ 19,1 mg/kg, variant entre 5,6 et 53,5 mg/kg. Dans une étude réalisée à Ottawa, les concentrations moyennes dans les sols résidentiels étaient de 13,2 mg/kg, de 65,8 mg/kg dans les poussières de rues et de 206 mg/kg dans les poussières intérieures [1].

Advenant la réalisation d'une analyse de risque n'impliquant pas directement la présence d'un sol contaminé, la valeur retenue pour la concentration du bruit de fond du cuivre dans les sols est de **40,0 mg/kg**, soit la teneur bruit de fond (critère A) pour la province géologique des Basses-Terres du Saint-Laurent [4].

2.5 Autres milieux

La concentration moyenne de cuivre dans le tabac serait de 24,7 mg/kg, avec seulement 0,2 % dans la fumée principale, ce qui entraînerait une exposition de 1 µg avec une consommation de 20 cigarettes par jour [1].

3 Effets sur la santé

3.1 Effets chroniques autres que le cancer

En tant qu'élément constituant de nombreuses enzymes, le cuivre est un oligo-élément essentiel pour l'être humain. La toxicité chronique de ce métal est peu documentée. Chez l'animal, l'ingestion de fortes doses de cuivre provoque une nécrose hépatique et rénale, des effets hématologiques ainsi que des effets sur le développement et la reproduction [5-6]. De plus, des études de toxicité sous-chronique ont montré que le cuivre inhalé entraîne des effets sur les systèmes respiratoire et immunitaire [7-8]. Chez l'humain, le cuivre est métabolisé rapidement et efficacement par l'entremise du système hépatique et une ingestion importante via la diète ne cause généralement pas d'effets délétères. Toutefois, des effets gastro-intestinaux et une hépatotoxicité peuvent être observés chez des personnes ayant consommé de l'eau à très forte teneur en cuivre (7,8 mg/L) [9]. De plus, selon certaines études citées par l'ATSDR [5], l'exposition d'origine professionnelle par voie pulmonaire provoquerait des atteintes de l'appareil respiratoire (irritation, altération des muqueuses du nez et de la gorge).

Des effets sur le système sanguin ont été mis en évidence par une diminution des taux d'hémoglobine et d'érythrocytes [10]. Les effets les plus critiques sont observés chez les individus atteints de la maladie de Wilson. De ce fait, cette maladie héréditaire entraîne une accumulation du cuivre dans l'organisme et des effets éventuellement fatals au foie, aux reins et au cerveau [11].

3.2 Effets cancérogènes

En raison de l'absence de donnée chez l'humain et de résultats insuffisants et contradictoires chez les animaux, le cuivre n'a pas été classé quant à sa cancérogénicité chez l'humain (groupe D de l'U.S. EPA et groupe 3 de l'IARC) [12].

4 Valeurs toxicologiques de référence

4.1 Effets autres que le cancer

4.1.1 Inhalation

La CalEPA et le RIVM sont les seuls organismes à avoir établi une VTR pour l'inhalation de cuivre.

La CalEPA a établi une valeur de $2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($6,86 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$) sur la base d'effets sur l'appareil respiratoire [13]. L'organisme ne présente pas les procédures et études utilisées pour dériver cette valeur.

Le RIVM a calculé une valeur de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($2,86 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$) à partir d'une concentration sans effet néfaste observé de $0,6 \text{ mg}/\text{m}^3$ pour des effets sur les systèmes respiratoire et immunologique de lapins exposés 6 heures par jour, 5 jours par semaine pendant 6 semaines. L'organisme a appliqué un facteur de correction de 6 pour ajuster à une exposition continue puis un facteur d'incertitude global de 100 pour tenir compte des variabilités intra et interespèce [14].

La valeur de **$2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($6,86 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$)** établie par la CalEPA a été retenue pour l'estimation des risques liés à l'inhalation de cuivre.

4.1.2 Ingestion

L'U.S. EPA, la CalEPA et l'ATSDR n'ont pas établi de VTR pour l'exposition chronique au cuivre par ingestion.

Santé Canada propose des VTR pour l'estimation des risques d'effet non cancérigène associés à une exposition au cuivre par ingestion pour les différentes classes d'âge. Ainsi, la DJA (dose journalière acceptable) pour les individus de 0 à 6 mois et de 6 mois à 4 ans est de $0,09 \text{ mg}/\text{kg}-\text{j}$, alors que pour les récepteurs de 5 à 11 ans, 12 à 19 ans et plus de 20 ans, la DJA est de $0,1 \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$ [15].

Le RIVM propose une VTR de $0,14 \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$ pour l'ingestion. Cette valeur a été établie en 1991 et correspond à la dose quotidienne maximale à laquelle est exposée la population des Pays-Bas [14].

En 2001, le Food and Nutrition Board de l'Institute of Medicine a publié les nouvelles valeurs de l'apport nutritionnel recommandé (*recommended dietary allowance*) et de la limite supérieure acceptable de l'apport (*tolerable upper intake level*) pour plusieurs micronutriments dont le cuivre [16]. Pour un adulte, la valeur de l'apport nutritionnel recommandé est de $0,9 \text{ mg}/\text{j}$ tandis que la valeur de la limite supérieure acceptable a été fixée à $10 \text{ mg}/\text{j}$ ou $0,14 \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$ ¹. Cette limite acceptable est fondée sur une étude clinique au cours de laquelle sept individus ont reçu une dose de $10 \text{ mg}/\text{j}$ de suppléments de cuivre pendant 12 semaines. Aucun effet néfaste sur la fonction hépatique n'a été observé.

L'OMS a utilisé cette valeur pour établir sa recommandation pour la qualité de l'eau potable concernant le cuivre [17].

Les données disponibles à ce jour suggèrent que la VTR du cuivre pour l'ingestion proposée par Santé Canada s'apparente plus à une valeur d'apport nutritionnel qu'à un indice toxicologique, lequel serait plutôt de l'ordre de plusieurs milligrammes par jour. À l'instar de l'INSPQ dans son étude sur la validation des critères de qualité de sol [1], une valeur de **$0,09 \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$** a été retenue pour estimer les risques d'effets non cancérigènes attribuables à l'exposition au cuivre par ingestion.

¹ On assume un poids de 70 kg

4.1.3 Contact cutané

La VTR établie par Santé Canada retenue pour évaluer les risques non cancérogènes attribuables à l'ingestion de chrome total (0,1mg/kg/j) a été retenue afin d'extrapoler une VTR pour estimer le risque associé à l'exposition par contact cutané au chrome total. La VTR utilisée pour l'estimation des risques d'effets non cancérogènes associés à une exposition au cuivre par contact cutané est donc de $3,78 \times 10^{-2}$ mg/kg/j.

4.2 Effets cancérogènes

Le cuivre n'est pas classé quant à sa cancérogénicité pour l'humain quelle que soit la voie d'exposition, par conséquent aucune VTR n'a été établie pour ce type d'effet.

Tableau 1 Propriétés physico-chimiques du cuivre

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
No CAS	-	7440-50-8	
Poids moléculaire	g/mol	63,55	[5]
Point de fusion	K	1 356,2	[5]
Pression de vapeur	Pa	133,3 (1 628°C)	[5]
Solubilité aqueuse	mol/m ³	Insoluble	[18]
Constante d'Henry	Pa-m ³ /mol	n.a.	[18]
Coefficient de partage octanol-eau (Kow)	-	n.d.	[18]
Coefficient de diffusion dans l'air	m ² /j	n.a.	[18]
Coefficient de diffusion dans l'eau	m ² /j	n.d.	[18]
Coefficient d'absorption sur carbone organique (Koc)	L/kg	n.a.	[18]
Coefficient de partage sol-eau (Kd)	L/kg	2,7 - 6 353	[18]
Facteur de bioconcentration dans le poisson	-	184	[18]
Facteur de bioconcentration sol → légumes racines	-	0.09	[18]
Facteur de bioconcentration sol → autres légumes	-	0.07	[18]
Facteur de bioconcentration sol → fruits	-	n.d.	[18]
Facteur de bioconcentration sol → petits mammifères	-	0,42	[19]
Fraction d'absorption pulmonaire (Fainh)	-	n.d.	[18]
Fraction d'absorption gastro-intestinale (Faing)	-	0,56	[18]
Fraction d'absorption cutanée (Facut)	-	n.d.	[18]
Coefficient de perméabilité cutanée à partir de l'eau	cm/h	n.d.	[18]
Rapport des coefficients de perméabilité cutanée (B)			
Temps de latence par événement (Tau)	h/événement		
Temps pour l'atteinte de l'état d'équilibre (t*)	h		
Fraction absorbée par la peau (FA) à partir de l'eau			

Tableau 2 Concentrations et doses bruit de fond retenues pour le cuivre

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
Concentration dans l'air ambiant	mg/m ³	1,7 x 10 ⁻⁵	[1]
Concentration dans l'eau potable	mg/L	3,0 x 10 ⁻³	[3]
Concentration dans les sols	mg/kg	40,0	[4]
Doses dans les aliments :			
0 - 6 mois	mg/kg/j	6,73 x 10 ⁻²	[1]
7 mois - 4 mois	mg/kg/j	6,44 x 10 ⁻²	[1]
5 - 11 ans	mg/kg/j	4,70 x 10 ⁻²	[1]
12 - 19 ans	mg/kg/j	3,15 x 10 ⁻²	[1]
20 ans et plus	mg/kg/j	3,16 x 10 ⁻²	[1]

Tableau 3 Valeurs toxicologiques de référence pour les effets cancérogènes ou non du cuivre

Voie d'exposition	Effets non cancérogènes [mg/kg/j]	Référence	Effets cancérogènes [(mg/kg/j) ⁻¹]	Référence
Inhalation	6,86 x 10 ⁻⁴	[13]	n.d.	
Ingestion	1,0 x 10 ⁻³	[15]	n.d.	
Contact cutané	1,25 x 10 ⁻⁵	[15]	n.d.	

Références

1. INSPQ, *Validation des critères B et C de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. Protection de la santé humaine*. 2005, Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ), Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels. p. 66 pages + annexes.
2. Santé Canada (SC), *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Le cuivre*. 1992, Santé Canada (SC), Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement: Ottawa, Ontario.
3. Ville de Montréal, *Qualité de l'eau potable produite par les usines Atwater et Charles-J.-des-Baillets*. 2005, Ville de Montréal, Division des Laboratoires, Service des infrastructures, transport et environnement: Montréal, Québec. p. 4 pages.
4. MDDEP. *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés - Annexe 2 : les critères génériques pour les sols et pour les les eaux souterraines*. 2002 Mise à jour : Non spécifiée [cited Accès en février 2007; Available from: http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_tableau_1.htm.
5. ATSDR, *Toxicological profile for copper*. 2004, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service: Atlanta, Georgia.
6. WHO, *Environmental Health Criteria 200 - Copper*. 1998, Inter-Organization Programme for the Sound Management of Chemicals, : Geneva. p. 6.
7. Johansson A.P. Camner and C. Jarstrand, *Rabbit alveolar macrophages after inhalation of soluble cadmium, cobalt, and copper: A comparison with the effects of soluble nickel*. Environ. Res., 1983. **31**: p. 340-354.
8. Drummond J.G., C. Aranyi, and L.J. Schiff, *Comparative study of various methods used for determining health effects of inhaled sulfates*. Environ. Res., 1986. **41**: p. 514-528.
9. Spitalny K.C., J. Brondum J., and R.L. Vogt, *Drinking-water-induced copper intoxication in a Vermont family*. . Pediatrics, 1984. **74**: p. 1103-1106.
10. Finelli V.N., P. Boscolo, and E. Salimei. *Anemia in men occupationally exposed to low levels of copper*. in *International Conference on Heavy Metals in the Environment*. 1981. Amsterdam.
11. Ferenci P., *Wilson's disease*. Ital. J. Gastroenterol. Hepatol., 1999. **31**: p. 416-425.
12. US EPA. *Integrated Risk Information System (IRIS) - IRIS Substance List*. 2007 [cited 2007; Available from: <http://www.epa.gov/iris>.
13. CalEPA. *Consolidated Table of OEHHA/ARB Approved Risk Assessment Health Values*. 2005 April 2005 [cited 2007; Available from: <http://www.arb.ca.gov/toxics/healthval/healthval.htm>.
14. Baars, A.J., Theelen, R.M.C., Janssen, P.J.C.M., et al., *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. 2001, RIVM: Bilthoven. p. 297.
15. Santé Canada, *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. 2004, Santé Canada, Les services d'évaluation de la santé environnementale, Programme de la sécurité des milieux: Ottawa, Ontario. p. 5 pages.
16. Panel of micronutrients, et al., *Dietary Reference Intakes for vitamin A, vitamin K, arsenic, boron, chromium, copper, iodine, iron, manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium, and zinc*. 2001: Food and Nutrition Board, Institute of Medicine, National Academy press, Washington, D.C.
17. WHO, *Copper in Drinking-water Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality*. 2004, World Health Organization.

18. INÉRIS, *Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Cuivre et ses dérivés*. 2005, Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS): Verneuil-en-Halatte, France.
19. Sample, Beauchamp, Efroymsen, Suter II, *Development and validation of bioaccumulation models for small mammals*. 1998, By : Oak Ridge National Laboratory
For ; U.S. Department of Energy.
20. Santé Canada, *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : pièces à l'appui - Le chrome*. 1986, Santé Canada, Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement: Ottawa, Ontario.

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Fiche générale pour certains composés

1 Propriétés physico-chimiques

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) constituent une famille de substances organiques composées exclusivement de carbone et d'hydrogène, substances formant au moins deux cycles aromatiques condensés. Les HAP sont généralement divisés en deux catégories : les HAP à faible poids moléculaire formés de moins de quatre cycles et les HAP à poids moléculaire élevé formés de quatre cycles ou plus. Parmi les milliers de composés de HAP pouvant exister, plus d'une centaine ont été identifiés, mais seulement entre 20 et 30 sont suffisamment documentés ou sont pris en compte dans les différentes évaluations, lignes directrices ou règlements [1].

Les HAP peuvent être formés naturellement, lors de la décomposition thermique de matières organiques, telle que la combustion incomplète de bois de chauffage par exemple. Ils sont aussi des composants naturels des produits pétrochimiques. Les HAP se trouvent principalement sous forme de composés complexes dans l'environnement [1].

À l'état pur, les HAP sont généralement des solides cristallins sans couleur. Les propriétés physiques des différents composés varient avec le poids moléculaire et la structure. Selon Santé Canada, 82 % des HAP sont associés aux sols et 17 % aux sédiments, ce qui fait que seulement moins de 1 % est présent dans l'eau, l'air et les particules en suspension aquatiques et aériennes [1]. Les principales propriétés physico-chimiques de certains composés de HAP sont présentées au tableau 1.

2 Concentrations ou doses bruit de fond

L'ensemble des valeurs retenues, concentrations et doses d'exposition, de certains composés de HAP sont présentées au tableau 2.

2.1 Air ambiant

Environ 98% des émissions de HAP, naturelles et anthropiques, ont lieu dans l'atmosphère. Les feux de forêts sont la source atmosphérique principale de contamination environnementale, quoique plutôt locale et ponctuelle, ne conduisant donc pas à une exposition continue en HAP. Les sources anthropiques sont plus variées et nombreuses. Les alumineries, la combustion résidentielle de bois de chauffage, les brûlages à ciel ouvert, les incinérateurs de résidus de bois et le transport sont les sources principales. Les usines de production de carbure de silicium pourraient aussi jouer un rôle prépondérant dans l'émission atmosphérique [1].

1 Propriétés physico-chimiques

Le plomb est un métal malléable, d'aspect argenté brillant, mais devenant gris terne au contact de l'air. Son importance commerciale tient au fait qu'il soit très dense, de faible point de fusion, résistant aux acides et chimiquement stable dans l'air, l'eau et les sols. L'isotope ^{208}Pb est le plus abondant [1-2]. Il est relativement abondant dans la croûte terrestre, à une concentration moyenne de 20 mg/kg. Il est présent dans divers métaux, dont la galène (PbS), la cérusite (PbCO_3) et l'anglésite (PbSO_4). La valence du plomb dans l'environnement est généralement de +2, mais il est aussi retrouvé sous la valence de +4. Il est rencontré sous la forme organique, principalement comme tétraéthyle ($\text{Pb}(\text{C}_2\text{H}_5)_4$) ou tétraméthyle ($\text{Pb}(\text{CH}_3)_4$) de plomb [3]. Le plomb est utilisé pur ou comme alliage dans l'industrie, ou à titre de composé chimique. Au moins la moitié du plomb utilisé mondialement l'est dans la production de batteries au plomb. Le plomb est aussi utilisé dans la fabrication de munitions, de roulement à billes, de câbles et d'équipements électriques et électroniques. Les oxydes sont utilisés dans les peintures, le verre et les produits de céramique [2]. Les principales propriétés physico-chimiques du plomb sont présentées au tableau 1.

2 Concentrations ou doses bruit de fond

L'ensemble des valeurs retenues, concentrations et doses, sont présentées au tableau 2.

2.1 Air ambiant

Le plomb est émis naturellement dans l'environnement principalement par les éruptions volcaniques et l'érosion géologique. Au niveau anthropique, les concentrations de plomb dans l'air ambiant ont grandement diminué depuis l'introduction des essences sans plomb en 1975. L'essence, par les additifs ajoutés, était la source principale d'émissions de plomb dans l'atmosphère. De 1981 à 1990, les concentrations moyennes de plomb dans les particules totales en suspension ont chuté de plus de 94 %, chute des concentrations correspondant à la date d'interdiction des essences avec plomb au Canada [3]. D'autres activités provoquent toutefois la libération de plomb dans l'atmosphère, tels l'utilisation de vaisselle en céramique, les activités artistiques ou artisanales, le décapage d'objets peints et la rénovation entraînant la production de poussières ou de vapeurs de peinture [1].

Des mesures effectuées dans plusieurs grandes villes au Canada en 1993 ont déterminé une concentration moyenne de plomb de $0,0117 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans des particules ayant un diamètre inférieur à $10 \mu\text{m}$. À Montréal, les concentrations annuelles moyennes mesurées sur l'ensemble des postes d'échantillonnage de la CUM étaient inférieures à $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2001. Il existe peu d'information sur les niveaux de plomb dans l'air intérieur au Québec. Un rapport sur la qualité de l'air à Windsor a indiqué que les concentrations dans l'air intérieur sont similaires à celles mesurées à l'extérieur [3]. Selon Santé Canada, la contribution relative de l'air ambiant à l'apport moyen de plomb est estimée à 1,2 % pour les enfants et 1,9 % pour les adultes [1].

La valeur retenue pour la concentration du bruit de fond du plomb dans l'air ambiant est donc de $2,0 \times 10^{-5} \text{ mg/m}^3$, correspondant à la concentration maximale mesurée dans l'air ambiant en milieu urbain à Montréal en 2001 [3].

2.2 Eau potable

La chimie du plomb dans le milieu aqueux est complexe. Cet élément peut se retrouver sous de multiples formes. Il a tendance à former des composés de faible solubilité avec les anions des eaux naturelles. La concentration dans les eaux de surface est dépendante du pH, de la température et de la pression partielle du CO_2 . La forme la plus fréquente est l'ion Pb^{2+} . Des concentrations élevées dans l'eau potable sont le résultat de la présence de tuyaux et/ou de soudures au plomb dans les systèmes de distribution, surtout en présence d'une eau agressive, agressivité liée à la dureté, le pH et le temps de séjour [3].

Des mesures effectuées dans l'eau potable de cinq grandes villes au Canada en 1995 rapportaient des concentrations variant entre 2,7 et 4,2 $\mu\text{g/L}$, avec une moyenne de 3,6 $\mu\text{g/L}$. Au Québec, des mesures effectuées sur l'eau potable de 18 maisons de Montréal en 1981 rapportaient des concentrations variant entre 0,25 et 2,76 $\mu\text{g/L}$ [3]. Les analyses d'eau potable effectuées par la Ville de Montréal en 2005 ont déterminé une concentration moyenne en plomb inférieure à $1,0 \times 10^{-3} \text{ mg/L}$ [4].

La contribution relative de l'eau à l'apport moyen de plomb est estimée à 9,8 % pour les enfants et à 11,3 % pour les adultes [1].

La valeur retenue pour la concentration du bruit de fond du plomb dans l'eau potable est donc de $1,0 \times 10^{-3} \text{ mg/L}$, concentration moyenne dans l'eau potable de la Ville de Montréal [4].

2.3 Aliments

Les aliments peuvent être contaminés par le plomb qui existe à l'état naturel dans le sol ou par déposition atmosphérique, par l'eau de cuisson ou par les boîtes de conserve soudées au plomb. La contribution de cette dernière source a diminué au courant des dernières années suite à la diminution progressive de l'utilisation de telles conserves [1]. Le plomb est donc généralement présent dans tous les aliments. La concentration en plomb dans des aliments préparés pour la consommation achetés dans cinq grandes villes canadiennes, incluant Montréal, a été mesurée entre 1986 et 1988. Les moyennes des concentrations variaient entre 7,7 et 44,4 $\mu\text{g/kg}$ [3].

Santé Canada estime la consommation quotidienne à 1,1 $\mu\text{g/kg}$ pour les enfants et à 0,75 $\mu\text{g/kg}$ pour les adultes. La contribution relative de la nourriture à l'apport moyen de plomb est estimée à 50,9 % pour les enfants et 82,4 % pour les adultes [1]. Les fruits et les jus de fruits, les légumes divers, les céréales, les viandes, les œufs, les poissons et les fruits de mer sont les aliments pouvant contenir des quantités relativement importantes de plomb [3].

La valeur retenue pour la dose journalière par ingestion de nourriture est de $3,82 \times 10^{-4} \text{ mg/kg/j}$ entre 0 et 6 mois ; de $1,44 \times 10^{-3} \text{ mg/kg/j}$ entre 7 mois et 4 ans ; de $9,77 \times 10^{-4} \text{ mg/kg/j}$ entre 5 et 11 ans ; de $6,12 \times 10^{-4} \text{ mg/kg/j}$ entre 12 et 19 ans et de $6,24 \times 10^{-4} \text{ mg/kg/j}$ pour un adulte de 20 ans et plus [3].

2.4 Sols et poussières

Le plomb est relativement abondant dans la croûte terrestre, à une concentration moyenne de 20 mg/kg. L'apport anthropique est fait via les mines et les usines de traitement de minerais, les fonderies et les raffineries. Émis dans l'atmosphère sous forme de $PbSO_4$ et de $PbCO_3$, il se redépose au sol sous les mêmes formes. Le plomb dans le sol se trouve souvent en solution sous forme de l'ion Pb^{2+} . La mobilité, la solubilité et la biodisponibilité sont affectées par le pH et la teneur du sol en argile et matières organiques. Le type de plomb présent affecte aussi ces mêmes facteurs [3].

La concentration moyenne de plomb dans les sols agricoles québécois est de 29,8 mg/kg. Bien que cette donnée corresponde à des sols éloignés des centres urbains, des données provenant de milieux urbains et ruraux en Ontario indiquent des concentrations moyennes similaires, soit de 33 et de 22 mg/kg respectivement [3].

Une étude portant sur 50 résidences de la ville d'Ottawa a permis de mesurer des concentrations moyennes de plomb de l'ordre de 42,3 mg/kg dans les sols extérieurs, de 33,5 mg/kg dans les poussières de rues et de 233 mg/kg dans les poussières intérieures. Des mesures effectuées dans les poussières intérieures de résidences de la région montréalaise avaient démontré des concentrations similaires [3].

Advenant la réalisation d'une analyse de risque n'impliquant pas directement la présence d'un sol contaminé, la valeur retenue pour la concentration du bruit de fond du plomb dans les sols est de **50,0 mg/kg**, soit la teneur bruit de fond (critère A) pour la province géologique des Basses-Terres du Saint-Laurent [5].

2.5 Autres milieux

La présence de peinture à base de plomb peut être une source importante d'exposition à ce métal, surtout chez les enfants. Des concentrations aussi élevées que 100 000 mg/kg de poids sec ont déjà été rapportées dans d'anciennes peintures. Grâce à la réglementation actuelle, les peintures contiennent maintenant des concentrations en plomb beaucoup plus faibles [3].

Le tabagisme constitue une source non négligeable d'exposition au plomb dans la population adulte. La consommation de 20 cigarettes par jour augmente l'exposition de 0,32 $\mu\text{g}/\text{kg}$ par jour pour les 12-19 ans et de 0,26 $\mu\text{g}/\text{kg}$ par jour chez les adultes. Cette augmentation correspond à près de 70 % de l'exposition comparativement aux non-fumeurs [3].

3 Effets sur la santé

3.1 Effets chroniques autres que le cancer

Le plomb est reconnu pour ses multiples effets toxiques dont la plupart ont été largement documentés [6] [7] [8] [9]. Jusqu'à un certain point, la toxicité du plomb peut être expliquée par sa capacité à interférer avec différents systèmes enzymatiques : il inhibe les enzymes en se liant à certains groupes de leurs protéines ou en déplaçant des ions métalliques essentiels.

Pour cette raison, le plomb peut exercer une toxicité sur presque tous les organes. De ce fait, il est admis que le plomb peut causer des effets sur les reins, les systèmes hématopoïétique, nerveux, reproducteur, immunitaire et les glandes endocrines ainsi que des effets cardio-vasculaires et gastro-intestinaux. Toutefois, dans un contexte d'exposition à long terme à

de faibles concentrations comme le subit la population en général, les effets sur les systèmes hématopoïétique et nerveux sont ceux qui retiennent le plus l'attention [7] [9] [10]. En effet, les études réalisées à ce jour ont permis de montrer que ces effets néfastes surviennent à des niveaux d'exposition extrêmement faibles, particulièrement chez l'enfant. L'U.S. EPA considère notamment qu'il n'existe pas de seuil où l'absence d'effet peut être clairement établie.

3.2 Effets cancérigènes

L'U.S. EPA a classé le plomb inorganique et ses composés dans le groupe B2, c'est-à-dire une substance cancérigène probable pour l'humain [10]. Cette classification repose sur des données insuffisantes chez l'humain mais concluantes chez l'animal.

Les études épidémiologiques citées par l'U.S. EPA ne permettent pas de conclure à la cancérogénicité du plomb chez l'humain. Certaines ne montrent aucun lien entre l'exposition au plomb et l'incidence accrue de cancers ou de mortalité due aux cancers, alors que d'autres indiquent une augmentation de l'incidence des cancers du poumon, de l'estomac et du rein. Cependant, ces études comportent des lacunes notamment en ce qui concerne l'exposition et le contrôle de facteurs dits confondant (tabagisme).

Les résultats des études animales sont par contre suffisamment probants. Une augmentation significative de l'incidence de tumeurs rénales a été observée au cours de plusieurs études menées sur des souris et des rats exposés par voie orale ou injection sous-cutanée de différents sels solubles de plomb [11] [10].

L'IARC a formulé des conclusions similaires et considère le plomb et ses composés tant organiques qu'inorganiques comme probablement cancérigènes pour l'humain (groupe 2A).

4 Valeurs toxicologiques de référence

4.1 Effets autres que le cancer

4.1.1 Inhalation

Aucune VTR pour les effets autres que le cancer pour cette voie d'exposition n'a été établie à ce jour.

4.1.2 Ingestion

L'OMS et le RIVM sont les seuls organismes à proposer une VTR pour les effets non cancérigènes du plomb par ingestion [7] [12]. En fait, le RIVM a adopté la valeur établie par l'OMS.

L'OMS a proposé une dose hebdomadaire tolérable de 25 µg/kg ($3,5 \times 10^{-3}$ mg/kg/j). À l'origine, cette dose s'appliquait aux enfants et avait été établie de façon à prévenir l'augmentation de la charge corporelle de plomb chez les nourrissons et par conséquent la manifestation d'effets biochimiques et neurologiques néfastes. La valeur a été calculée sur la base des résultats d'études du métabolisme du plomb chez l'enfant qui ont montré une augmentation de la plombémie et de la charge corporelle de plomb à des doses quotidiennes de plomb de 5 µg/kg et plus mais pas à des doses entre 3 et 4 µg/kg. L'OMS a par la suite (en 1993) étendu l'application de cette dose à tous les groupes d'âge.

Pour sa part, Santé Canada propose une dose journalière acceptable (DJA) $3,6 \times 10^{-3}$ mg/kg/j pour le plomb [13]. Cette valeur établie par Santé Canada a été retenue pour évaluer les risques d'effets non cancérogènes du plomb par ingestion.

4.1.3 Contact cutané

La VTR proposée par Santé Canada [13] pour l'estimation du risque d'effets non cancérogènes associé à une exposition au plomb par ingestion a été retenue pour dériver une valeur de référence permettant d'estimer le risque d'effets non cancérogènes associés à une exposition par contact cutané au plomb. La valeur retenue est donc de $1,8 \times 10^{-3}$ mg/kg/j.

4.2 Effets cancérogènes

L'OEHHA de la CalEPA est le seul organisme à proposer des VTR pour les effets cancérogènes du plomb par ingestion et par inhalation [11]. Ces VTR qui sont de $8,5 \times 10^{-3}$ (mg/kg/d)⁻¹ et $4,2 \times 10^{-2}$ (mg/kg/j)⁻¹ respectivement pour l'ingestion et l'inhalation ont été dérivées des résultats d'une étude de cancérogenèse animale sur des rats. Des tumeurs rénales en relation avec la dose ont été observées chez les mâles. L'excès de risque unitaire (ERU) pour l'ingestion a été obtenu par ajustement des données chez les mâles par un modèle linéaire multistade. Pour l'inhalation, l'ERU a été obtenu par extrapolation de l'ERU par ingestion en considérant des taux d'absorption pulmonaire et gastro-intestinal de 50 % et 19 % respectivement.

Les VTR de $8,5 \times 10^{-3}$ (mg/kg/d)⁻¹, $4,2 \times 10^{-2}$ (mg/kg/j)⁻¹ et $1,7 \times 10^{-2}$ (mg/kg/j)⁻¹ respectivement pour l'ingestion, l'inhalation et le contact cutané ont été utilisées pour évaluer les risques de cancer attribuables à l'exposition au plomb.

Tableau 1 Propriétés physico-chimiques du plomb

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
No CAS	-	7439-92-1	
Poids moléculaire	g/mol	207,2	[2]
Point de fusion	K	600,6	[2]
Pression de vapeur	Pa	235,9 (1 000°C)	[8]
Solubilité aqueuse	mol/m ³	Insoluble	[2]
Constante d'Henry	Pa·m ³ /mol	n.d.	[2]
Coefficient de partage octanol-eau (Kow)	-	n.d.	[2]
Coefficient de diffusion dans l'air	m ² /j	n.a.	[8]
Coefficient de diffusion dans l'eau	m ² /j	n.a.	[8]
Coefficient d'absorption sur carbone organique (Koc)	L/kg	n.d.	[2]
Coefficient de partage sol-eau (Kd)	L/kg	7 - 40 000	[8]
Facteur de bioconcentration dans le poisson	-	4,9 - 3 600	[8]
Facteur de bioconcentration sol → légumes racines	-	> 0,1	[8]
Facteur de bioconcentration sol → autres légumes	-	> 0,1	[8]
Facteur de bioconcentration sol → fruits	-	> 0,1	[8]
Facteur de bioconcentration sol → petits mammifères	-		
Fraction d'absorption pulmonaire FA _{inh}	-	0,25	
Fraction d'absorption gastro-intestinale FA _{ing}	-	0,5	
Fraction d'absorption cutanée FA _{cut}	-	0,006	[14]
Coefficient de perméabilité cutanée à partir de l'eau	cm/h	4 x 10 ⁻⁶	[8]
Rapport des coefficients de perméabilité cutanée (B)			
Temps de latence par événement (Tau)	h/événement		
Temps pour l'atteinte de l'état d'équilibre (t*)	h		
Fraction absorbée par la peau (FA) à partir de l'eau			

Tableau 2 Concentrations et doses bruit de fond retenues pour le plomb

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
Concentration dans l'air ambiant	mg/m ³	2,0 x 10 ⁻⁵	[3]
Concentration dans l'eau potable	mg/L	1,0 x 10 ⁻³	[4]
Concentration dans les sols	mg/kg	50,0	[5]
Doses dans les aliments :			
0 - 6 mois	mg/kg/j	3,82 x 10 ⁻⁴	[3]
7 mois - 4 mois	mg/kg/j	1,44 x 10 ⁻³	[3]
5 - 11 ans	mg/kg/j	9,77 x 10 ⁻⁴	[3]
12 - 19 ans	mg/kg/j	6,12 x 10 ⁻⁴	[3]
20 ans et plus	mg/kg/j	6,24 x 10 ⁻⁴	[3]

Tableau 3 Valeurs toxicologiques de référence pour les effets cancérogènes ou non du molybdène

Voie d'exposition	Effets non cancérogènes [mg/kg/j]	Référence	Effets cancérogènes [(mg/kg/j) ⁻¹]	Référence
Inhalation	n.d.		4,2 X 10 ⁻²	[11]
Ingestion	3,6 X 10 ⁻³	[13]	8,5 X 10 ⁻³	[11]
Contact cutané	1,8 X 10 ⁻³	[13]	1,7 X 10 ⁻²	[11]

Références

1. Santé Canada (SC), 1992. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Le plomb*. Santé Canada (SC), Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement. Document technique. Ottawa, Ontario.
2. ATSDR, 1999. *Toxicological profile for lead*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, Georgia.
3. Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ), 2005. *Validation des critères B et C de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. Protection de la santé humaine*. Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ), Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels. 66 pages + annexes.
4. Ville de Montréal, 2005. *Qualité de l'eau potable produite par les usines Atwater et Charles-J.-des-Baillets*. Ville de Montréal, Division des Laboratoires, Service des infrastructures, transport et environnement. Rapport annuel 2005. Montréal, Québec. 4 pages.
5. MDDEP. *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés - Annexe 2 : les critères génériques pour les sols et pour les eaux souterraines*. 2002 Mise à jour : Non spécifiée [cited Accès en février 2007; Available from: http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_tableau_1.htm].
6. ATSDR, 2005. *Toxicological profile for lead*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, Georgia.
7. WHO, 2003. *Lead in Drinking-water - Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality*. World Health Organization.
8. INÉRIS, 2003. *Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Plomb et ses dérivés*. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). INERIS-DRC-01-25590-ETSC-APiSD-No00df257. Verneuil-en-Halatte, France.
9. Santé Canada, 1992. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : pièces à l'appui - Le plomb*. Santé Canada, Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement. Document technique. Ottawa, Ontario.
10. U.S. EPA. *Integrated Risk Information System (IRIS) - IRIS Substance List*. 2007 [cited 2007; Available from: <http://www.epa.gov/iris>].
11. CalEPA, 2005. *Air Toxics Hot Spots Program Risk Assessment Guidelines : Part II, Technical Support Document for Describing Available Cancer Potency Factors*. California Environmental Protection Agency, Office of Environmental Health Hazard Assessment. 662.
12. Baars, A.J., Theelen, R.M.C., Janssen, P.J.C.M., et al., 2001. *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM. Report # 711 701 023. Bilthoven. 297.
13. Santé Canada, 2009. *Évaluation du risque pour les sites contaminés fédéraux au Canada - Partie II: Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. Division des sites contaminés de Santé Canada, Programme de la sécurité des milieux. 33.
14. Santé Canada, 2004. *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie I : L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine*. Division des sites contaminés, Programme de la sécurité des milieux. Ottawa, Ontario. 35 pages.

L'air est le milieu de transport des HAP. Ils sont associés à des particules et pourront être transportés sur des distances importantes. Les concentrations mesurées dans l'air doivent être analysées avec prudence car la méthode d'échantillonnage est importante. Les HAP de trois cycles et moins, tels l'acénaphène ou le naphthalène, sont suffisamment volatils pour être présents principalement que sous forme de vapeurs, alors que les HAP de cinq ou six cycles, tel le benzo(a)pyrène, sont adsorbés à des particules. Les HAP de taille intermédiaire, tels le chrysène et le pyrène, se retrouvent sous forme gazeuse et particulaire, adsorbés au centre des particules [1].

Les particules de HAP sont essentiellement de petite taille, elles sont donc respirables (PM_{10}). Selon Environnement Canada, les HAP présents dans l'atmosphère urbaine sont principalement associés à des particules aérosols de suie de moins de $3\ \mu m$. Toutefois, les techniques d'échantillonnage et d'analyse n'ont pas toujours un rendement élevé. Celui-ci peut être aussi bas que 20 % pour certains HAP, notamment pour ceux de petite taille [1].

Les HAP dans l'air vont varier en fonction des sources locales. Une étude réalisée au New Jersey indiquait des concentrations de trois à cinq fois supérieures en milieu urbain comparativement à des zones rurales. Plusieurs études ont aussi démontré des variations saisonnières. L'étude du New Jersey indiquait des concentrations de cinq à dix fois supérieures en hiver par rapport à celles mesurées en été. Au Québec, les concentrations de HAP totaux dans l'air sont entre dix à quinze fois supérieures en hiver dans les secteurs résidentiels où le chauffage au bois est prédominant [1].

Au Québec, 72 % des émissions totales de benzo(a)pyrène proviennent des alumineries. Celui-ci est souvent utilisé comme indicateur de la contamination en HAP puisqu'il constitue généralement de 1 à 20 % des émissions totales. La plupart des données environnementales reliées aux HAP sont souvent exprimées en terme de concentration de benzo(a)pyrène. C'est généralement le composé à partir duquel se fera l'évaluation de risque toxicologique [1]. Les principaux HAP provenant de la combustion de bois sont le naphthalène et le phénanthrène, suivis de l'antracène, du fluorène, du fluoranthène et du pyrène. La diffusion de créosote à partir de matériaux traités, de déversements, de processus industriels, d'effluents municipaux et de l'enterrement de cendre est plutôt un phénomène locale, mais peut néanmoins contribuer à augmenter la charge atmosphérique [1].

Les concentrations moyennes en HAP totaux mesurées dans sept sites ruraux canadiens étaient comprises entre 1 et $10\ ng/m^3$, où les HAP majoritairement mesurés étaient le phénanthrène et le fluoranthène. En milieu urbain, les concentrations sont plus élevées. La moyenne des concentrations de HAP totaux mesurées entre 1987 et 1997 dans 20 stations de 16 villes canadiennes était comprise entre 10 et $65\ ng/m^3$, majoritairement représentés par le phénanthrène, le fluoranthène et le pyrène. Dans des zones où le chauffage au bois est prévalent, la moyenne mesurée a atteint $77\ ng/m^3$ en 1999 à Rivière-des-Prairies, alors que la moyenne du centre-ville de Montréal était de l'ordre de $40\ ng/m^3$. Les concentrations les plus élevées au Canada ont été mesurées à proximité d'une aluminerie à Jonquière. La somme de 27 HAP correspondait à une concentration de $810\ ng/m^3$. Le phénanthrène et le fluoranthène étaient les plus représentés [1].

Les sources principales de HAP dans l'air intérieur sont la fumée de cigarette et la combustion de bois, de gaz ou de charbon ainsi que l'infiltration des particules et vapeurs de l'air extérieur. Peu d'études ont été réalisées pour évaluer la concentration de HAP dans l'air intérieur (INSPQ, 2005). Pour les besoins de la caractérisation du bruit de fond, les concentrations intérieures sont habituellement les mêmes que les concentrations extérieures.

Les valeurs retenues pour les concentrations du bruit de fond de différents composés de HAP dans l'air ambiant sont présentées au tableau 2.

2.2 Eau potable

La contamination de l'eau par les HAP est essentiellement due à la déposition atmosphérique des particules dans l'air, autant des dépôts secs que lors des précipitations. Le lessivage et le ruissellement d'eaux de surface sur des sols contaminés peut entraîner une contamination des nappes souterraines. Le phénomène peut être facilité par la présence de solvants organiques mobiles dans le sol. Le naphthalène serait le composé de HAP le plus mobile à partir du créosote. Les HAP sont souvent peu solubles, ils sont généralement adsorbés à des particules en suspension et retrouvés dans les sédiments. Les phénomènes de volatilisation ou de biodégradation sont rarement observés pour l'ensemble des HAP [1].

Habituellement, les HAP sont éliminés lors du traitement de l'eau. La présence de fluoranthène dans l'eau de consommation peut être associée à des revêtements internes bitumineux de la canalisation (INSPQ, 2005). Les données citées par Santé Canada en 1996, données obtenues en Ontario et dans les provinces de l'Atlantique, indiquent que lorsque détecté, la concentration en benzo(a)pyrène dans l'eau potable était toujours inférieure à 5,0 ng/L [1].

Aucun HAP n'a été détecté dans l'eau traitée de la ville de Montréal en 2005 (VdeM, 2005). La limite de détection du benzo(a)pyrène était alors de 0,003 µg/L.

Les valeurs retenues pour les concentrations du bruit de fond de différents composés de HAP dans l'eau potable sont présentées au tableau 2.

2.3 Aliments

Les produits alimentaires non transformés ne sont généralement pas contaminés en HAP, sauf ceux provenant de zones polluées. Le mode de cuisson pourrait conduire à la formation de HAP en proportion importante. Le fumage conduit à une contamination due à l'absorption et à la déposition de particules lors du processus. La pyrolyse des graisses et la combustion incomplète du charbon lors de la cuisson au barbecue sont aussi susceptibles de conduire à une contamination. L'utilisation d'un feu de bois est aussi une source non négligeable de HAP dans l'alimentation [1].

Les données de la littérature à propos des concentrations de HAP dans les aliments sont difficiles à interpréter, souvent seules les concentrations supérieures aux seuils de détection sont rapportées. Selon des données rapportées par Santé Canada en 1996, les teneurs en benzo(a)pyrène étaient inférieures ou égales à la limite de détection dans 63 % des aliments, étant comprises entre < 0,01 et 1,35 µg/kg, et étaient ≤ 0,1 ou ≤ 0,5 µg/kg pour 78 % et 94 % des aliments, respectivement. Toutefois, le rendement analytique était variable selon l'aliment analysé, variant de 37 % à plus de 90 %. Ces résultats sont en accord avec une étude américaine, citée par Santé Canada dans le même document, où la concentration de benzo(a)pyrène variait entre 0,005 et 1,2 µg/kg, avec une moyenne de 0,153 µg/kg [1].

Les huiles et graisses végétales seraient plus fortement contaminées que le beurre. L'huile végétale la plus contaminée, selon une étude de 1981, serait l'huile de tournesol. Selon Santé Canada, la dose d'exposition annuelle moyenne au benzo(a)pyrène provenant de la consommation d'huiles et de graisses, incluant les noix, a été estimée à 3,98 ng/kg par jour en 1996 pour les adultes. Une autre étude a démontré que des traitements, tels que le séchage de

graines et de céréales par combustion de gaz, pouvaient conduire à des augmentations de 4 à 126 % des teneurs de certains composés de HAP, tels le fluoranthène, le chrysène et le pyrène, contrairement à un séchage électrique [1].

Les teneurs en HAP dans les poissons et fruits de mer sont normalement très faibles, mais sont de l'ordre de 0,2 à 6,6 µg/kg pour le benzo(a)pyrène lorsque le milieu est pollué. Les concentrations peuvent être plus élevées pour d'autres composés de HAP, allant de 12 µg/kg pour le fluoranthène à 67 µg/kg pour le fluorène par exemple, concentrations mesurées dans de la truite fumée. Selon Santé Canada, les doses annuelles moyennes de benzo(a)pyrène pour les adultes dues à la consommation de poissons et de fruits de mer seraient de 1,72 et 1,21 µg/kg par jour respectivement [1].

Les valeurs retenues pour les concentrations du bruit de fond de différents composés de HAP dans l'alimentation sont présentées au tableau 2.

2.4 Sols et poussières

La contamination des sols est essentiellement due à la déposition des HAP associés à des particules dans l'air, autant des dépôts secs que lors des précipitations. Différentes applications industrielles, tels le traitement du bois à la créosote et l'application de boues de traitement, vont contribuer à la contamination ponctuelle et locale en HAP. Dans le sol, les HAP sont plus ou moins liés à la matière organique. Les HAP peuvent se volatiliser ou se biodégrader faiblement, lorsque non adsorbés aux particules. La demi-vie des HAP est très variable; elle serait comprise entre 0,3 et 58 ans. Celle-ci a une incidence sur les deux phénomènes. La volatilisation du benzo(a)pyrène dans le sol est considérée insignifiante par plusieurs auteurs [1].

La valeur du 98^e centile des concentrations de benzo(a)pyrène mesurées dans les parcs de l'Ontario était de 0,04 mg/kg en zone rurale et de 0,81 mg/kg en zone urbaine, alors que la concentration moyenne dans les anciens parcs urbains était de 0,11 mg/kg en 1993. Dans des sols agricoles situés près d'une autoroute à Toronto, les concentrations de benzo(a)pyrène mesurées étaient de 0,108 mg/kg en surface et de 0,087 mg/kg à 15 cm de profondeur. Dans une autre étude réalisée dans le sud-ouest de l'Ontario, les concentrations de benzo(a)pyrène de douze stations en milieu urbain variaient entre 0,02 et 0,45 mg/kg, avec une moyenne de 0,13 mg/kg alors que celles de cinq stations en milieu rural variaient entre < 0,02 et 0,91 mg/kg, avec une moyenne de 0,91 mg/kg [1].

Les concentrations de HAP dans les poussières intérieures au Québec ou au Canada ne sont pas documentées. Dans une étude américaine, réalisée dans des maisons de fumeurs et de non fumeurs, 19 HAP ont été mesurés dans les poussières intérieures (< 150 µm). Les concentrations étaient comprises entre 0,53 et 90 mg/kg, les résultats n'ont pas indiqué de concentrations plus élevées dans les maisons occupées par des fumeurs. Les HAP les plus représentés étaient le fluoranthène (90 mg/kg) et le pyrène (70 mg/kg), suivis du phénanthrène, du benzo(a)pyrène et du chrysène, entre autres. Les autres HAP étaient présents à des concentrations beaucoup plus faibles que 32-35 mg/kg. Dans une autre étude, dix HAP ont été quantifiés, toujours dans les poussières. Les résultats ont indiqué que les HAP sont répartis dans les particules de toutes tailles, mais sont surtout présents dans les particules de petite taille. Les concentrations mesurées étaient de trois à cinq fois plus élevées dans les particules de taille inférieure à 4 µm par rapport au groupe de 4 - 106 µm [1].

Advenant la réalisation d'une analyse de risque n'impliquant pas directement la présence d'un sol contaminé, la valeur retenue pour la concentration du bruit de fond des composés de HAP dans les sols est de **0,1 mg/kg**, soit la valeur de la limite de quantification (critère A) pour ces substances organiques [2]. La même valeur, répétée pour chacun des composés de HAP, est présentée au tableau 2.

2.5 Autres milieux

La fumée de cigarette contient plusieurs HAP en proportions variables. Les quantités libérées dans la fumée principale par 20 cigarettes seraient situées entre 0,08 et 0,44 µg pour le benzo(b)fluoranthène, entre 0,12 et 0,42 µg pour le benzo(j) fluoranthène, entre 0,12 et 0,24 µg pour le benzo(k)fluoranthène, entre 0,1 et 1,56 µg pour le benzo(a)pyrène et entre 0,08 et 0,4 µg pour l'indénol(1,2,3-cd)pyrène. Selon l'ATSDR, le fait de fumer un paquet de cigarettes par jour conduirait à une exposition de 5 µg par jour en HAP totaux et de 0,4 µg par jour pour le benzo(a)pyrène [1].

3 Toxicocinétique

L'humain peut être exposé aux HAP par ingestion, inhalation et contact cutané. Le taux d'absorption de ces composés est très dépendant du média (solvant eau, sol, particules, etc.) dans lequel ceux-ci sont retrouvés [3].

Il a été évalué que la biodisponibilité du chrysène par inhalation est d'environ 53 % (administration intratrachéale chez le rat) alors qu'elle serait de 87 % dans le cas du benzo(a)pyrène [1]. Pour ce qui est du taux d'absorption gastro-intestinal des différents HAP, celui-ci varie entre 10 % et 99 % [1]. Il a aussi été montré qu'il n'y a pas toujours de diminution marquée de la biodisponibilité gastro-intestinale des HAP présents dans le sol par rapport aux HAP en solution pure. Par exemple, la biodisponibilité serait diminuée pour le pyrène, mais pas pour le benzo(a)pyrène [1]. Dans le cas de l'absorption cutanée, il a été montré que la biodisponibilité du phénanthrène adsorbé est fortement influencée par la teneur en matière organique [1]. Ce même phénomène a été observé par Roy et coll. (1992) pour ce qui est du benzo(a)pyrène. En effet, le taux d'absorption était de 8 % lorsque le sol contenait peu de matière organique (1,6 %) et de 4 % lorsqu'il présentait une forte teneur en matière organique (19 %) [1]. Comparativement, il a été montré que le benzo(a)pyrène était absorbé à 38 % à partir du mazout chez le rat. Toujours selon Roy et al., l'absorption cutanée serait d'environ 1 % chez l'humain, lors d'un contact de 24 heures. Chez l'humain, l'absorption par contact cutané des HAP est bien documentée puisque ces composés sont présents dans des onguents thérapeutiques à base de goudron. Ainsi, les taux d'absorption obtenus lors d'expérimentations *in vivo* et *in vitro* sur de la peau humaine variaient respectivement entre 20 % et 56 % et entre 24 % et 31 %. Aussi, il a été montré que le naphthalène pouvait avoir un taux d'absorption entre 88 % et 95 % par contact cutané avec le sol (naphthalène pur et sol argileux) [1].

Puisque les taux d'absorption varient pour les différents HAP, et chez l'humain, peu d'information est disponible quant au taux d'absorption de chaque HAP, des taux d'absorption par défaut ont été retenus. Ainsi, en se basant sur des études effectuées chez l'animal, un taux d'absorption de 100 % a été retenu pour l'inhalation et l'ingestion. Pour ce qui est du contact cutané, la valeur recommandée par l'U.S. EPA (2001) [4] a été retenue pour l'absorption par contact avec le sol.

Il est important de mentionner que puisque les HAP sont des molécules hydrophobes, lorsqu'elles sont absorbées par l'organisme, elles sont ensuite retrouvées dans les tissus adipeux, les graisses mammaires et la moelle osseuse. Pour le benzo(a)pyrène, il serait absorbé assez rapidement après une exposition par ingestion ou inhalation, puis distribué en quelques minutes vers des organes et tissus fortement perfusés. Le benzo(a)pyrène aurait aussi la faculté de traverser la barrière placentaire pour se distribuer dans le fœtus [1].

Le métabolisme des HAP consiste en deux étapes. La phase I consiste en une époxydation par des monooxygénases à cytochrome P-450 ou par des hydrolases d'hydrocarbures arylés. La seconde phase du métabolisme est la conjugaison des époxydes formés lors de la phase I à des molécules polaires, telles que le glutathion ou l'aide glucuronique. Cette conjugaison a pour effet de les rendre plus solubles et d'ainsi faciliter leur élimination de l'organisme.

Ce métabolisme en deux phases est sensiblement le même pour tous les HAP, bien que ceux-ci aient chacun une structure qui leur est propre. Cependant, les modifications subies par les différents HAP lors des deux phases de leur métabolisme produisent des métabolites dont les propriétés varient selon la structure de base du composé et l'endroit où les modifications sont effectuées. Ainsi, certains de ces métabolites peuvent former des métabolites intermédiaires, suite à la phase I plutôt que d'être directement conjugué et excrété (phase II). Certains de ces métabolites intermédiaires présentent une forte réactivité, et peuvent altérer des macromolécules (ADN, protéines). Ces métabolites sont plus susceptibles de se former dans le cas des HAP possédant une région baie, tels que le benzo(a)pyrène, le dibenzo(a,h)anthracène et le benzo(a)anthracène. Ces métabolites (ions carboniums) sont réactifs, et leurs propriétés génotoxiques s'expliqueraient par le fait qu'ils ont tendance à former des liaisons covalentes avec l'ADN [1].

Le métabolisme des HAP s'effectue de façon différente selon l'organe où celui-ci a lieu. En effet, les différents organes ont des activités enzymatiques différentes, et l'inductibilité des enzymes contribuant au métabolisme de phases I et II varie selon les tissus. La quantité de métabolites intermédiaires réactifs captés par les enzymes de la phase II peut donc être plus ou moins importante selon l'organe où le métabolisme est effectué. La différence de potentiel toxique selon la voie d'exposition peut donc être expliquée, en partie du moins, par les variations du métabolisme des HAP selon l'organe où ils sont retrouvés.

La voie d'exposition aux HAP influence la distribution ainsi que le site primaire de métabolisme de ces substances. Toutefois, lors d'une exposition par ingestion, le foie sera le premier organe qui contribuera au métabolisme. Si la quantité de HAP est trop importante pour être totalement métabolisée lors du premier passage, ils seront alors distribués dans le reste de l'organisme. Dans le cas d'une exposition par inhalation ou par contact cutané, les HAP pourront être métabolisés localement en totalité ou en partie. Aussi, lorsque les HAP sont inhalés, une partie des particules peut être ingérée ou rejetée par les voies aériennes. Pour ce qui est de l'exposition par contact cutané, les HAP et leurs métabolites iront directement vers les poumons et ensuite, passeront au foie. En fait, peu importe la voie d'exposition, les HAP non métabolisés et les métabolites formés localement seront soit entreposés sur place ou distribués dans l'organisme. Ainsi, dans le cas des métabolites réactifs, ils pourront exercer leur toxicité sur place ou ailleurs dans l'organisme [1].

4 Effets sur la santé

4.1 Effets chroniques autres que le cancer

Il existe peu d'informations sur les effets non néoplasiques des HAP chez l'humain. De plus, les effets rapportés par les quelques études consacrées à ce sujet ne peuvent être attribués uniquement aux HAP en raison de la présence de plusieurs autres substances pouvant être également responsables des lésions observées. Une diminution de la fonction respiratoire chez des travailleurs exposés à des poussières de caoutchouc et à des HAP, notamment le benzo(a)pyrène a déjà été observée [5]. Selon les résultats rapportés, cet effet serait plus important chez les travailleurs exposés aux plus fortes concentrations de benzo(a)pyrène, mais également de poussières. Il est donc difficile de conclure à un lien évident entre les effets sur les voies respiratoires et l'exposition aux HAP. De la même façon, lors d'une étude portant sur des travailleurs de l'industrie métallurgique en Pologne, Szczeklik *et al.* [6] ont noté une diminution marquée de certaines immunoglobulines chez ceux qui étaient les plus exposés aux HAP, mais également à d'autres substances. Entre autres effets possibles, des dermatites chroniques et des hyperkératoses ont été observées chez des travailleurs exposés à des mélanges contenant des HAP.

Chez l'animal, les études réalisées jusqu'à maintenant portent essentiellement sur la toxicité résultant de l'exposition sous-chronique par voie orale. Les résultats de ces études indiquent que les HAP exercent leur action toxique principalement sur le foie. Les principales manifestations cliniques ou biochimiques de cette hépatotoxicité sont une augmentation du poids du foie et des enzymes sériques, une altération de l'activité enzymatique et une histopathologie (nécrose, foyers hépatiques, pigmentation, régénération) [7-8]. D'autres effets comme une diminution des composantes sanguines, une modification des taux sanguins de globuline, une augmentation du poids de la rate et une néphropathie ont également été observés et témoignent du potentiel toxique des HAP sur les reins et les systèmes sanguin et immunitaire. Par ailleurs, des effets sur le système immunitaire (hypersensibilité et immunosuppression) et la peau (hyperkératose, hyperplasie) ont été observés lors d'études portant sur l'exposition par voie cutanée [3, 9].

Les résultats de quelques études expérimentales montrent que certains HAP, notamment le benzo(a)pyrène et l'acénaphène, peuvent causer des effets toxiques sur la reproduction et le développement. Par exemple, Mackenzie *et al.* [10] ont observé une diminution de l'indice de gestation chez des souris exposées au benzo(a)pyrène par gavage ainsi qu'une baisse notable de l'indice de fertilité chez la progéniture de ces souris. Une réduction du poids des ovaires, corrélée à une augmentation de leur inactivité et de celle de l'utérus, a été observée chez des souris exposées à l'anthracène pendant 13 semaines [11]. Une diminution de la survie postnatale et du poids de la progéniture a été observée chez des souris exposées au benzo(a)pyrène pendant la gestation [10].

4.2 Effets cancérigènes

Plusieurs études ont rapporté une augmentation de l'incidence de cancers, principalement du poumon et de la peau, ou de la mortalité attribuable à ces cancers, chez des travailleurs exposés à des mélanges complexes contenant des HAP. Bien que ces études ne permettent pas d'établir une relation causale évidente entre le cancer et l'exposition aux HAP, elles apportent suffisamment de preuves sur le rôle des HAP dans l'induction de ces cancers [3, 9, 12]. Ce sont surtout les résultats des études animales qui vont permettre de classer les HAP quant à leur cancérogénicité chez l'humain.

Le potentiel cancérigène des HAP a fait l'objet de nombreuses études expérimentales chez l'animal. La plupart des études réalisées portent sur l'induction de tumeurs à la suite de l'exposition par voie cutanée, par implant pulmonaire, par installation intratrachéale ou par injection intrapéritonéale. Quelques études ont aussi été consacrées à la cancérogenèse via la voie orale et respiratoire. Ainsi, compte tenu des résultats obtenus chez l'animal avec le benzo(a)anthracène, le benzo(b)fluoranthène, le benzo(k)fluoranthène, le benzo(a)pyrène, le chrysène et l'indéno(1,2,3-c,d)pyrène, ces substances sont considérées comme cancérigènes probables chez l'humain (groupe B2).

Le coefficient de cancérogénicité par voie orale pour le benzo(a)pyrène a été établi à partir de la valeur médiane des pentes obtenues dans les études de Neal et Rigdon [13] chez la souris et de Brune *et al.* [14] chez le rat Sprague-Dawley. Une augmentation significative des tumeurs aurait été observée au niveau du préestomac [13-14], de l'œsophage et du larynx [14] après l'ingestion répétée de benzo(a)pyrène. La valeur proposée par l'U.S. EPA [15] s'établit à $7,3 \text{ (mg/kg/d)}^{-1}$ et est basée sur la moyenne géométrique des pentes obtenues à partir de quatre méthodes différentes d'extrapolation à faible dose. Précisons que CalEPA [16] utilise plutôt les estimations de l'extrapolation linéaire multistade obtenues avec les résultats de l'étude de Neal et Rigdon [13] et propose un coefficient de $11,7 \text{ (mg/kg/d)}^{-1}$.

Dans le cas des autres HAP, en raison des résultats parfois contradictoires concernant la cancérogénicité, du manque d'information sur plusieurs d'entre eux, et du fait que certains congénères aient montré un potentiel cancérigène évident, plusieurs auteurs ont proposé des facteurs d'équivalence pour définir la puissance cancérigène de ces HAP à partir de celui calculé pour le benzo(a)pyrène [16-22]. Ainsi, le facteur d'équivalence pour un HAP a été établi en attribuant à ce composé un poids de toxicité relatif par rapport au benzo(a)pyrène (cette molécule ayant un facteur égal à 1).

En ce qui a trait à la voie respiratoire, aucune étude épidémiologique ou toxicologique ne permettrait, selon l'U.S. EPA, d'établir une relation certaine entre l'exposition aux HAP et l'augmentation de tumeurs au niveau des diverses composantes de l'arbre respiratoire. Ainsi, aucun coefficient de cancérogénicité n'a été développé par cette agence pour l'inhalation. CalEPA [16] propose néanmoins un coefficient de cancérogénicité pour cette voie en utilisant les résultats de l'étude de Thyssen *et al.* [23]. Ces auteurs auraient noté une augmentation significative des tumeurs au niveau de la cavité nasale, du pharynx, du larynx et de la trachée chez des hamsters syriens exposés pendant 109 semaines au benzo(a)pyrène. À partir des résultats obtenus, les auteurs suggèrent un LOAEL (concentration minimale produisant un effet délétère observable) de $9,5 \text{ mg/m}^3$.

5 Valeurs toxicologiques de référence

Le tableau 3 présente les valeurs de référence retenues pour les différents composés de HAP.

Tableau 1

Propriétés physico-chimiques de certains composés de HAP

DESSAU

Paramètre	Dibenzo(a,h)pyrène			Fluoranthène			Fluorène			Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	
	Valeur	Réf.	Unité	Valeur	Réf.	Unité	Valeur	Réf.	Unité		Valeur
no CAS	191-30-0		-	206-44-0			86-73-7			193-39-5	
Poids moléculaire	302	[39]	g/mol	202,26	[40]		166,2	[3]		276,3	[3]
Point de fusion	501	[41]	K	284	[3]		389,7	[3]		436,6	[3]
Pression de vapeur	$6,4 \times 10^{-6}$	[34]	Pa	$1,2 \times 10^{-3}$ (25°C)	[40]		$9,10 \times 10^{-2}$ (25°C)	[42]		$1,3 \times 10^{-8}$ (25°C)	[43]
Solubilité aqueuse	0,11	[35]	mol/m ³	$1,29 \times 10^{-3}$ (25°C)	[40]		$1,20 \times 10^{-2}$ (25°C)	[42]		$2,24 \times 10^{-4}$ (20°C)	[43]
Constante d'Henry	$1,43 \times 10^{-3}$	[30]	Pa·m ³ /mol	$1,5$ (25°C)	[30]		$7,36 \times 10^{-1}$	[30]		$1,62 \times 10^{-1}$	[30]
Coefficient de partage octanol-eau (Kow)	$5,13 \times 10^7$	[36]	-	$7,94 \times 10^4$	[3]		$1,51 \times 10^4$	[3]		$3,8 \times 10^6$	[3]
Coefficient de diffusion dans l'air	0,284	[44]	m ² /j	0,34	[40]		0,39	[42]		0,27	[43]
Coefficient de diffusion dans l'eau	$5,51 \times 10^{-6}$	[44]	m ² /j	$5,0 \times 10^{-5}$	[40]		$5,87 \times 10^{-5}$	[42]		$4,4 \times 10^{-5}$	[43]
Coefficient d'absorption sur carbone organique (Koc)	$2,1 \times 10^7$	[45]	L/kg	$3,8 \times 10^4$	[3]		$7,24 \times 10^3$	[3]		$1,58 \times 10^6$	[3]
Coefficient de partage sol-eau (Kd)	n.d.		L/kg	n.d.	[40]		n.d.			n.d.	
Facteur de bioconcentration dans le poisson	-		-	378	[40]		396 - 2 230	[42]		-	
Facteur de bioconcentration sol → légumes racines	-		-	-			-			-	
Facteur de bioconcentration sol → autres légumes	-		-	-			-			-	
Facteur de bioconcentration sol → fruits	-		-	-			-			-	
Facteur de bioconcentration sol → petits mammifères	-		-	-			-			-	
Facteur d'absorption pulmonaire FA _{inh}	1,0		-	1,0			1,0			1,0	
Facteur d'absorption gastro-intestinale FA _{ing}	1,0		-	1,0			1,0			1,0	
Facteur d'absorption cutanée FA _{cut}	0,13	[24]	-	0,13	[24]		0,13	[24]		0,13	[24]
Coefficient de perméabilité cutanée à partir de l'eau	1,0	[25-26]	cm/h	1,0	[25-26]		1,0	[25-26]		1,0	[25-26]
Rapport des coefficients de perméabilité cutanée (B)	-		-	-			-			-	
Temps de latence par événement (Tau)	-		h/événement	-			-			-	
Temps pour l'atteinte de l'état d'équilibre (t*)	-		h	-			-			-	
Facteur d'absorption par la peau (FA) à partir de l'eau	-		-	-			-			-	

Tableau 1 Propriétés physico-chimiques de certains composés de HAP

DESSAU

Paramètre	Unité	Phénanthrène		Pyrene	
		Valeur	Réf.	Valeur	Réf.
No CAS	-	85-01-8		129-00-00	
Poids moléculaire	g/mol	178,23	[51]	202,3	[3]
Point de fusion	K	373,15	[3]	429	[3]
Pression de vapeur	Pa	$9,1 \times 10^{-2}$ (20°C)	[51]	$3,33 \times 10^{-4}$ (25°C)	[3]
Solubilité aqueuse	mol/m ³	$6,73 \times 10^{-3}$ (25°C)	[51]	$6,43 \times 10^{-4}$ (25°C)	[3]
Constante d'Henry	Pa·m ³ /mol	2,9 (25°C)	[30]	1,022	[30]
Coefficient de partage octanol-eau (Kow)	-	$2,82 \times 10^4$	[3]	$7,59 \times 10^4$	[3]
Coefficient de diffusion dans l'air	m ² /j	0,47	[51]	0,235 (25°C)	[52]
Coefficient de diffusion dans l'eau	m ² /j	$4,92 \times 10^{-5}$	[51]	$6,26 \times 10^{-5}$	[52]
Coefficient d'absorption sur carbone organique (Koc)	L/kg	$1,41 \times 10^4$	[3]	$3,8 \times 10^4$	[3]
Coefficient de partage sol-eau (Kd)	L/kg	n.d.		n.d.	
Facteur de bioconcentration dans le poisson	-				
Facteur de bioconcentration sol → légumes racines	-				
Facteur de bioconcentration sol → autres légumes	-				
Facteur de bioconcentration sol → fruits	-				
Facteur de bioconcentration sol → petits mammifères	-				
Fraction d'absorption pulmonaire FA _{inh}	-			1,0	
Fraction d'absorption gastro-intestinale FA _{ing}	-	1,0		1,0	
Fraction d'absorption cutanée FA _{cut}	-	0,13	[24]	0,13	[24]
Coefficient de perméabilité cutanée à partir de l'eau	cm/h	1,0	[25-26]	1,0	[25-26]
Rapport des coefficients de perméabilité cutanée (B)	-				
Temps de latence par événement (Tau)	h/événement				
Temps pour l'atteinte de l'état d'équilibre (t*)	h				
Fraction absorbée par la peau (FA) à partir de l'eau					

Tableau 2

Concentrations et doses bruit de fond retenues pour certains composés de HAP

DESSAU

Paramètre	Unité	Acénaphthène		Acénaphthylène		Anthracène		Benzo(a)anthracène		Benzo(a)pyrène		benzo(b)fluoranthène	
		Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.
Concentration dans l'air ambiant	mg/m ³	5,6 x 10 ⁻⁶	[1]	2,1 x 10 ⁻⁶	[53]	3,4 x 10 ⁻⁶	[1]	3,6 x 10 ⁻⁶	[1]	1,9 x 10 ⁻⁶	[1]	6,7 x 10 ⁻⁶	[1]
Concentration dans l'eau potable	mg/L	1,1 x 10 ⁻⁵	[54]	1,1 x 10 ⁻⁵	[53]	5,0 x 10 ⁻⁵	[1]	5,0 x 10 ⁻⁵	[1]	2,5 x 10 ⁻⁶	[1]	5,0 x 10 ⁻⁶	[1]
Concentration dans les sols	mg/kg	0,1	[2]	0,1	[2]	0,1	[2]	0,1	[2]	0,1	[2]	0,1	[2]
Doses dans les aliments :													
0 - 6 mois	mg/kg/j	1,3 x 10 ⁻⁴	[1]	n.d.		1,27 x 10 ⁻⁵	[1]	n.d.		n.d.		n.d.	
7 mois - 4 ans	mg/kg/j	3,0 x 10 ⁻⁴	[1]	n.d.		4,17 x 10 ⁻⁵	[1]	n.d.		n.d.		n.d.	
5 - 11 ans	mg/kg/j	2,2 x 10 ⁻⁴	[1]	n.d.		3,16 x 10 ⁻⁵	[1]	n.d.		n.d.		n.d.	
12 - 19 ans	mg/kg/j	1,7 x 10 ⁻⁴	[1]	n.d.		2,51 x 10 ⁻⁵	[1]	n.d.		n.d.		n.d.	
20 ans et plus	mg/kg/j	1,9 x 10 ⁻⁴	[1]	n.d.		2,84 x 10 ⁻⁵	[1]	n.d.		n.d.		n.d.	

Tableau 2

Concentrations et doses bruit de fond retenues pour certains composés de HAP **DESSAU**

Paramètre	Unité	benzo(j)fluoranthène		Benzo(k)fluoranthène		Benzo(g,h,i)peryène		Chryène		Dibenzo(a,h)anthracène		Dibenzo(a,h)pyrène	
		Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.
Concentration dans l'air ambiant	mg/m ³	3,1 x 10 ⁻⁶	[1]	2,3 x 10 ⁻⁶	[1]	2,0 x 10 ⁻⁶	[1]	9,0 x 10 ⁻⁶	[1]	4,0 x 10 ⁻⁷	[1]	1,6 x 10 ⁻⁷	[38]
Concentration dans l'eau potable	mg/L	n.d.	[1]	5,0 x 10 ⁻⁶	[1]	2,5 x 10 ⁻⁶	[1]	5,0 x 10 ⁻⁶	[1]	5,0 x 10 ⁻⁶	[1]	5,0 x 10 ⁻⁶	*
Concentration dans les sols	mg/kg	0,1	[2]	0,1	[2]	0,1	[2]	0,1	[2]	0,1	[2]	0,1	[2]
Doses dans les aliments :													
0 - 6 mois	mg/kg/j	n.d.		n.d.		2,6 x 10 ⁻⁵		n.d.		n.d.		n.d.	
7 mois - 4 ans	mg/kg/j	n.d.		n.d.		1,3 x 10 ⁻⁵		n.d.		n.d.		n.d.	
5 - 11 ans	mg/kg/j	n.d.		n.d.		6,4 x 10 ⁻⁶		n.d.		n.d.		n.d.	
12 - 19 ans	mg/kg/j	n.d.		n.d.		3,5 x 10 ⁻⁶		n.d.		n.d.		n.d.	
20 ans et plus	mg/kg/j	n.d.		n.d.		3,0 x 10 ⁻⁶		n.d.		n.d.		n.d.	

* Valeur utilisée par défaut

Tableau 2

Concentrations et doses bruit de fond retenues pour certains composés de HAP **DESSAU**

Paramètre	Unité	Dibenzo(a,i)pyrène		Dibenzo(a,i)pyrène		Fluornathène		Fluorène		Indéno(1,2,3-c,d)pyrène		Méthyl-1 naphthalène	
		Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.
Concentration dans l'air ambiant	mg/m ³	7,9 x 10 ⁻⁸	[55]	1,0 x 10 ⁻⁶	[56]	2,1 x 10 ⁻⁵	[1]	7,5 x 10 ⁻⁶	[1]	2,0 x 10 ⁻⁶	[1]		
Concentration dans l'eau potable	mg/L	5,0 x 10 ⁻⁶	*	5,0 x 10 ⁻⁶	*	8,0 x 10 ⁻⁶	[1]	5,8 x 10 ⁻⁵	[1]	2,5 x 10 ⁻⁶	[1]		
Concentration dans les sols	mg/kg	0,1	[2]	0,1	[2]	0,1	[2]	0,1	[2]	0,1	[2]	0,1	[2]
Doses dans les aliments :													
0 - 6 mois	mg/kg/j	n.d.		n.d.		7,0 x 10 ⁻⁵	[1]	5,0 x 10 ⁻⁵	[1]	n.d.		n.d.	
7 mois - 4 ans	mg/kg/j	n.d.		n.d.		1,9 x 10 ⁻⁴	[1]	6,0 x 10 ⁻⁵	[1]	n.d.		n.d.	
5 - 11 ans	mg/kg/j	n.d.		n.d.		1,5 x 10 ⁻⁴	[1]	4,0 x 10 ⁻⁵	[1]	n.d.		n.d.	
12 - 19 ans	mg/kg/j	n.d.		n.d.		1,1 x 10 ⁻⁴	[1]	3,0 x 10 ⁻⁵	[1]	n.d.		n.d.	
20 ans et plus	mg/kg/j	n.d.		n.d.		1,3 x 10 ⁻⁴	[1]	3,0 x 10 ⁻⁵	[1]	n.d.		n.d.	

* Valeur utilisée par défaut

Tableau 2

Concentrations et doses bruit de fond retenues pour certains composés de HAP **DESSAU**

Paramètre	Méthyl-2 naphthalène		Méthyl-3 chloranthrène		Naphthalène		Phénanthrène		Pyrene	
	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.
Concentration dans l'air ambiant	$6,4 \times 10^{-2}$	[57]			$8,5 \times 10^{-5}$	[1]	$4,0 \times 10^{-5}$	[1]	$1,5 \times 10^{-5}$	[1]
Concentration dans l'eau potable	$3,8 \times 10^{-6}$	[57]			$2,6 \times 10^{-5}$	[1]	$2,3 \times 10^{-5}$	[1]	$5,0 \times 10^{-6}$	[1]
Concentration dans les sols	0,1	[2]	0,1	[2]	0,1	[2]	0,1	[2]	0,1	[2]
Doses dans les aliments :										
0 - 6 mois	$1,6 \times 10^{-4}$	[57]	n.d.		$1,1 \times 10^{-4}$	[1]	n.d.		$8,0 \times 10^{-5}$	[1]
7 mois - 4 ans	$1,4 \times 10^{-4}$	[57]	n.d.		$2,4 \times 10^{-4}$	[1]	n.d.		$2,9 \times 10^{-4}$	[1]
5 - 11 ans	$9,7 \times 10^{-5}$	[57]	n.d.		$1,3 \times 10^{-4}$	[1]	n.d.		$2,2 \times 10^{-4}$	[1]
12 - 19 ans	$7,4 \times 10^{-5}$	[57]	n.d.		$8,0 \times 10^{-5}$	[1]	n.d.		$1,6 \times 10^{-4}$	[1]
20 ans et plus	$6,15 \times 10^{-5}$	[57]	n.d.		$7,0 \times 10^{-5}$	[1]	n.d.		$1,7 \times 10^{-4}$	[1]

Tableau 3 : Valeurs toxicologiques de référence pour les effets non cancérogènes de certains HAP

HAP	Dose (mg/kg-j)	Effet critique et/ou organes cibles	NOAEL (mg/kg-j)	Facteur d'incertitude	Organisme, (date de révision)
Effets autres que le cancer par ingestion et contact cutané					
Acénaphthène	$6,0 \times 10^{-2}$	Hépatotoxicité chez la souris	175	3 000	U.S. EPA (04/01/1994)
Anthracène	$3,0 \times 10^{-1}$	Aucun effet observé chez la souris	1000	3 000	U.S. EPA (07/01/1993)
Fluoranthène	$4,0 \times 10^{-2}$	Néphropathie, augmentation du poids du foie, altérations hématologiques et effets cliniques (souris)	125	3 000	U.S. EPA (07/01/1993)
Fluorène	$4,0 \times 10^{-2}$	Diminution des globules rouges, du volume cellulaire et de l'hémoglobinémie (souris)	125	3 000	U.S. EPA (11/01/1990)
Naphtalène	$2,0 \times 10^{-2}$	Diminution du poids corporel, rats	71	3 000	U.S. EPA (09/17/1998)
Pyène	$3,0 \times 10^{-2}$	Rein (pathologie des tubules rénaux, diminution poids du rein) chez la souris	75	3 000	U.S. EPA (07/01/1993)
Effets autres que le cancer par inhalation					
Naphtalène	$8,6 \times 10^{-4}$	Hyperplasie et métaplasie de l'épithélium respiratoire et olfactif, respectivement (souris)	3,0 (LOAEL)	3 000	U.S. EPA (09/17/1998)

D'après INSPQ (2005) [1]

Tableau 4 : Valeurs toxicologiques de référence pour les effets cancérigènes de certains HAP

HAP	Excès de risque unitaire (mg/kg/j) ⁻¹			Équivalents-BaP Santé Canada	Note
	Inhalation	Ingestion	Contact cutané		
Benzo(a)anthracène	0.0137	0.23	0.23	0,1	1
Benzo(a)pyrène	0.137	2.3	2.3	1,0	1
Benzo(b)fluoranthène	0.0137	0.23	0.23	0,1	1
Benzo(j)fluoranthène	0.0137	0.23	0.23	0,1	1
Benzo(k)fluoranthène	0.0137	0.23	0.23	0,1	1
Benzo(g,h,i)pérylène	0.00137	0.023	0.023	0,01	1
Chrysène	0.00137	0.023	0.023	0,01	1
Dibenzo(a,h)anthracène	0.137	2.3	2.3	1,0	1
Dibenzo(a,h)pyrène	0.137	2.3	2.3	1,0	1
Dibenzo(a,i)pyrène	0.137	2.3	2.3	1,0	1
Dibenzo(a,l)pyrène	13,7	230	230	100	1
Diméthyl-7,12 Benzo(a)anthracène	1.37	23.0	23.0	10	1
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	0.0137	0.23	0.23	0,1	1
Méthyl-3 cholanthrène	22	22	22		2
Phénanthrène	0.000137	0.0023	0.0023	0,001	1

1 : Retenu par Santé Canada [58] et déterminé en utilisant l'ERU du BaP et l'équivalent BaP.

2 : ERU établi par CalEPA [59].

6 Références

1. Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ), 2005. *Validation des critères B et C de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. Protection de la santé humaine.* Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ), Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels. 66 pages + annexes.
2. MDDEP. *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés - Annexe 2 : les critères génériques pour les sols et pour les les eaux souterraines.* 2002 Mise à jour : Non spécifiée [cited Accès en février 2007; Available from: http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_tableau_1.htm.
3. ATSDR, 1995. *Toxicological Profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons.* Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), U.S. Department of Health and Human Services. Atlanta, Georgia.
4. U.S. EPA, 2001. *Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume III - Part A - Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment.* Office of Emergency and Remedial Response - U.S. EPA. EPA540-R-02-002. Washington, DC. Pagination multiple.
5. Gupta, P.S.e.a., 1993. *Prevalence of impaired lung fonction in rubber manufacturing factory worker exposed to benzo(a)pyrene ans respirable particle matter.* Indoor Environ., **2**:26-31.
6. Szczeklik, A.e.a., 1994. *Humoral immunosuppression in men exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons and related carcinogens in polluted environment.* Environ. Health Perspect., **102**(3):302-304.
7. U. S Environmental Protection Agency, 1989. *Risk assessment guidance for superfund. Volume 1. Human health evaluation manual (Part A).* EPA/540/1-89/002. United States Environmental Agency, Office of Emergency and Remedial Response. Washington, D.C.
8. Robinson, J.R., 1975. *Relationship between aromatic hydrocarbon responsiveness and the survival time in mice treated with various drugs and environmental compounds.* Mol. Pharmacology, **11**:850-865.
9. U.S. Department of Health & Human Services, 1995. *Toxicological Profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons.* Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 270.
10. Mackenzie, K.M. and D.M. Angevine, 1981. *Infertility in mice exposed in utero to benzo(a)pyrene.* Biol. Reprod., **24**:183-194.
11. U.S. EPA, 1989. *Risk Assessment Guidance for Superfund - Volume I - Human Health Evaluation Manual (Part A).* United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA), Office of Emergency and Remedial Response. EPA/540/1-89/002 - Interim Final. Washington, DC.
12. IARC, 1987. *Overall evaluation of carcinogenicity: an updating of IARC monographs. Volumes 1 to 42.* International agency for research on cancer monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemical to humans. Lyon, France. Suppl. 7.
13. Neal, J. and R.H. Rigdon, 1967. *Gastric tumors in mice fed benzo(a)pyrène: a quantitative study.* Texas Reports Biol Med, **25**:553-557.
14. Brune, H., et al., 1981. *Investigation of the tumorigenic response to benzo(a)pyrene in aqueous caffeine solution applied orally to Sprague-Dawley rats.* J. Cancer res. Clin. Oncol., **102**(2):153-157.
15. U.S. EPA. *Title 40 - Protection of Environment - Chapter I, Environmental Protection Agency - Part 141 - National Primary Drinking Water Regulations.* 2003 Mise à jour : Non spécifiée [cited Accès en mars 2007; Available from: http://www.access.gpo.gov/nara/cfr/waisidx_02/40cfr141_02.html.

16. Budroe, J.D., et al., 1999. *Air Toxics Hot Spots Program Risk Assessment Guidelines : Part II, Technical Support Document for Describing Available Cancer Potency Factors*. California Environmental Protection Agency, Office of Environmental Health Hazard Assessment. California. 578.
17. Nisbet, I.C.T. and P.K. Lagoy, 1992. *Toxic Equivalency Factors (TEFs) for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*. Reg. Toxicol. Pharmacol., **16**:290-300.
18. Krewski, D., T. Thorslund, and J. Withney, 1989. *Carcinogenic risk assessment of complex mixture*. Toxicol. Ind. Health, **5**:851-867.
19. Malcolm, H.M. and S. Donson, 1994. *The calculation of an environmental assessment level (EAL) for atmospheric PAHs using relative potencies*. Department of the Environment HMIP-commissioned research. London.
20. McClure, P.R., 1996. *Evaluation of a component-based relative potency approach to cancer risk assessment for exposure to PAHs*. Annual meeting of the Society of Toxicology, Poster. Anaheim, California.
21. Meek, M.E., P.K.L. Chan, and S. Bartlett, 1994. *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Evaluation of Risks to Health from Environmental Exposure in Canada*. Environ. Carcino. & Ecotox. Revs, **C12(2)**(443-452).
22. Muller, P., Ph. D., B. Leece, and D. Raha, 1997. *Scientific criteria document for multimedia standards developpement polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH). Part 1: Hazard identification and dose-response assessment*. Ontario Ministry of Environment and Energy.
23. Thyssen, J., et al., 1981. *Inhalation studies with benzo(a)pyrene in Syrian golden hamsters*. JCNl, **66**:575-577.
24. Health Canada, 2003. *Federal contaminated site risk assessment in Canada - Part I: Guidance on human health screening level risk assessment (SLRA) - Version 1.1*. Health Canada.
25. McKone, T.E. and R.A. Howd, 1992. *Estimating Dermal Uptake of Nonionic Organic Chemicals from Water and Soil: Part 1, Unified Fugacity-Based Models for Risk Assessment*. Risk Analys., **in press**.
26. McKone, T.E., 1994. *CalTOX, a multimedia total exposure model for hazardous-waste sites*. Department of Toxic Substances Control, Lawrence Livermore National Laboratory. UCRL-CR-111456Pt1. Livermore, California.
27. INÉRIS, 2005. *Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Acénaphène*. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). INERIS-DRC-02-25590-02DR49. Verneuil-en-Halatte, France.
28. INÉRIS, 2006. *Fiches de données toxicologiques et environnemantales des substances chimiques - Benzo(k)fluoranthène*. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). INERIS-DRC-02-25590-02DF48. Verneuil-en-Halatte, France.
29. INÉRIS, 2006. *Fiches de données toxicologiques et environnemantales des substances chimiques - Benzo(g,h,i)pérylène*. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). INERIS-DRC-03-47020-03DR051. Verneuil-en-Halatte, France.
30. Syracuse Research Corporation. *Interactive PhysProp database Demo*. 2008 [cited 2008 Mai 2008]; Available from: <http://www.syrres.com/esc/physdemo.htm>.
31. INÉRIS, 2005. *Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Chrysène*. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). INERIS-DRC-03-47020-00DD053. Verneuil-en-Halatte, France.
32. INÉRIS, 2006. *Fiches de données toxicologiques et environnemantales des substances chimiques - Dibenzo(a,h)anthracène*. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). INERIS-DRC-01-25590-01DR125. Verneuil-en-Halatte, France.
33. Lide, D.R., 2002. *Handbook of Chemistry and Physics*: CRC Press.

34. Neely, W.B. and G.E. Blau, 1985. *Environmental exposure from chemicals - Volume 1*, Boca Raton, Florida: CRC Press.
35. Meyland, M.W. and P.H. Howard, 1996. *Sources and estimations of octanol-water partition coefficients and water solubilities*. Environmental Sciences Center, Syracuse Research Corporation. Syracuse, New York. 395-404.
36. Meyland, M.W. and P.H. Howard, 1995. *Atom/fragment contribution method for estimating octanol-water partition coefficients*. Environmental Sciences Center, Syracuse Research Corporation. Syracuse, New York. 83-92.
37. Lyman, W.J., W.F. Reel, and D.H. Rosenblatt, 1990. *Handbook of chemical property estimation methods*: American Chemical Society, McGraw Hill inc.
38. HSDB. *Toxicology data - Dibenzo(a,h)pyrene - CASRN : 189-64-0*. 2003 Mise à jour : 2003-08-29 [cited Accès en décembre 2006].
39. Verschuere, K., 1996. *Handbook of environmental data on organic chemicals*, New York: Van Nostrand Reinhold Compagny.
40. INÉRIS, 2005. *Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Fluoranthène*. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). INERIS-DRC-01-25590-01DR123. Verneuil-en-Halatte, France.
41. Casellato, F., C. Vecchi, and A. Girelli, 1973. *Differential calorimetric study of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*. Thermochemica Acta, **6**:5144-5151.
42. INÉRIS, 2005. *Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Fluorène*. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). INERIS-DRC-02-25590-02DF50. Verneuil-en-Halatte, France.
43. INÉRIS, 2005. *Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Indéno(1,2,3-cd)pyrène*. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). INERIS-DRC-01-25590-01DR122. Verneuil-en-Halatte, France.
44. US EPA, 2000. *CHEM 9 - Compound properties estimation data*. United States Environmental Protection Agency (US EPA), Air Emissions Program - Prepared for Chemicals and Petroleum Branch, OAQPS, Research Triangle Park.
45. U.S. EPA, 1996. *Soil-Screening Guidance : Technical Background Document- Part 5 : Chemical-Specific Parameters*. United States Environmental Protection Agency (US EPA). EPA/540/R-95/128.
46. ATSDR, 2005. *Toxicological profile for naphthalene, 1-methylnaphthalene, and 2-methylnaphthalene*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, Georgia.
47. Mackay, D., W.Y. Shiu, and K.C. Ma, 2000. *Physical-Chemical Properties and Environmental Fate Handbook*: Chapman & Hall, CRC netbase.
48. Meyland, M.W. and P.H. Howard, 1991. *Bond contribution method for estimating Henry's law constants*. Environmental Toxicology and Chemistry, **10**:1283-1291.
49. INÉRIS, 2005. *Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Naphtalène*. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). INERIS-DRC-01-25590-00DF250. Verneuil-en-Halatte, France.
50. HSDB. *Toxicology data - 3-Methylcholanthrene - CASRN : 56-49-5*. 2001 Mise à jour : 2003-08-29 [cited Accès en décembre 2006].
51. INÉRIS, 2005. *Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Phénanthrène*. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). INERIS-DRC-01-25590-00DF251. Verneuil-en-Halatte, France.
52. INÉRIS, 2005. *Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Pyrène*. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). INERIS-DRC-02-25590-02DF51. Verneuil-en-Halatte, France.
53. HSDB. *Toxicology data - Acenaphthylene - CASRN : 208-96-8*. 2001 Mise à jour : 2001-09-08 [cited Accès en décembre 2006].

54. HSDB. *Toxicology data - Acenaphtene* - CASRN : 83-32-9. 2001 Mise à jour : 2001-09-08 [cited Accès en décembre 2006.
55. HSDB. *Toxicology data - Dibenzo(a,i)pyrene* - CASRN : 189-55-9. 2003 Mise à jour : 2003-08-29 [cited Accès en décembre 2006.
56. HSDB. *Toxicology data - Dibenzo(a,l)pyrene* - CASRN : 191-30-0. 2003 Mise à jour : 2003-08-29 [cited Accès en décembre 2006.
57. HSDB. *Toxicology data - 2-Methylnaphthalene* - CASRN : 91-57-6. 2005 Mise à jour : 2005-10-27 [cited Accès en décembre 2006.
58. Santé Canada, 2009. *Évaluation du risque pour les sites contaminés fédéraux au Canada - Partie II: Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. Division des sites contaminés de Santé Canada, Programme de la sécurité des milieux.33.
59. CalEPA, 2005. *Air Toxics Hot Spots Program Risk Assessment Guidelines : Part II, Technical Support Document for Describing Available Cancer Potency Factors*. California Environmental Protection Agency, Office of Environmental Health Hazard Assessment.662.

1 Propriétés physico-chimiques

Sous forme pure, le manganèse est un métal de couleur argenté. On le trouve dans les roches, les sols et au fond des lacs et des océans le plus souvent sous forme de dioxyde, de carbonate ou de silicate de manganèse. On peut le trouver à l'état d'oxyde à des valences allant de -3 à +7 [1]. Le manganèse est surtout utilisé dans l'industrie de l'acier, où l'on s'en sert pour contrebalancer les effets du soufre, comme agent désoxydant et dans la composition d'alliages spéciaux. Il sert aussi à la fabrication de piles électriques sèches et comme oxydant dans l'industrie chimique. Les principales propriétés physico-chimiques du manganèse sont présentées au tableau 1.

2 Concentrations ou doses bruit de fond

L'ensemble des valeurs retenues, concentrations et doses, sont présentées au tableau 2.

2.1 Air ambiant

Le manganèse est présent dans plus d'une centaine de composés de sels et de minéraux communs que l'on retrouve dans les roches, les sols et au fond des lacs et des océans. Une petite partie du manganèse se retrouvant dans l'atmosphère provient donc de la croûte terrestre. Cependant, le manganèse présent dans l'atmosphère provient principalement des émissions industrielles liées à des processus de fabrication d'alliages métalliques (78,5 %) et des émissions dues aux véhicules à moteur à essence (17,2 %). Le 4,3 % restant s'expliquerait par la combustion du charbon pour la production d'électricité, l'incinération des déchets solides et l'application de pesticides.

Dans son document sur la qualité de l'air au Québec, le Ministère de l'Environnement et de la Faune rapporte que la concentration médiane de manganèse dans l'air de la ville de Montréal entre 1991 et 1994 était de 28 ng/m³ [2]. En 1999, la concentration moyenne de manganèse dans l'air de 5 microenvironnements était de **0,103 µg/m³** [3].

Cette dernière valeur a été retenue comme concentration bruit de fond du manganèse dans l'air ambiant.

2.2 Eau potable

De façon générale, le manganèse est présent dans les eaux de surface naturelles, soit en solution, soit en suspension, à des concentrations inférieures à 0,05 mg/L. En raison des conditions réductrices qui prévalent dans le sous-sol, le manganèse est plus abondant dans les approvisionnements d'eau souterraine que dans ceux qui font appel aux eaux de surface. À la suite de pollution acide, on trouve également de fortes concentrations de manganèse dans certains lacs et certains réservoirs. De plus, une étude menée en Ontario en 1985-1986 a révélé que les concentrations de manganèse étaient constamment plus élevées dans les réseaux de distribution que dans l'eau traitée.

Selon les analyses d'eau potable effectuées par la Ville de Montréal en 2005, la concentration moyenne en manganèse est inférieure à la limite de détection de 1×10^{-3} mg/L [4].

Cette valeur a été retenue pour évaluer la contribution de l'eau potable à l'exposition bruit de fond au manganèse.

2.3 Aliments

Qu'il s'agisse des plantes ou des animaux, tous les tissus contiennent du manganèse à l'état de traces. En général, on trouve des concentrations assez basses dans les produits laitiers et les viandes. Le manganèse est distribué relativement également parmi tous les groupes alimentaires provenant de sources végétales.

Des études réalisées au Canada ont permis d'estimer que l'apport alimentaire quotidien de manganèse se situe entre 4,1 mg et 3,3 mg [1] soit 3,7 mg en moyenne.

La valeur retenue pour les doses journalières de manganèse par l'ingestion de nourriture est donc de $1,7 \times 10^{-1}$ mg/kg/j pour une personne de 0 à 6 mois, $1,4 \times 10^{-1}$ mg/kg/j pour une personne de 7 mois à 4 ans, $9,2 \times 10^{-2}$ mg/kg/j pour une personne de 5 à 11 ans, $5,8 \times 10^{-2}$ mg/kg/j pour une personne de 12 à 19 ans et $5,2 \times 10^{-2}$ mg/kg/j pour un adulte (20 ans et plus).

2.4 Sols et poussières

Le manganèse est toujours présent dans le sol. Les sols canadiens contiennent en moyenne 8 mg/kg de manganèse. Les concentrations vont de non détectables à 7000 mg/kg [1]. Lors d'une étude menée à Ottawa, le 90^e centile des concentrations de manganèse dans le sol, les poussières de rues et les poussières intérieures étaient de 662, 534 et 366 mg/kg respectivement.

3 Effets sur la santé

3.1 Effets chroniques autres que le cancer

Le manganèse appartient au groupe des éléments essentiels au bon fonctionnement de l'organisme. Il est un constituant de plusieurs métalloenzymes et un cofacteur de plusieurs enzymes.

Les effets toxiques résultant d'une exposition excessive et prolongée au manganèse par voie pulmonaire sont assez bien documentés. Plusieurs études épidémiologiques portant sur des travailleurs ont en effet permis d'établir que l'exposition chronique aux poussières de manganèse provoquait, outre des atteintes pulmonaires (diminution de la fonction respiratoire, infections pulmonaires, pneumopathie), des effets néfastes sur les systèmes nerveux central et reproducteur [3, 5]. La neurotoxicité du manganèse, nommée manganisme, se traduit par l'apparition de symptômes neuropsychiatriques (troubles de la parole, de la démarche, du comportement) et de changement de l'état émotif (psychose) et, à un stade avancé, par des symptômes similaires à ceux du syndrome parkinsonien et caractéristiques d'un dysfonctionnement des ganglions de la base. La baisse de fertilité observée chez des travailleurs exposés au manganèse traduirait une atteinte du système reproducteur [6-7]. Les effets néfastes sur les systèmes nerveux central et reproducteur ne sont pas caractéristiques de l'exposition par inhalation. Des signes de neurotoxicité et des troubles de la reproduction ont été

observés chez des animaux de laboratoires exposés, par leur diète, à de fortes doses de manganèse [3]. Plusieurs symptômes associés à la neurotoxicité du manganèse ont été observés parmi des populations dont l'eau potable contenait de fortes concentrations de manganèse [8-9].

Selon le National Research Council (NAS/NRC, 1989), l'apport quotidien sécuritaire et adéquat pour cet élément est de 2,5 à 5 mg. Une carence en manganèse et les effets néfastes qui en résultent ont rarement été observés.

3.2 Effets cancérigènes

Il n'existe aucune donnée chez l'humain permettant d'attribuer des effets cancérigènes au manganèse.

Chez l'animal de laboratoire, les données sont contradictoires [3]. Aucune augmentation de l'incidence de tumeurs n'a été observée chez des groupes de rats exposés au manganèse pendant 2 ans. En revanche, une augmentation de l'incidence des adénomes et carcinomes du pancréas a été observée chez des rats exposés par la nourriture pendant 2 ans. La réponse n'est cependant pas liée à la dose. Une autre étude d'une durée de 2 ans menée sur des souris rapporte une augmentation marginale de l'incidence d'adénomes des cellules folliculaires de la thyroïde ainsi qu'une augmentation significative de l'hyperplasie des mêmes cellules.

L'IARC n'a pas évalué la cancérogénicité du manganèse tandis que l'U.S. EPA l'a classé dans le groupe D, c'est-à-dire les substances inclassables quant à leur cancérogénicité chez l'humain.

4 Valeurs toxicologiques de référence

4.1 Effets autres que le cancer

4.1.1 Inhalation

La VTR retenue pour l'estimation des risques non cancérigènes attribuables à l'exposition au manganèse par inhalation est la RfC de $5 \times 10^{-5} \text{ mg/m}^3$ ($1,43 \times 10^{-5} \text{ mg/kg/j}$) établie par l'U.S. EPA [10].

Cette valeur a été calculée à partir des résultats d'une étude épidémiologique portant sur des travailleurs exposés au manganèse dans une usine de batteries alcalines en Belgique. Une altération du fonctionnement neurocomportemental a été observée chez les individus ayant été exposés pendant une durée moyenne de 5,3 ans à une concentration de $0,15 \text{ mg/m}^3$ qui représente la concentration la plus faible à laquelle a été observée un effet néfaste (LOAEL). Ajustée pour une exposition continue, la concentration est de $0,05 \text{ mg/m}^3$. Un facteur d'incertitude global de 1 000 a été appliqué pour tenir compte de l'utilisation d'un LOAEL, de la variabilité entre les individus et de lacunes dans l'ensemble des données concernant l'exposition au manganèse.

4.1.2 Ingestion

Cette valeur n'est pas fondée comme telle sur des données de toxicité humaine ou animale mais représente la valeur sécuritaire la plus élevée parmi l'intervalle de données rapportées par trois études concernant les apports quotidiens de manganèse provenant de la nourriture et les

apports nutritionnels recommandés. Selon ces études, les apports nutritionnels recommandés sont de 2 à 7 mg/j tandis que les apports provenant de l'alimentation peuvent atteindre 9 mg/j. L'U.S. EPA a donc conclu qu'une dose de référence de 10 mg/j (0,14 mg/kg/j) est appropriée. Un facteur d'incertitude de 1 a été appliqué pour tenir compte du fait que les données de base concernent un large éventail de populations.

Santé Canada a défini une dose journalière acceptable (DJA) de 0,1 mg/kg/j pour les récepteurs de 0 à 19 ans, et de 0,2 mg/kg/j pour les plus de 20 ans [11]. La DJA de **0,1 mg/kg/j** a été retenue pour l'estimation des risques non cancérigènes attribuables à l'exposition au manganèse par ingestion.

4.1.3 Contact cutané

La VTR définie par Santé Canada [11] pour l'estimation des risques d'effets non cancérigènes associés à une exposition par ingestion a été utilisée pour extrapoler une VTR permettant d'estimer le risque d'effets non cancérigènes associés à une exposition par contact cutané. La VTR utilisée pour le contact cutané est donc de **4 x 10⁻³ mg/kg/j**.

4.2 Effets cancérigènes

Le manganèse n'étant classé quant à son pouvoir cancérigène chez l'humain, aucune VTR pour les effets cancérigènes n'a été établie.

Tableau 1 Propriétés physico-chimiques du manganèse

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
No CAS	-	7439-96-5	
Poids moléculaire	g/mol	54,94	[12]
Point de fusion	K	1517	[12]
Pression de vapeur (25°C)	Pa	5,65x10 ⁻⁷	[12]
Solubilité aqueuse	mol/m ³	1587,24	[12]
Constante d'Henry	Pa-m ³ /mol	n.a.	
Coefficient de partage octanol-eau (Kow)	-	1,69	[12]
Coefficient de diffusion dans l'air	m ² /j	6,402 x 10 ⁻¹	[13]
Coefficient de diffusion dans l'eau	m ² /j	1,3 x 10 ⁻⁴	[14]
Coefficient d'absorption sur carbone organique (Koc)	L/kg	n.d.	
Coefficient de partage sol-eau (Kd)	L/kg	5,0	[13]
Facteur de bioconcentration dans le poisson	-		
Facteur de bioconcentration sol → légumes racines	-		
Facteur de bioconcentration sol → autres légumes	-		
Facteur de bioconcentration sol → fruits	-		
Facteur de bioconcentration sol → petits mammifères	-		
Fraction d'absorption pulmonaire FA _{inh}	-	0,65	
Fraction d'absorption gastro-intestinale FA _{ing}	-	0,04	
Fraction d'absorption cutanée FA _{cut}	-	0,1*	[15] valeur du cuivre
Coefficient de perméabilité cutanée à partir de l'eau	cm/h	n.d.	
Rapport des coefficients de perméabilité cutanée (B)			
Temps de latence par événement (Tau)	h/événement		
Temps pour l'atteinte de l'état d'équilibre (t*)	h		
Fraction absorbée par la peau (FA) à partir de l'eau			

Tableau 2 Concentrations et doses bruit de fond retenues pour le manganèse

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
Concentration dans l'air ambiant	mg/m ³	0,000103	[3]
Concentration dans l'eau potable	mg/L	0,001	[4]
Concentration dans les sols	mg/kg	770	[16]
Doses dans les aliments :			
0 - 6 mois	mg/kg/j	1,7 x 10 ⁻¹	[1]
7 mois - 4 mois	mg/kg/j	1,4 x 10 ⁻¹	[1]
5 - 11 ans	mg/kg/j	9,2 x 10 ⁻²	[1]
12 - 19 ans	mg/kg/j	5,8 x 10 ⁻²	[1]
20 ans et plus	mg/kg/j	5,2 x 10 ⁻²	[1]

Tableau 3 Valeurs toxicologiques de référence pour les effets cancérogènes ou non du manganèse

Voie d'exposition	Effets non cancérogènes [mg/kg/j]	Référence	Effets cancérogènes [(mg/kg/j) ⁻¹]	Référence
Inhalation	1,43 x 10 ⁻⁵	[17]	n.d.	
Ingestion	0,1	[11]	n.d.	
Contact cutané	3,0 x 10 ⁻³	[11]	n.d.	

Références

1. Santé Canada, 1987. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Le manganèse - Documentation à l'appui*. Santé Canada, Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement. Document technique. Ottawa, Ontario.
2. MEF, 1997. *La qualité de l'air au Québec de 1975 à 1994*. Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF). ENVIRDOQ EN970122.52.
3. ATSDR, 2000. *Toxicological profile for manganese*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, Georgia.
4. Ville de Montréal, 2005. *Qualité de l'eau potable produite par les usines Atwater et Charles-J.-des-Baillets*. Ville de Montréal, Division des Laboratoires, Service des infrastructures, transport et environnement. Rapport annuel 2005. Montréal, Québec. 4 pages.
5. U.S. EPA, 1984. *Health Assessment Document for Manganese*. Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office. EPA-600/8-83-013F. Cincinnati, OH.
6. Lauwerys, R.R., et al., 1985. *Fertility of Male Workers Exposed to Mercury Vapour or to Manganese Dust: a Questionnaire Study*. Am. J. Ind. Med., 7:171-176.
7. Gennart, J.-P., et al., 1992. *Fertility of Male Workers Exposed to Cadmium, Lead or Manganese*. American Journal of Epidemiology, 135(1):1208-1218.
8. Kawamura, R., et al., 1941. *Intoxication by Manganese in Well Water*. Kitasato Arch. Exp. Med., 18:145-169.
9. Kondakis, X.G., et al., 1989. *Possible Health Effects of High Manganese Concentration in Drinking Water*. Archives of Environmental Health, 44(3):175-178.
10. U.S. EPA. *Integrated Risk Information System (IRIS) - IRIS Substance List*. 2007 [cited 2007; Available from: <http://www.epa.gov/iris>].
11. Santé Canada, 2009. *Évaluation du risque pour les sites contaminés fédéraux au Canada - Partie II: Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. Division des sites contaminés de Santé Canada, Programme de la sécurité des milieux. 33.
12. SRC. *The Physical Properties Database*. 2002 [cited 2007; Available from: <http://esc.syres.com/interkow/physProp.htm>].
13. McKone, T.E. and K.G. Enoch, 2002. *CalTOX, a multimedia total exposure model spreadsheet user's guide, version 4.0 (Beta)*. Ernest Orlando Lawrence Berkeley National Laboratory, supported by the U.S. Environmental Protection Agency and National Exposure Research Laboratory. 38.
14. McKone, T.E., 1994. *CalTOX, a multimedia total exposure model for hazardous-waste sites*. Department of Toxic Substances Control, Lawrence Livermore National Laboratory. UCRL-CR-111456Pt1. Livermore, California.
15. Santé Canada, 2004. *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie I : L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine*. Division des sites contaminés, Programme de la sécurité des milieux. Ottawa, Ontario. 35 pages.
16. MDDEP. *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés - Annexe 2 : les critères génériques pour les sols et pour les eaux souterraines*. 2002 Mise à jour : Non spécifiée [cited Accès en février 2007; Available from: http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_tableau_1.htm].
17. U.S. EPA. *Integrated Risk Information System (IRIS)*. Mise à jour : 2007-01-25 2008-11; Available from: <http://www.epa.gov/iris/subst/index.html>.

1 Propriétés physico-chimiques

Le sélénium est un métal assez répandu dans l'environnement, notamment dans les pyrites de cuivre et de fer, ainsi que dans les minerais sulfurés du cuivre, du plomb, du nickel, de l'or et de l'argent, à des teneurs de 0,1 à 2 ppm [1]. Toutefois, le sélénium élémentaire n'est que peu souvent retrouvé à l'état naturel [2].

Le sélénium est un élément essentiel, et on le retrouve dans les tissus tant végétaux qu'animaux [2]. Ce métal est utilisé dans plusieurs types d'industries sous ses formes inorganiques et organiques, ainsi qu'en alliage avec le fer ou le nickel [2].

Les principales sources d'exposition environnementales au sélénium sont par les processus géophysiques, biologiques et industriels. Aussi, étant donné sa présence en quantité relativement importante dans les plantes, l'alimentation est la voie d'exposition la plus importante pour ce métal. L'eau et l'air sont également des voies d'exposition importante [2].

Le tableau 1 présente les principaux paramètres physico-chimiques du sélénium.

2 Concentrations ou doses bruit de fond

L'ensemble des valeurs retenues, concentrations et doses, sont présentées au tableau 2.

3 Valeurs toxicologiques de référence

3.1 Effets autres que le cancer

3.1.1 Inhalation

CalEPA a défini une valeur de référence pour une exposition chronique au sélénium par inhalation. Cette valeur de 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a été établie sur la base d'effets sur le système digestif, cardiovasculaire et nerveux [3]. La valeur de référence proposée par Cal EPA, soit **20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ou $5,71 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$** a été retenue pour l'estimation des risques d'effets non cancérogènes associés à une exposition au sélénium par inhalation.

3.1.2 Ingestion

Santé Canada a établi des doses journalières acceptables pour le sélénium de **$5,5 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$** pour la classe d'âge 0 à 6 mois, 0,0062 $\text{mg}/\text{kg}/\text{j}$ pour les 6 mois à 4 ans, 0,0063 $\text{mg}/\text{kg}/\text{j}$ pour les 5 ans à 11 ans, et 0,0057 pour les plus de 20 ans [4]. La dose de référence de **$5,5 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$** a été retenue pour l'évaluation des risques d'effets non cancérogènes associés à une exposition au sélénium par ingestion.

3.1.3 Contact cutané

La dose journalière acceptable établie par Santé Canada [4], et retenue pour l'évaluation du risque d'effets non cancérogènes associés à une exposition par ingestion, a été retenue pour dériver une valeur de référence permettant d'estimer le risque d'effets non cancérogènes associés à une exposition par contact cutané au sélénium. La valeur de référence de $5,5 \times 10^{-3}$ mg/kg/j a donc été retenue pour cette voie d'exposition.

3.2 Effets cancérogènes

Le sélénium n'est pas classé quant à sa cancérogénicité pour l'humain quelle que soit la voie d'exposition. Par conséquent, aucune VTR n'a été établie pour ce type d'effet.

Tableau 1 Propriétés physico-chimiques du sélénium

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
No CAS	-	7782-49-2	
Poids moléculaire	g/mol	79,00	Meylan and Howard, 1995
Point de fusion	K	490,2	Ohe, 1976
Pression de vapeur	Pa	$1,893 \times 10^{-8}$	Meylan and Howard, 1996
Solubilité aqueuse	mol/m ³	$2,608 \times 10^{-2}$	
Constante d'Henry	Pa·m ³ /mol	$1,0 \times 10^{-37}$	McKone and Enoch, 2002
Coefficient de partage octanol-eau (Kow)	-	1,738	Lide, 2002
Coefficient de diffusion dans l'air	m ² /j	0,6402	McKone and Enoch, 2002
Coefficient de diffusion dans l'eau	m ² /j	$1,5 \times 10^{-9}$	McKone and Enoch, 2002
Coefficient d'absorption sur carbone organique (Koc)	L/kg		
Coefficient de partage sol-eau (Kd)	L/kg	$4,394 \times 10^4$	Sauvé et al., 2000
Facteur de bioconcentration dans le poisson	-	500	
Facteur de bioconcentration sol → légumes racines	-		
Facteur de bioconcentration sol → autres légumes	-		
Facteur de bioconcentration sol → fruits	-		
Facteur de bioconcentration sol → petits mammifères	-		
Fraction d'absorption pulmonaire FA _{inh}	-		
Fraction d'absorption gastro-intestinale FA _{ing}	-	1,0	Par défaut
Fraction d'absorption cutanée FA _{cut}	-	0,002	[5]
Coefficient de perméabilité cutanée à partir de l'eau	cm/h	0,64	McKone and Enoch, 2002
Rapport des coefficients de perméabilité cutanée (B)			
Temps de latence par événement (Tau)	h/événement		
Temps pour l'atteinte de l'état d'équilibre (t*)	h		
Fraction absorbée par la peau (FA) à partir de l'eau			

Tableau 2 Concentrations et doses bruit de fond retenues pour le sélénium

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
Concentration dans l'air ambiant	mg/m ³	2,2 x 10 ⁻⁶	Santé Canada, 1992
Concentration dans l'eau potable	mg/L	1,0 x 10 ⁻³	Ville de Mtl, 2005
Concentration dans les sols	mg/kg		
Doses dans les aliments :			
0 - 6 mois	mg/kg/j	n.d.	
7 mois - 4 ans	mg/kg/j	n.d.	
5 - 11 ans	mg/kg/j	n.d.	
12 - 19 ans	mg/kg/j	n.d.	
20 ans et plus	mg/kg/j	n.d.	

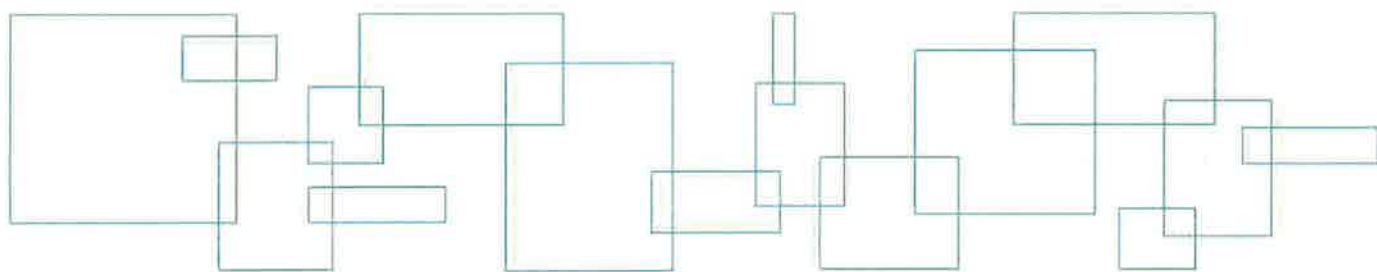
Tableau 3 Valeurs toxicologiques de référence pour les effets cancérigènes ou non du cuivre

Voie d'exposition	Effets non cancérigènes [mg/kg/j]	Référence	Effets cancérigènes [(mg/kg/j) ⁻¹]	Référence
Inhalation	5,71 x 10 ⁻³	[3]	n.d.	
Ingestion	5,5 x 10 ⁻³	[4]	n.d.	
Contact cutané	5,5 x 10 ⁻³	[4]	n.d.	

Références

1. ATSDR, 2003. *Toxicological profile for selenium*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease registry. Atlanta, Georgia, United States. 457.
2. INERIS, 2008. *Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Sélénium et ses composés*. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIIS). France 122.
3. CalEPA, 2003. *OEHHA/ARB approved chronic reference exposure levels and target organs - Table 3*. California Environmental Protection Agency. 12.
4. Santé Canada, 2009. *Évaluation du risque pour les sites contaminés fédéraux au Canada - Partie II: Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. Division des sites contaminés de Santé Canada, Programme de la sécurité des milieux. 33.
5. Santé Canada, 2004. *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie I : L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine*. Division des sites contaminés, Programme de la sécurité des milieux. Ottawa, Ontario. 35 pages.

Annexe 7 Paramètres d'exposition des récepteurs écologiques



Paramètres d'exposition chez le merle d'Amérique (*Turdus migratorius*)

Paramètres	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum	Coefficient de variation (%)	Type de distribution	Référence	Commentaire
Poids corporel (PC) (kg)	8,10E-02	5,11E-03	6,35E-02	1,03E-01	6,31	Normale	Clench et Leberman, 1978 ; Wheelwright, 1986 (CEAEQ, 2005)	Moyenne annuelle, adultes des deux sexes
Taux d'ingestion de nourriture #1 (Tisp1) (kg m.f./jr)	6,86E-02	1,13E-02	4,32E-02	1,12E-01	16,45	Normale	Hazelton <i>et al.</i> , 1984 ; Wheelwright, 1986 (CEAEQ, 2005)	55,7% de végétaux, moyenne de 3 saisons (min : 7%, max : 92%). Taux de 1,52 g/g-j.
Taux d'ingestion de nourriture #2 (Tisp2) (kg m.f./jr)	5,46E-02	8,97E-03	3,43E-02	8,94E-02	16,45	Normale	Hazelton <i>et al.</i> , 1984 ; Wheelwright, 1986 (CEAEQ, 2005)	44,3% d'invertébrés (vers de terre), moyenne de 3 saisons (min : 8%, max : 93%) Taux de 1,52 g/g-j
Taux d'ingestion d'eau (Tie) (L/jr)	1,10E-02	1,78E-03	9,30E-03	1,29E-02	16,25	Normale	Calder & Braun, 1983 (Sample <i>et al.</i> , 1997)	Équation générale pour les oiseaux (estimation conservatrice)
Taux d'ingestion de sol (Tis) (kg p.s./jr)	1,08E-03	5,43E-04	6,77E-04	1,76E-03	50,51	Normale	Beyer <i>et al.</i> , 1994 (Sample et Sutter, 1994)	4,65% de la nourriture ingérée (estimation conservatrice)
Domaine vital (DV) (ha)	3,20E-01	9,31E-02	1,10E-01	9,40E-01	29,10	Uniforme	Howell, 1942 ; Weatherhead et MacRae, 1990 (CEAEQ, 2005)	Moyenne des domaines vitaux lors des périodes de nidification, d'alimentation des oisillons et des juvéniles

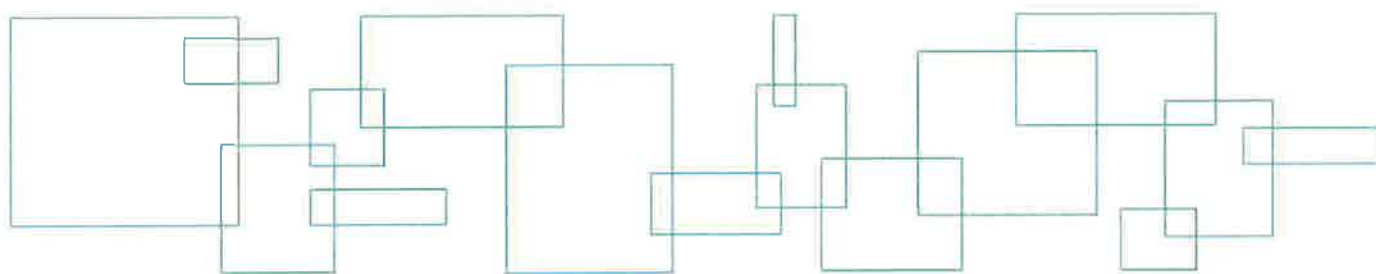
Paramètres d'exposition chez la musaraigne cendrée (*Sorex Cinereus*)

Paramètres	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum	Coefficient de variation (%)	Type de distribution	Référence	Commentaire
Poids corporel (PC) (kg)	4,46E-03	5,39E-04	3,80E-03	5,63E-03	1,21E+01	Normale	Innes, 1990 Forsyth, 1976 Innes et al., 1990 Pruitt, 1954 Moore, 1949	Innes, 1990 Forsyth, 1976 Innes et al., 1990 Pruitt, 1954 Moore, 1949
Taux d'ingestion de nourriture #1 (Tisp1) (kg m.f./jr)	7,56E-03	1,55E-03	6,44E-03	9,54E-03	20,50	Normale	Morrison et al., 1957 Buckner et al., 1964 Hamilton, 1930 Bellocq et al., 1992 Whitaker, 1987 Whitaker et Mumford, 1972	91,6% d'invertébrés (CM) dans la diète*taux d'ingestion de nourriture (1,85 g/g*j)
Taux d'ingestion de nourriture #2 (Tisp2) (kg m.f./jr)	6,94E-04	1,42E-04	5,91E-04	8,75E-04	20,50	Normale	Morrison et al., 1957 Buckner et al., 1964 Hamilton, 1930 Bellocq et al., 1992 Whitaker, 1987 Whitaker et Mumford, 1972	8,4% d'invertébrés (CD) dans la diète*taux d'ingestion de nourriture (1,85 g/g*j)
Taux d'ingestion d'eau (Tie) (L/jr)	9,95E-04	2,04E-04	8,47E-04	1,26E-03	20,50	Normale	Chew, 1951 (US EPA, 1993)	Taux de la grande musaraigne (taux de 0,223 g/g-j) car pas d'information sur le taux d'ingestion d'eau de la musaraigne cendrée.
Taux d'ingestion de sol (Tis) (kg p.s./jr)	1,37E-04	3,10E-05	1,16E-04	1,72E-04	22,70	Normale	Beyer et al., 1994	9,4% de la nourriture ingérée (taux du raton laveur) puisque principalement insectivore
Domaine vital (DV) (ha)	5,48E-01	3,60E-02	5,12E-01	5,84E-01	6,57	Uniforme	Buckner, 1966	Aucun

Paramètres d'exposition chez le campagnol des champs (*Microtus pennsylvanicus*)

Paramètres	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum	Coefficient de variation (%)	Type de distribution	Référence	Commentaire
Poids corporel (PC) (kg)	4,23E-02	8,25E-03	3,41E-02	5,06E-02	19,49	Normale	Brochu et al., 1988 ; Boonstra et Rodd, 1983 (US EPA, 1993)	Adultes des deux sexes, Québec et Ontario
Taux d'ingestion de nourriture #1 (Tisp1) (kg m.f./jr)	2,45E-02	2,70E-03	2,17E-02	2,71E-02	11,04	Normale	Nagy, 1987 (CEAEQ, 2006)	100 % de végétaux Équation générale pour les rongeurs
Taux d'ingestion de nourriture #2 (Tisp2) (kg m.f./jr)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	Non considéré
Taux d'ingestion d'eau (Tie) (L/jr)	5,75E-03	1,01E-03	4,73E-03	6,75E-03	17,56	Normale	Calder & Braun, 1983 (CEAEQ, 2006)	Équation générale pour les mammifères (estimation conservatrice)
Taux d'ingestion de sol (Tis) (kg p.s./jr)	1,23E-04	1,36E-05	1,09E-04	1,36E-04	11,04	Normale	Beyer et al., 1994 (CEAEQ, 2006)	2,4% de la nourriture ingérée (estimation conservatrice)
Domaine vital (DV) (ha)	4,30E-02	3,71E-02	5,83E-03	8,01E-02	86,42	Uniforme	Pugh & Ostfeld, 1998 (CEAEQ, 2006)	Polygone convexe à 95%, par télémétrie, milieu herbacé (densités confondues)

**Annexe 8 Concentrations estimées dans les médias
environnementaux (eau, végétaux, invertébrés)**



Concentrations estimées dans l'eau de surface (mares temporaires)

Substances	Concentrations dans le sol (mg/kg)	Concentration dans l'eau de surface (mg/L)	Méthode de détermination	Valeurs des paramètres de détermination	Références
	95e centile				
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)					
Acénaphthène	0,18	1,97E-03	Coefficient de partage (Foc x Koc)	Koc = 4,58E+03	ATSDR, 1995
Anthracène	0,86	1,67E-03	Coefficient de partage (Foc x Koc)	Koc = 2,57E+04	ATSDR, 1995
Benzo(a)pyrène	0,92	4,75E-05	Coefficient de partage (Foc x Koc)	Koc = 9,69E+05	Karickoff et al., 1979 U.S. EPA, 1996
Fluoranthène	2,60	3,42E-03	Coefficient de partage (Foc x Koc)	Koc = 3,80E+05	ATSDR, 1995
Fluorène	0,18	1,27E-03	Coefficient de partage (Foc x Koc)	Koc = 7,09E+03	Karickoff et al., 1979 U.S. EPA, 1996
Phénanthrène	2,13	7,55E-03	Coefficient de partage (Foc x Koc)	Koc = 1,41E+04	ATSDR, 1995
Pyrène	2,00	2,63E-03	Coefficient de partage (Foc x Koc)	Koc = 3,80E+04	ATSDR, 1995
Métaux et métalloïdes					
Arsenic	7,10	5,41E-04	Coefficient de partage (Kd)	Kd = 1,31E+04	Sauvé et al. 2000
Cuivre	38,50	8,02E-03	Coefficient de partage (Kd)	Kd = 4,80E+03	Sauvé et al. 2000
Manganèse	555,00	7,40E-01	Coefficient de partage (Kd)	Kd = 7,50E+02	Sheppard & Thibeault, 1990
Plomb	1780,00	1,04E-02	Coefficient de partage (Kd)	Kd = 1,71E+05	Sauvé et al. 2000
Sélénium	2,40	5,46E-05	Coefficient de partage (Kd)	Kd = 4,39E+04	Sauvé et al. 2000

n.d.: Non déterminé

Foc : Fraction de carbone organique total (dans le cas présent 2%)

Koc: Coefficient d'absorption sur carbone organique (L/Kg)

Kd: Coefficient de partage sol/eau (L/Kg)

Concentrations estimées dans les plantes

Substances	Concentrations dans le sol (mg/kg)	Concentration dans les végétaux (mg/kg poids frais)*	Méthode de détermination	Valeurs des paramètres de détermination	Références
	95e centile				
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)					
Acénaphthène	0,18	7,14E-02	Bioconcentration dans les racines et les parties aériennes via le sol (basé sur le Kow)	Kow = 8,32E+03	INSPQ, 2005 (équations) ATSDR, 1995 (Kow)
Anthracène	0,86	1,77E-01	Bioconcentration dans les racines et les parties aériennes via le sol (basé sur le Kow)	Kow = 3,5E+04	INSPQ, 2005 (équations) ATSDR, 1995 (Kow)
Benzo(a)pyrène	0,92	7,06E-02	Bioconcentration dans les racines et les parties aériennes via le sol (basé sur le Kow)	Kow = 1,19E+06	INSPQ, 2005 (équations) Lide, 2002 O'Neil et al., 2001 (Kow)
Fluoranthène	2,60	9,30E-01	Bioconcentration dans les racines et les parties aériennes via le sol (basé sur le Kow)	Kow = 1,32E+05	INSPQ, 2005 (équations) ATSDR, 1995 (Kow)
Fluorène	0,18	8,31E-02	Bioconcentration dans les racines et les parties aériennes via le sol (basé sur le Kow)	Kow = 1,96E+04	INSPQ, 2005 (équations) Casellato et al., 1973 Verschueren, 1996 (Kow)
Phénanthrène	2,13	7,73E-01	Bioconcentration dans les racines et les parties aériennes via le sol (basé sur le Kow)	Kow = 3,55E+04	INSPQ, 2005 (équations) ATSDR, 1995 (Kow)
Pyrène	2,00	7,04E-01	Bioconcentration dans les racines et les parties aériennes via le sol (basé sur le Kow)	Kow = 1,29E+05	INSPQ, 2005 (équations) ATSDR, 1995 (Kow)
Métaux et métalloïdes					
Arsenic	7,10	8,65E-02	Régression linéaire	B0: -1,992 B1: 0,564	Sample et al., 1998
Cuivre	38,50	1,73E+00	Régression linéaire	B0: 0,669 B1: 0,394	Sample et al., 1998
Manganèse	555,50	2,73E+01	Facteur de bioconcentration (90e centile)	FBC: 0,234	Sample et al., 1998
Plomb	1780,00	3,71E+00	Régression linéaire	B0: -1,328 B1: 0,561	Sample et al., 1998
Sélénium	2,40	2,80E-01	Régression linéaire	B0: -0,678 B1: 1,104	Sample et al., 1998

FBC: Facteur de bioconcentration

B0: Ordonnée à l'origine

LSIC95%: Limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95% sur la moyenne arithmétique

B1: Valeur de la pente

n.d.: Non déterminé

Kow : Coefficient de partage octanol-eau

*Un contenu en eau de 85% a été considéré, ce qui correspond au contenu en eau de feuilles selon Sample & Suter, 1994

Concentrations estimées dans le ver de terre

Substances	Concentrations dans le sol (mg/kg)	Concentration dans les invertébrés (mg/kg poids frais)*	Méthode de détermination	Valeurs des paramètres de détermination	Références
	95e centile				
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)					
Acénaphthène	0,18	6,57E-04	Régression linéaire	B0: -0,6 B1: 1	Connell & Markwell, 1990
Anthracène	0,86	2,35E-03	Régression linéaire	B0: -0,6 B1: 1	Connell & Markwell, 1990
Benzo(a)pyrène	0,92	2,27E-03	Régression linéaire	B0: -0,6 B1: 1	Connell & Markwell, 1990
Fluoranthène	2,60	1,81E-02	Régression linéaire	B0: -0,6 B1: 1	Connell & Markwell, 1990
Fluorène	0,18	9,98E-04	Régression linéaire	B0: -0,6 B1: 1	Connell & Markwell, 1990
Phénanthrène	2,13	1,08E-02	Régression linéaire	B0: -0,6 B1: 1	Connell & Markwell, 1990
Pyrène	2,00	1,36E-02	Régression linéaire	B0: -0,6 B1: 1	Connell & Markwell, 1990
Métaux et métalloïdes					
Arsenic	7,10	1,54E-01	Régression linéaire	B0: -1,421 B1: 0,706	Sample et al. , 1998
Cuivre	38,50	2,24E+00	Régression linéaire	B0: 1,675 B1: 0,264	Sample et al. , 1998
Manganèse	555,50	5,30E+00	Régression linéaire	B0: -0,809 B1: 0,682	Sample et al. , 1998
Plomb	1780,00	5,40E+01	Régression linéaire	B0: -0,218 B1: 0,807	Sample et al. , 1998
Sélénium	2,40	2,82E+00	Régression linéaire	B0: -0,075 B1: 0,733	Sample et al. , 1998

FBC: Facteur de bioconcentration

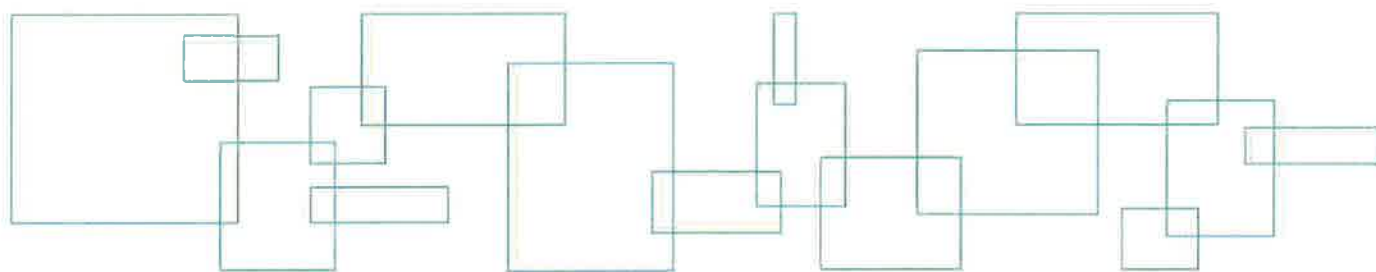
n.d.: Non déterminé

*Un contenu en eau de 84% a été considéré, ce qui correspond au contenu en eau des vers de terre selon Sample & Suter, 1994

B0: Ordonnée à l'origine

B1: Valeur de la pente

Annexe 9 Procédure de détermination des valeurs écotoxicologiques de références du CEAEQ



Procédure d'élaboration des VTR par le CEAEQ (2000)

Les VTR sont habituellement fournies par le CEAEQ, mais il peut arriver qu'un projet exige une revue de littérature plus récente permettant d'établir nous-mêmes de nouvelles VTR pour de nouvelles substances ou de nouveaux récepteurs. Il existe des ajustements à respecter selon le type d'étude consultée. Au final, les valeurs de référence écotoxicologiques intérimaires sont présentées, en fonction du niveau de protection applicable au site étudié, sous forme de doses (mg/kg/j) dans le cas des mammifères et des oiseaux alors qu'elles sont sous forme de concentrations dans le sol (mg/kg) dans le cas des organismes de contact (végétaux, invertébrés et microorganismes).

Les niveaux de protection varient en fonction du site et des récepteurs étudiés. Les niveaux N1, N2 et N3 s'appliquent pour les mammifères, les oiseaux et les végétaux, alors que seuls les niveaux N2 et N3 s'appliquent aux invertébrés et aux microorganismes.

Niveaux de protection

NIVEAUX	APPLICATION	% D'EFFETS TOXICOLOGIQUES*
N1	Absence de réponse significative; espèces menacées ou vulnérables ou susceptibles d'en être désignées	10 %
N2	Absence de réponse significative; usage résidentiel, récréatif ou institutionnel	20 %
N3	Faible réponse significative; usage commercial ou industriel	40 %

*effets reliés à une réduction de la survie ou à la capacité de reproduction

Types d'effets potentiels considérés dans les études consultées

TYPE D'EFFETS	EXEMPLES	NIVEAUX CONCERNÉS
Reproduction	<ul style="list-style-type: none"> Poids / Survie des nouveaux nés Poids des organes reproducteurs 	N1, N2, N3
Sous létaux	<ul style="list-style-type: none"> Modifications comportementales Modifications biochimiques Modifications histologiques Modifications alimentaires Modifications pondérales 	N1, N2, N3
Létaux	<ul style="list-style-type: none"> Mortalité 	N2, N3

La méthodologie pour l'élaboration des VTR diffère selon le type de récepteur. Voici une synthèse des procédures d'élaboration des VTR exigées par le CEAEQ (2000) en premier lieu pour les mammifères et les oiseaux, puis pour les végétaux, les invertébrés et les microorganismes.

Méthodologie pour les mammifères et les oiseaux

Selon le CEAEQ, certains facteurs d'extrapolation reliés à l'ajustement de la dose d'effet et certaines règles s'appliquent en fonction d'une réponse toxicologique présentée (a) avec un pourcentage d'effet, ou (b) sans pourcentage d'effet.

Note : S'il existe, pour les mammifères et les oiseaux, plusieurs études pour un seul contaminant, les VTR doivent être estimées pour chacune des études, et ce, à partir des données les plus sensibles (en terme de sexe ou d'effet). Au final, les valeurs les plus conservatrices (les plus faibles) seront retenues comme VTR.

A) Études avec un pourcentage d'effet

En premier lieu, certaines règles¹ sont applicables en fonction du pourcentage et du type d'effet observé.

Tableau des règles complémentaires à appliquer selon le pourcentage d'effet associé à la dose mentionnée dans l'étude

POURCENTAGE D'EFFET	TYPE D'EFFET	NIVEAU DE PROTECTION	RÈGLE À APPLIQUER POUR LA DOSE
< 5%	Reproduction	N1	Telle quelle
	Sous létal	N1	Avec facteur d'extrapolation approprié
5-35%	Reproduction	N1	Dose ajustée à 10 % par règle de 3
		N2	Dose ajustée à 20 % par règle de 3
	Sous létal	N1	Dose ajustée à 10 % par règle de 3 + Facteur d'extrapolation approprié
		N2	Dose ajustée à 20 % par règle de 3 + Facteur d'extrapolation approprié
	Létal	N2	Dose ajustée à 20 % + Facteur d'extrapolation
	35-85%	Reproduction	N1
N2			Dose ajustée à 20 %
N3			Dose ajustée à 40 %
Sous létal		N1	Dose ajustée à 10 % + Facteur d'extrapolation
		N2	Dose ajustée à 20 % + Facteur d'extrapolation
		N3	Dose ajustée à 40 % + Facteur d'extrapolation
Létal		N2	Dose ajustée à 20 % + Facteur d'extrapolation
		N3	Dose ajustée à 40 % + Facteur d'extrapolation
>85 %		Ne peut pas être utilisée	

¹ Le niveau d'ajustement acceptable correspond à $\pm 5\%$ du niveau de protection concerné et du niveau maximum de 80 %

En second lieu, le facteur d'extrapolation, multiplié à la dose mesurée par l'étude, est applicable en fonction des conditions d'exposition de l'expérience.

Tableau des facteurs d'extrapolation (multipliés à la dose) à appliquer en fonction des conditions d'exposition

TYPE D'EFFET	CONDITIONS D'EXPOSITION	FACTEUR D'EXTRAPOLATION
Létal	Exposition < 1 an	0,1
Létal	Exposition > 1 an	0,5
Sous létal	Exposition < 1 an	0,2
Tous	Exposition non continue	X / 7 *

* nombre de jours d'exposition par semaine / nombre de jours par semaine

B) Études sans pourcentage d'effet disponible

Les résultats de l'étude peuvent être présentés sous les 3 types de données suivants;

- Dose testée sans effet
- Dose testée avec effet
- Dose sans effet néfaste observé (DSENO ou NOAEL) et dose minimale produisant un effet néfaste observé (DMENO ou LOAEL)

Certaines règles sont applicables en fonction du type de données et du type d'effet observé.

DESSAU

Tableau des règles complémentaires à appliquer selon le type de données associé à la dose mentionnée dans l'étude

TYPE DE DONNÉES		TYPE D'EFFET	CONDITIONS	NIVEAU DE PROTECTION	RÈGLE À APPLIQUER
Uniquement sans effet	NOAEL	Reproduction	> 1 génération	N1	Telle quelle
		Reproduction	< 1 génération	N2	Telle quelle
		Sous létal ou létal	-	N2	Facteur d'extrapolation approprié
Uniquement avec effet	LOAEL	Aucune utilisation permise			
Avec et sans effet	NOAEL et LOAEL	Reproduction	> 1 génération	N1	Telle quelle
		Reproduction	Autre que ci-dessus	N2	Telle quelle
		Sous létal ou létal	-	N2	Facteur d'extrapolation approprié
		Reproduction	> 1 génération	N2	Telle quelle
		Reproduction	Autre que ci-dessus	N3	Telle quelle
		Sous létal ou létal	-	N3	Facteur d'extrapolation approprié

Exemple de calcul pour un mammifère exposé à l'arsenic :

Synthèse de l'étude : Expérience sur la capacité de reproduction de souris (poids corporel = 0,03 kg) exposées durant 3 générations à l'arsenic trivalent dans l'eau (99 %, 5ppm) et dans la nourriture (1 % ou 0,06 ppm). Les consommations d'eau et de nourriture sont estimées respectivement à 0,0075 l/j et 0,0055kg/j.

Dose : 1,26 mg/kg/j

Résultats : Réduction du nombre moyen de petits par portée
 Réduction du nombre de portées à compter de la 3^e génération (68,2 %)
 Réduction du nombre de descendants à la 3^e génération : 75,1 %
 Pour la 2^e et 3^e génération, le ratio mâle : femelle augmentait de 1,3 à 1,71

Règle à suivre : 1) pourcentage d'effet ? OUI. Utilisation de 75,1 %

2) Type d'effet ? Reproduction

La dose doit donc être ajustée par une règle de 3 selon le niveau de protection. Exemple pour le niveau 3 :

$$1,26 \text{ mg/kg/j} = 75,1 \% \quad x = 1,26 * 40 \% / 75,1 \% = 0,67 \text{ mg/kg/j}$$

$$x \quad 40 \%$$

Méthodologie pour les végétaux, les invertébrés et les microorganismes

A) Études avec un pourcentage d'effet

Tableau des règles à appliquer lorsqu'il y a présence d'une seule concentration testée avec un pourcentage d'effet (règle de 3)

TYPE D'EFFET	NIVEAU DE PROTECTION	RÈGLE À APPLIQUER POUR LA DOSE
Tous	N1	Concentration ajustée à 10 %
	N2	Concentration ajustée à 20 %
	N3	Concentration ajustée à 40 %

Pour les espèces végétales et microorganismes, aucun facteur d'extrapolation n'est considéré.

Tableau des facteurs d'extrapolation (multipliés à la dose) à appliquer pour les **invertébrés** lorsque l'étude ne porte que sur la **survie**

TYPE D'EFFET	FACTEUR D'EXTRAPOLATION
Létal	0,2

Note : Lorsqu'il y a présence de **plusieurs concentrations testées (au moins 3)² avec pourcentage d'effet** (ex. : LC₅₀) **et** accompagnées d'une concentration sans effet (NOEC), la concentration testée avec effet est utilisée comme une LOEC. L'ajustement se fait alors par régression linéaire.

Dans ce cas, toutes les concentrations testées sont ajustées selon le niveau de protection. Des données ajustées, la plus sensible est retenue pour le niveau N1 et la moyenne géométrique qui est calculée pour chacun des niveaux N2 et N3 est retenue comme valeur de référence.

B) Études sans pourcentage d'effet

Ces données sont inutilisables pour ces récepteurs. Les données pour les végétaux peuvent être présentées à titre informatif seulement.

² Lorsqu'il y a moins de 3 données au total, il n'y a aucune valeur de référence calculée

DESSAU

Exemple de calcul pour des végétaux exposés à l'arsenic :

Synthèse des données : Basées sur 13 données provenant de 4 références. Donc plusieurs concentrations.

Résultats : 11,2 à 1000ppm d'Arsenic = réduction 22 à 100 % de la croissance
2 à 250 ppm = Réduction de 22 à 91 % de la capacité reproductive

Règle à suivre : 1) pourcentage d'effet? OUI.

2) Type d'effet ? sous létal.

Puisque nous avons plusieurs concentrations testées, l'ajustement se fait par régression linéaire (une distribution par niveau de protection ajusté selon le pourcentage d'effet approprié). Nous obtenons donc :

concentration (ppm)	% d'effet	N1	N2	N3
		10%	20%	40%
2	0,24	0,83	1,67	3,33
11,2	0,22	5,09	10,18	20,36
11,2	0,45	2,49	4,98	9,96
22,4	0,28	8,00	16,00	32,00
50	0,34	14,71	29,41	58,82
89,6	0,29	30,90	61,79	123,59
100	1	10,00	20,00	40,00
100	0,75	13,33	26,67	53,33
100	0,65	15,38	30,77	61,54
250	0,22	113,64	227,27	454,55
250	0,63	39,68	79,37	158,73
250	0,91	27,47	54,95	109,89
1000	0,5	200,00	400,00	800,00
		moy géo =	30,01	60,01

N1 : 0,83 ppm

N2 : 30,01ppm

N3 : 60,01ppm

n.d.: Non déterminé

Foc : Fraction de carbone organique total (dans le cas présent 2%)

Koc: Coefficient d'absorption sur carbone organique (L/Kg)

Kd: Coefficient de partage sol/eau (L/Kg)