

ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES POUR LA SANTÉ HUMAINE LIÉS AUX ÉMISSIONS DE BIOGAZ

**Projet d'exploitation du secteur nord du lieu d'enfouissement
technique de BFI Usine de Triage Lachenaie Ltée
(Terrebonne, Québec)**

Document privilégié et confidentiel présenté à



**1650, rue Champlain
Trois-Rivières (Québec) G9A 4S9**

Pour le compte de



Octobre 2007

N/Réf. : RA07-309-1

ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES POUR LA SANTÉ HUMAINE LIÉS AUX ÉMISSIONS DE BIOGAZ

Projet d'exploitation du secteur nord du lieu d'enfouissement technique de BFI Usine de Triage Lachenaie Ltée (Terrebonne, Québec)

Document privilégié et confidentiel présenté à

GENIVAR

Préparé par :

Marie-Odile Fouchécourt, Ph. D.
Directrice de projet – Analyses de risques

Vérifié et approuvé par :

Jean-Pierre Trépanier, T. Sc. N.
Directeur – Analyse de risques



Octobre 2007

N/Réf. : RA07-309-1

SOMMAIRE EXÉCUTIF

Le lieu d'enfouissement technique de BFI Usine de Triage Lachenaie Ltée (BFI) est situé dans le secteur Lachenaie de la ville de Terrebonne (Québec). Ce site, d'une superficie totale de 465 ha, comprend deux principaux secteurs : le secteur sud, dont l'exploitation est terminée depuis 2004, et le secteur nord (123 ha), dont l'exploitation de la partie est a commencé suite à l'autorisation du ministre de l'environnement en février 2004. Il est prévu que la capacité d'enfouissement autorisée soit atteinte à la mi-2008. Pour répondre à la demande d'élimination de matières résiduelles dans le territoire qu'elle dessert, BFI souhaite donc poursuivre l'exploitation du secteur nord de son lieu d'enfouissement sur la superficie restante (86 ha).

Afin d'obtenir les autorisations nécessaires pour poursuivre l'exploitation du secteur nord, BFI a mandaté la firme Nove Environnement – GENIVAR pour réaliser l'étude d'impact sur l'environnement devant être présentée au ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). L'étude d'impact vise à estimer et évaluer les impacts du projet dans les secteurs environnants. Dans ce contexte, Sanexen Services environnementaux inc. (Sanexen) a été mandatée par GENIVAR pour évaluer les risques toxicologiques sur la santé humaine liés aux émissions de biogaz actuelles et projetées.

L'objectif de la présente étude était d'estimer et d'évaluer les risques potentiels liés aux émissions de biogaz par le lieu d'enfouissement de BFI sur la santé des riverains, advenant la poursuite de l'exploitation du secteur nord. L'étude devait être réalisée à partir des résultats de modélisation de la dispersion atmosphérique des biogaz dans l'air ambiant de la zone d'étude et des mesures de la qualité de l'air ambiant prises au lieu d'enfouissement. Ces résultats fournis par la firme Odotech concernaient les composés organiques volatils (COV), les composés soufrés réduits totaux (SRT) et le méthane.

Les risques pour la santé humaine ont été estimés et évalués en se conformant aux « *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine* » publiées en 2002 par le ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) et à la « *Directive pour le projet d'agrandissement du lieu d'enfouissement technique de Lachenaie (secteur nord) sur le territoire de la Ville de Terrebonne par BFI Usine de Triage Lachenaie Ltée* » émise en 2007 par le MDDEP.

Les risques ont été estimés par modélisation à partir des concentrations de substances estimées dans l'air ambiant pour vingt (20) récepteurs. Les concentrations dans l'air ambiant utilisées dans la présente étude étaient celles estimées à partir des concentrations maximales mesurées dans le biogaz. Les risques ont donc été estimés pour le pire scénario. Les risques estimés concernaient trois types d'effets : les effets liés à une exposition aiguë (de courte durée) par inhalation, les effets chroniques (à long terme) autres que le cancer et le cancer.

Afin de détecter tout risque potentiel, des hypothèses prudentes ont été retenues à chacune des étapes de l'estimation du risque, ce qui a permis d'estimer le risque maximal pour les récepteurs considérés. Les risques estimés ont été évalués par rapport aux critères d'acceptabilité établis par le MSSS (2002), soit absence de risques d'effets autres que le cancer (indices de risques inférieurs à l'unité) et risque additionnel de cancer inférieur ou égal à un cas sur un million ($\leq 1 \times 10^{-6}$).

Les résultats indiquent que, pour les vingt récepteurs considérés dans l'étude :

- L'exposition des récepteurs aux concentrations maximales dans l'air ambiant estimées sur une heure ne présente pas de risque d'effets sur la santé liés à une exposition aiguë (une heure);
- L'exposition des récepteurs aux concentrations maximales estimées sur 24 heures ne présente pas de risque d'effets sur la santé autres que le cancer, et ce, même pour une exposition quotidienne à long terme;
- Une exposition continue (durant 70 ans) des récepteurs aux concentrations annuelles estimées conduirait à un risque additionnel de cancer inférieur ou égal au niveau de risque jugé négligeable par le MSSS (2002).

Sur la base de ces résultats, la poursuite de l'exploitation du secteur nord du lieu d'enfouissement technique de BFI à Terrebonne ne devrait donc pas présenter de risques pour la santé des récepteurs considérés.

TABLE DES MATIÈRES

	PAGE
Sommaire exécutif	i
Table des matières	iii
Liste des annexes	v
Liste des tableaux	vi
Liste des figures	vii
Liste des abréviations et acronymes	viii
1 INTRODUCTION	1
1.1 Mise en contexte.....	1
1.2 Objectif de l'étude	2
1.3 Démarche générale de l'évaluation des risques.....	2
1.4 Limites d'interprétation de l'étude	5
2 INFORMATION DISPONIBLE POUR RÉALISER L'ÉTUDE	6
2.1 Description sommaire de la zone d'étude.....	6
2.2 Concentrations mesurées dans le biogaz (2006)	7
2.3 Concentrations mesurées dans l'air ambiant sur le site de BFI (2007)	10
2.3.1 Composés organiques volatils	12
2.3.2 Sulfure d'hydrogène et méthane.....	15
2.4 Dispersion atmosphérique du biogaz et concentrations estimées dans l'air ambiant de la zone d'étude par Odotech	15
2.4.1 Scénarios retenus pour modéliser la dispersion atmosphérique du biogaz	15
2.4.2 Concentrations « additionnelles » estimées dans l'air ambiant de la zone d'étude ..	16
3 HYPOTHÈSES DE TRAVAIL RETENUES POUR ESTIMER LES RISQUES	17
3.1 Caractérisation des récepteurs	17
3.1.1 Localisation des récepteurs	17
3.1.2 Voies d'exposition pertinentes	18
3.2 Sélection des substances d'intérêt	19
3.3 Estimation des proportions de chaque substance dans les COV _T et les SRT.....	19

3.4	Sélection des concentrations d'exposition	21
3.4.1	Concentrations « existantes »	21
3.4.2	Concentrations « additionnelles » dans l'air ambiant liées au projet	23
3.4.2.1	<i>Nature des concentrations retenues</i>	23
3.4.2.2	<i>Concentrations retenues pour estimer les risques d'effets autres que le cancer</i>	25
3.4.2.3	<i>Concentrations utilisées pour estimer le risque additionnel de cancer</i>	26
4	CARACTÉRISATION TOXICOLOGIQUE	28
4.1	Effets potentiels sur la santé	28
4.2	Sélection des estimateurs de risques	34
4.2.1	Exposition aiguë	35
4.2.2	Exposition chronique	37
4.3	Estimateurs de risques retenus	38
5	ESTIMATION ET ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES	41
5.1	Méthodologie	41
5.1.1	Estimation de l'exposition	41
5.1.1.1	<i>Scénario et voies d'exposition</i>	41
5.1.1.2	<i>Estimation des concentrations multimédia</i>	43
5.1.1.3	<i>Estimation des doses d'exposition</i>	43
5.1.2	Estimation et évaluation des risques	44
5.1.2.1	<i>Risques d'effets aigus</i>	44
5.1.2.2	<i>Risques d'effets chroniques autres que le cancer</i>	45
5.1.2.3	<i>Risque additionnel de cancer</i>	45
5.2	Doses d'exposition potentielle estimées (exposition chronique)	46
5.2.1	Doses d'exposition « existantes »	46
5.2.2	Doses d'exposition « additionnelles » maximales estimées sur 24 heures	46
5.2.3	Doses d'exposition « additionnelles » moyennes sur la durée de vie	46
5.3	Estimation et évaluation des risques	47
5.3.1	Risques d'effets autres que le cancer liés à une exposition aiguë	47
5.3.2	Risques d'effets autres que le cancer liés à une exposition chronique	49
5.3.3	Risque additionnel de cancer	52
5.4	Analyse de l'incertitude	55
6	CONCLUSION	57
7	RÉFÉRENCES	59

LISTE DES ANNEXES

- ANNEXE A : Concentrations « additionnelles » de COV_T et de SRT dans l'air ambiant estimées par Odotech
- ANNEXE B : Caractérisation toxicologique des substances d'intérêt
- ANNEXE C : Description des modèles utilisés pour estimer les concentrations multimédia
- ANNEXE D : Doses d'exposition estimées pour évaluer les risques d'effets chroniques autres que le cancer
- ANNEXE E : Doses d'exposition estimées pour évaluer les risques additionnels de cancer
- ANNEXE F : Estimation des risques d'effets aigus
- ANNEXE G : Estimation du risque additionnel de cancer

LISTE DES TABLEAUX

	PAGE
Tableau 1. Concentrations de méthane et d'autres composés mesurées dans le biogaz émis par le site de BFI en 2006	8
Tableau 2. Concentrations de COV mesurées dans le biogaz émis par le site de BFI en 2006	9
Tableau 3. Concentrations de composés soufrés mesurées dans le biogaz émis par le site de BFI en 2006.....	10
Tableau 4. Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de COV dans l'air ambiant mesurées sur le site de BFI et à trois stations de suivi de la qualité de l'air du MDDEP	13
Tableau 5. Concentrations horaires de H_2S et de méthane dans l'air ambiant mesurées sur le site de BFI en 2007	15
Tableau 6. Proportion des COV individuels dans les COV_T du biogaz	20
Tableau 7. Proportion des composés soufrés individuels dans les SRT du biogaz.....	20
Tableau 8. Estimation des concentrations « existantes » dans l'air ambiant et valeurs retenues pour l'évaluation des risques.....	22
Tableau 9. Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) « additionnelles » des COV et des SRT dans l'air ambiant utilisées pour estimer les risques d'effets autres que le cancer	25
Tableau 10. Effets potentiels sur la santé associés à l'exposition aux substances d'intérêt ...	29
Tableau 11. Estimateurs de risques retenus	39
Tableau 12. Résumé des paramètres et des voies d'exposition retenus	42
Tableau 13. Indices de risques d'effets aigus par inhalation estimés à partir des concentrations « additionnelles » maximales estimées sur une heure.....	48
Tableau 14. Indices de risques d'effets chroniques autres que le cancer estimés à partir des concentrations maximales sur 24 heures – exposition par inhalation et contact cutané.....	50
Tableau 15. Indices de risques d'effets chroniques autres que le cancer estimés à partir des concentrations maximales sur 24 heures – exposition par ingestion.....	51
Tableau 16. Risque additionnel de cancer estimé pour une exposition continue durant toute la vie aux concentrations annuelles maximales estimées.....	54

LISTE DES FIGURES

	PAGE
Figure 1. Démarche générale de l'évaluation des risques par modélisation	4
Figure 2 Localisation des stations (Sud, Ouest, Est) de suivi de la qualité de l'air ambiant sur le site de BFI et des récepteurs (R1 à R20)	11
Figure 3. Illustration des concentrations annuelles de COV estimées selon une approche par palier pour les années 2006 à 2075 (concentrations de dichlorométhane estimées pour le récepteur R2)	27

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET ACRONYMES

µg	Microgramme (1 µg = 0,000001 g)
ACGIH	<i>American Conference of Governmental Industrial Hygienists</i>
AIHA	<i>American Industrial Hygiene Association</i>
ATSDR	<i>Agency for Toxic Substances and Disease Registry</i>
Cal/EPA	Agence de protection de l'environnement de Californie
CIRC	Centre international de recherche sur le cancer
COV	Composé organique volatil
COV _T	Composés organiques volatils totaux
ERPG	<i>Emergency Response Preliminary Guideline</i>
H ₂ S	Sulfure d'hydrogène
HEAST	<i>Health Effects Assessment Summary Tables</i>
HSDB	<i>Hazardous Substances Data Bank</i>
IRIS	<i>Integrated Risk Information System</i>
LET	Lieu d'enfouissement technique
LOAEL	Plus faible dose ayant conduit à l'observation d'effets néfastes (<i>Lowest Observed Adverse Effect Level</i>)
MDDEP	ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec
mg	Milligramme (1 mg = 0,001 g)
MSSS	Ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec
NIOSH	<i>National Institute for Occupational Safety and Health</i>
NOAEL	Dose la plus élevée sans effet néfaste observé (<i>No Observed Adverse Effect Level</i>)
ppb _v	partie par milliard exprimé en poids/volume (1 ppb _v = 10 ⁻⁷ % poids/volume)
ppm _v	partie par million exprimé en poids/volume (1 ppm _v = 10 ⁻⁴ % poids/volume)
SRT	Composés soufrés réduits totaux
TLV-TWA	<i>Threshold Limit Value - Time Weighted Average</i>
U.S. EPA	<i>U.S. Environmental Protection Agency</i>

1 INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte

Le lieu d'enfouissement technique de BFI Usine de Triage Lachenaie Ltée (BFI) est situé au nord est du secteur Lachenaie de la ville de Terrebonne (Québec), au 3779 Chemin des Quarante-Arpents. Ce site d'une superficie totale de 465 ha comprend deux principaux secteurs : le secteur sud, dont l'exploitation est terminée depuis 2004, et le secteur nord (123 ha), dont l'exploitation de la partie est a commencé suite à l'autorisation du ministre de l'environnement en février 2004. L'autorisation concernait l'aménagement d'une zone d'une capacité de 6 500 000 m³, laquelle devrait être atteinte à la mi-2008. Pour répondre à la demande d'élimination de matières résiduelles dans le territoire qu'elle dessert, BFI souhaite poursuivre l'exploitation du secteur nord de son lieu d'enfouissement sur une superficie de 86 ha, correspondant à un volume additionnel de 26 500 000 m³. La durée de vie du projet a été estimée à 17,3 années sur la base d'un enfouissement annuel moyen de 1 300 000 tonnes (Solmers 2007).

Afin d'obtenir les autorisations nécessaires pour poursuivre l'exploitation du secteur nord, BFI a mandaté la firme Nove Environnement – GENIVAR pour réaliser l'étude d'impact sur l'environnement devant être présentée au ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). Cette étude vise à estimer et évaluer les impacts du projet dans les secteurs environnants et doit inclure une évaluation des risques toxicologiques liés aux concentrations de substances émises lors des travaux d'aménagement et d'exploitation du site, tel que précisé dans la « Directive pour le projet d'agrandissement du lieu d'enfouissement technique de Lachenaie (secteur nord) sur le territoire de la Ville de Terrebonne par BFI Usine de Triage Lachenaie Ltée » émise par la Direction des Évaluations environnementales du MDDEP (MDDEP 2007).

Dans ce contexte, Sanexen Services environnementaux inc. (Sanexen) a été mandatée par GENIVAR pour réaliser l'évaluation des risques toxicologiques sur la santé humaine liés aux émissions de biogaz par le lieu d'enfouissement.

1.2 Objectif de l'étude

L'objectif de la présente étude était d'estimer et d'évaluer les risques potentiels sur la santé des riverains liés aux émissions de biogaz par le lieu d'enfouissement de BFI, advenant la poursuite de l'exploitation du secteur nord. L'étude devait être réalisée à partir des résultats de modélisation de la dispersion atmosphérique des biogaz dans l'air ambiant de la zone d'étude et des mesures de la qualité de l'air ambiant prises au lieu d'enfouissement. Ces résultats fournis par la firme Odotech concernaient les composés organiques volatils (COV), les composés soufrés réduits totaux (SRT) et le méthane.

1.3 Démarche générale de l'évaluation des risques

L'évaluation des risques toxicologiques pour la santé liés aux émissions de biogaz a été réalisée en se conformant aux documents suivants :

- « *Directive pour le projet d'agrandissement du lieu d'enfouissement technique de Lachenaie (secteur nord) sur le territoire de la Ville de Terrebonne par BFI Usine de Triage Lachenaie Ltée* » émise par la Direction des Évaluations environnementales du MDDEP (MDDEP 2007);
- « *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine* » publiées en 2002 par le ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS). Ce document porte essentiellement sur la méthodologie recommandée par le MSSS pour :
 - sélectionner les estimateurs de risques toxicologiques (doses sécuritaires);
 - estimer l'exposition;
 - évaluer les risques (critères d'acceptabilité).

Les risques toxicologiques pour la santé des riverains ont été estimés par modélisation à partir des concentrations estimées dans l'air ambiant de la zone d'étude par Odotech (2007b) puis évalués selon les critères d'acceptabilité du MSSS. La démarche générale d'une évaluation des risques par modélisation consiste essentiellement à mettre en relation les données toxicologiques sur les substances en cause avec les doses d'exposition potentielles estimées pour un récepteur (ex. : résident), selon les conditions d'exposition propres à la zone d'étude. Cette approche peut être décrite en quatre principales étapes (figure 1) :

- a) *l'identification du danger* consiste à identifier les substances potentiellement présentes et pouvant poser un risque pour la santé (sélection des substances d'intérêt), et à déterminer les concentrations devant être utilisées pour l'évaluation de risques;
- b) *la caractérisation toxicologique* de chaque substance consiste à identifier ou à déterminer les doses jugées sécuritaires, c'est-à-dire assurant l'absence d'effets pour la santé humaine (« estimateurs de risques » de cancer ou d'autres effets);
- c) *la caractérisation de l'exposition* consiste à estimer, par modélisation, les doses d'exposition de l'organisme récepteur (humain) à partir des concentrations estimées dans les milieux environnementaux d'intérêt et des conditions d'exposition à ces différents milieux (scénario d'exposition);
- d) *l'estimation et l'évaluation des risques*. *L'estimation* des risques consiste à comparer les doses d'exposition ainsi obtenues avec les estimateurs de risques. *L'évaluation* des risques consiste à comparer les risques ainsi estimés avec les niveaux de risques pour la santé jugés négligeables par le MSSS (2002). Le MSSS juge que le risque est négligeable lorsque le risque additionnel de cancer est inférieur ou égal à un cas par million de personnes exposées durant toute leur vie, et en l'absence de risque d'autres effets. L'étape d'évaluation du risque peut inclure une discussion des incertitudes reliées aux différents intrants de la modélisation.

Dans le cadre du présent mandat, la démarche employée pour la réalisation de l'évaluation des risques incluait les activités spécifiques suivantes :

- Résumé de l'information pertinente disponible pour réaliser l'étude : description sommaire de la zone d'étude, concentrations mesurées dans le biogaz et dans l'air ambiant sur le site de BFI, modélisation de la dispersion atmosphérique du biogaz (hypothèses retenues et concentrations estimées dans l'air ambiant de la zone d'étude);
- Définition des hypothèses de travail : caractérisation des récepteurs (identification de la population à risque et des milieux d'exposition pertinents), sélection des substances d'intérêt et identification des concentrations dans l'air ambiant retenues pour évaluer les risques;
- Caractérisation toxicologique des substances d'intérêt;
- Estimation de l'exposition potentielle des récepteurs : définition du scénario d'exposition, estimation des doses d'exposition potentielles;
- Estimation et évaluation des risques toxicologiques à la santé humaine : comparaison des niveaux d'exposition estimés avec les niveaux d'exposition jugés sécuritaires par le MSSS;
- Si nécessaire, formulation de recommandations.

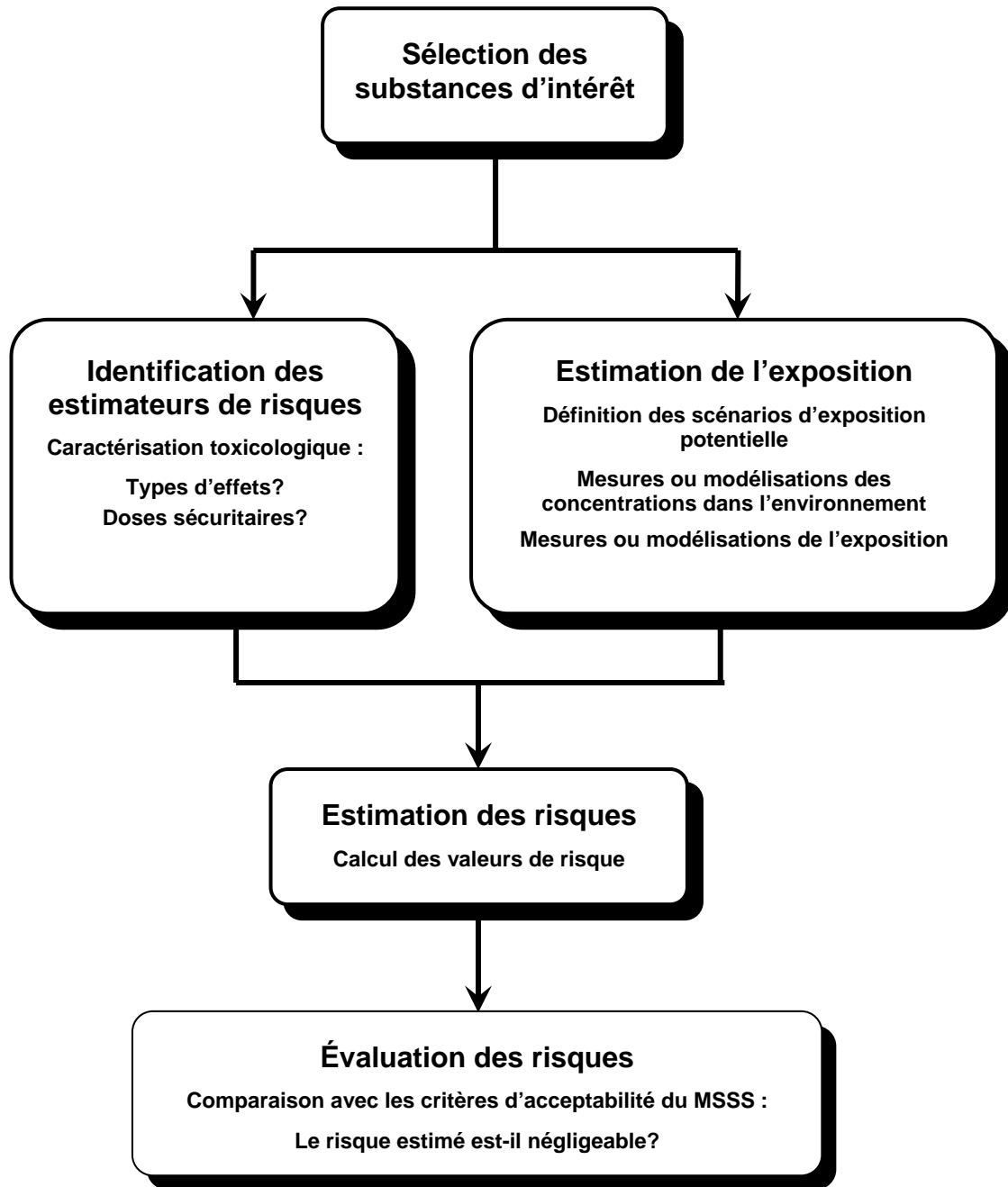


Figure 1. Démarche générale de l'évaluation des risques par modélisation

1.4 Limites d'interprétation de l'étude

La présente étude a été réalisée selon les règles de l'art de l'analyse de risques, à partir des résultats de modélisation de la dispersion atmosphérique et des mesures de la qualité de l'air ambiant au lieu d'enfouissement fournis par Odotech. Toutes les substances pour lesquelles des résultats étaient disponibles ont été considérées dans l'étude, et les risques ont été estimés sur la base d'hypothèses particulièrement prudentes. Les niveaux de risques évalués ne concernent que les risques potentiels liés aux émissions de biogaz.

Les résultats de la présente étude doivent être interprétés en considérant qu'ils sont directement liés aux résultats de modélisation de la dispersion atmosphérique, lesquels ont été obtenus sur la base de plusieurs hypothèses. Ces hypothèses concernent notamment l'exploitation projetée du site (vitesse de remplissage, nature des déchets, évolution spatiale et temporelle des fronts d'enfouissement, etc.), les sources d'émission de biogaz (nombre, caractéristiques et localisation), le captage des biogaz, les conditions météorologiques retenues, la sélection des années représentatives des conditions maximales d'émission des biogaz, la localisation des récepteurs, etc. Les conclusions de la présente étude sont valides dans la mesure où ces différentes hypothèses sont représentatives de la réalité ou conduisent à une surestimation des concentrations de COV, de composés soufrés et de méthane dans l'air ambiant.

2 INFORMATION DISPONIBLE POUR RÉALISER L'ÉTUDE

2.1 Description sommaire de la zone d'étude

La zone d'étude définie pour l'étude d'impact sur l'environnement a été décrite en détails par Nove Environnement – GENIVAR (2007). Cette zone qui s'étend sur environ 2,5 km autour du lieu d'enfouissement technique (LET) recoupe quatre municipalités (présentées ici dans l'ordre décroissant des superficies visées) :

- Terrebonne, secteur de Lachenaie (terrain du LET et terrains jouxtant le LET au sud et à l'est);
- Mascouche (terrains situés à l'ouest et au nord du LET);
- Repentigny (terrains situés dans la partie nord-est de la zone d'étude);
- Charlemagne (petite portion de la zone d'étude dans la partie est).

Ces municipalités sont regroupées dans la MRC des Moulins et la MRC de l'Assomption. L'autoroute 640, située à quelques centaines de mètres au sud du site, ainsi que deux de ses échangeurs (celui de la montée Dumais, à l'ouest, et celui de l'autoroute 40 à Charlemagne, à l'est) font partie de la zone d'étude.

L'information concernant la zone d'étude et pouvant être d'intérêt pour la présente étude est résumée ci-dessous. Davantage de détails sont disponibles dans l'étude d'impact (Nove Environnement – GENIVAR 2007).

La majeure partie des terrains de la zone d'étude appartiennent à des particuliers, des producteurs agricoles ou des entreprises d'extraction. Les terrains jouxtant le LET sont actuellement voués aux usages suivants (Nove Environnement – GENIVAR 2007, carte 1) :

- usage industriel (extraction) : concerne le terrain jouxtant le LET sur le côté ouest;
- espace forestier : à l'est et au nord du LET, incluant un réseau de pistes de ski de fond et de sentiers de randonnée (Les sentiers de la Presqu'île, au nord du LET);
- usage agricole : au sud, entre le LET et l'autoroute 640.

Plus en périphérie, les terrains sont surtout utilisés pour des activités :

- agricoles (au nord, à l'ouest et au sud, et dans le coin nord est de la zone d'étude);
- industrielles (à l'est, dans Repentigny);
- résidentielles. Les zones résidentielles sont essentiellement situées au sud de l'autoroute 640 (Terrebonne), dans la partie ouest de la zone d'étude (Mascouche),

le long du ruisseau de la Cabane Ronde, à l'est du site, le long du chemin de la Presqu'île (Repentigny) et dans Charlemagne.

Par ailleurs, dans le secteur Lachenaie de Terrebonne, plusieurs écoles ont été recensées dans la partie sud de la zone d'étude (au sud de l'autoroute 640). Entre les autoroutes 40 et 640, à l'ouest de l'échangeur, le secteur est en plein développement résidentiel. Ce secteur comporte actuellement une école primaire ainsi que le centre hospitalier Pierre-Le Gardeur. Un développement résidentiel est également prévu à l'est de l'autoroute 40 et dans l'ouest de la zone d'étude, autour du noyau villageois du secteur de Lachenaie de Terrebonne.

Selon Nove Environnement – GENIVAR (2007), la population des municipalités visées par la zone d'étude comporte environ 18-21% de jeunes (0-14 ans) et 7,6 à 11 % de personnes âgées de 65 ans et plus.

2.2 Concentrations mesurées dans le biogaz (2006)

Les concentrations de divers composés ont été analysées en 2006 dans un échantillon de biogaz émis par le lieu d'enfouissement exploité (Odotech 2007b). Les résultats sont présentés aux tableaux 1 à 3. Les substances qui ont été détectées dans le biogaz y sont indiquées en caractères gras. Les résultats peuvent être résumés comme suit :

- Les principaux composants du biogaz sont le méthane et le dioxyde de carbone, qui représentent respectivement plus de 55 % et 38 % (poids/volume) du biogaz (tableau 1);
- Les « composés volatils organiques totaux » (COV_T) représentent moins de 0,006 % du biogaz (< 60 ppm_v) (tableau 2). Ils correspondent aux 40 composés individuels identifiés par le protocole analytique TO-14A de U.S. EPA (1999). Pour 20 des 40 COV analysés, les concentrations étaient inférieures à la limite de détection analytique du laboratoire;
- Les composés « soufrés réduits totaux » (SRT) représentent environ 0,0056 % du biogaz (environ 56 ppm_v) (tableau 3). Le sulfure d'hydrogène (H₂S) représente environ 98 % des SRT (exprimés en ppm_v).

Tableau 1. Concentrations de méthane et d'autres composés mesurées dans le biogaz émis par le site de BFI en 2006

Substance	Concentration mesurée dans le biogaz exprimée en % (poids/volume)
Azote	3,2
Oxygène	0,7
Méthane	55,8
Dioxyde carbone	38,0
Monoxyde de carbone	<0,1

Source : Tableau B-7 de Odotech (2007b)

Tableau 2. Concentrations de COV mesurées dans le biogaz émis par le site de BFI en 2006

Substance	Concentration mesurée dans le biogaz	
	ppb _v ^a	µg/m ³
1,1,1-Trichloroéthane	21	115
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	<9	<61,8
1,1,2-Trichloroéthane	<10	<54,6
1,1-Dichloroéthane	<10	<40,5
1,1-Dichloroéthylène	<9	<35,7
1,2,4-Trichlorobenzène	<10	<74,2
1,2,4-Triméthylbenzène	<8	<39,3
1,2-Dibromoéthane	<7	<53,8
1,2-Dichlorobenzène	<4	<24,0
1,2-Dichloroéthane	31	125
1,2-Dichloropropane	14	65,9
1,2-Dichlorotétrafluoroéthane (fréon 114)	47	331
1,3,5-Triméthylbenzène	723	3 560
1,3-Dichlorobenzène	<7	<42,1
1,4-Dichlorobenzène	<7	<42,1
Benzène	706	2 260
Bromométhane	<7	<27,2
Chlorobenzène	<9	<41,4
Chloroéthane	69	182
Chloroforme (trichlorométhane)	<7	<34,2
Chlorométhane	<10	<20,7
Chlorure de vinyle (vinyl chloride)	1 940	4 960
cis-1,2-Dichloroéthylène	1 890	7 510
cis-1,3-Dichloropropène	<9	<40,8
Dichlorodifluorométhane (fréon 12)	737	3 640
Dichlorométhane	1 130	3 910
Éthylbenzène	5 940	25 800
Hexachlorobutadiène	<20	<213
o-Xylène	4 120	17 900
p+m-Xylène	14 000	60 800
Styrène	551	2 350
Tétrachloroéthylène	1 800	12 200
Tétrachlorure de carbone (<i>carbon tetrachloride</i>)	<8	<50,3
Toluène	21 200	79 900
trans-1,2-Dichloroéthylène	62	244
trans-1,3-Dichloropropène	<7	<31,8
Trichloroéthylène	508	2 730
Trichlorofluorométhane (freon 11)	120	676
Trichlorotrifluoroéthane (fréon 113)	<7	<53,6
α-Chlorotoluène (<i>benzyl chloride</i>)	<30	<155

Source : Tableau B-8 de Odotech (2007b)

^a : 1 ppb_v = 10⁻⁷ %

Tableau 3. Concentrations de composés soufrés mesurées dans le biogaz émis par le site de BFI en 2006

Substance	Concentration mesurée dans le biogaz	
	ppm _v	µg/m ³
Sulfure d'hydrogène (<i>hydrogen sulfide</i>)	54	75 238
Éthyle mercaptan	0,20	508
Diméthyle mercaptan (<i>dimethyl sulfide</i>)	1,3	3 302
Diméthyle disulfide	< 0,1	< 385
Carbonyl sulfide	< 0,1	< 246
Disulfure de carbone (<i>carbon disulfide</i>)	0,20	622

Source : Tableau B-7 de Odotech (2007b)

^a : 1 ppm_v = 10⁻⁴ %

2.3 Concentrations mesurées dans l'air ambiant sur le site de BFI (2007)

Un suivi de la qualité de l'air ambiant est actuellement réalisé sur le site de BFI par Odotech. Les échantillons sont prélevés selon le calendrier d'échantillonnage du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (Odotech 2007a). Des données ont été recueillies au niveau de trois stations :

- La station Est est située sur la limite est du lieu d'enfouissement, à la jonction du secteur nord et du secteur est (situé plus au sud et dont l'exploitation est terminée depuis 2004 selon Nove Environnement – GENIVAR 2007);
- La station Ouest est située sur la limite ouest du lieu d'enfouissement, au coin nord-ouest des cellules 1 à 12 (dont l'exploitation est terminée depuis 1995, selon Nove Environnement – GENIVAR 2007), soit à quelques centaines de mètres des limites du secteur nord;
- La station Sud est située à la limite sud-est de la propriété de BFI, soit au sud-est des secteurs déjà fermés.

La localisation de ces stations est indiquée à la figure 2. Cette figure indique aussi la localisation des récepteurs (R) considérés dans la présente étude (voir section 3.1.1).



Figure 2 Localisation des stations (Sud, Ouest, Est) de suivi de la qualité de l'air ambiant sur le site de BFI et des récepteurs (R1 à R20)

2.3.1 Composés organiques volatils

Les concentrations de COV sur le site de BFI sont analysées régulièrement sur des périodes de 24 heures, au niveau des stations Ouest et Est. Lors de la réalisation de la présente étude, les concentrations de COV à ces deux stations avaient été mesurées à 22 reprises entre janvier et juillet 2007. Les moyennes (sur une période de six mois) des concentrations mesurées à ces stations sont présentées au tableau 4. Ce tableau présente également les moyennes annuelles des concentrations de COV mesurées dans les trois stations de suivi de la qualité de l'air du MDDEP les plus proches de la zone d'étude, soit :

- La station Pointe-aux-Trembles, située en milieu urbain, dans le secteur industriel de l'est de Montréal (quartier particulièrement affecté par les émissions industrielles);
- La station Rivière-des-Prairies, située en milieu urbain, dans un quartier résidentiel du nord de Montréal (quartier particulièrement influencé par le chauffage au bois);
- La station l'Assomption, située dans la région de Lanaudière, représentative d'un milieu suburbain.

Les données disponibles correspondaient généralement aux concentrations moyennes estimées pour l'année 1999 (disponibles sur le site Internet du MDDEP). Toutefois, pour les neuf COV détectés sur le site de BFI (voir ci-dessous), les concentrations moyennes estimées pour 2006 étaient disponibles (données demandées spécialement au MDDEP par Odotech).

Les données présentées au tableau 4 peuvent être résumées comme suit :

- Parmi les quarante COV analysés dans l'air ambiant sur le site de BFI, neuf ont été détectés. Il s'agit des xylènes, du benzène, du chlorométhane, du dichlorodifluorométhane, du dichlorométhane, de l'éthylbenzène, du toluène et du trichlorofluorométhane. Ces substances sont indiquées en caractères gras dans le tableau 4;
- Pour la plupart de ces COV, les concentrations mesurées sur le site de BFI étaient plus élevées que celles mesurées dans au moins une des stations du MDDEP.

Tableau 4. Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de COV dans l'air ambiant mesurées sur le site de BFI et à trois stations de suivi de la qualité de l'air du MDDEP

Substance	Site BFI				Stations du MDDEP					
	Station Ouest	Réf.	Station Est	Réf.	Pointe-aux-Trembles (Montréal)	Réf.	Rivière-des-Prairies (Montréal)	Réf.	L'Assomption	Réf.
(m-,p-) Xylènes	20,92	a	5,86	a	2,99	b	1,82	b	1,62	c
(o-) Xylène	2,87	a	1,76	a	1,16	b	0,53	b	0,54	c
1,1,1-Trichloroéthane	<0,546	d	<0,546	d	0,39	c	--		0,59	c
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	<1,37	d	<1,37	d	<0,05	c	--		--	
1,1,2-Trichlorotrifluoroéthane (fréon 113)	<1,53	d	<1,53	d	--		--		--	
1,1,2-Trichloroéthane	<1,09	d	<1,09	d	<0,05	c	--		--	
1,1-Dichloroéthane	<0,809	d	<0,809	d	<0,05	c	--		--	
1,1-Dichloroéthylène	<0,793	d	<0,793	d	0,06	c	--		--	
1,2,4-Trichlorobenzène	<1,48	d	<1,48	d	<0,05	c	--		--	
1,2,4-Triméthylbenzène	<0,492	d	<0,492	d	1,01	c	--		0,41	c
1,2-Dibromoéthane	<0,768	d	<0,768	d	--		--		--	
1,2-Dichlorotétrafluoroéthane (fréon 114)	<1,4	d	<1,4	d	0,22	c	--		--	
1,2-Dichlorobenzène	<0,421	d	<0,421	d	<0,05	c	--		--	
1,2-Dichloroéthane	<0,405	d	<0,405	d	0,08	c	--		--	
1,2-Dichloropropane	<0,462	d	<0,462	d	<0,05	c	--		--	
1,3,5-Triméthylbenzène	<0,983	d	<0,983	d	0,33	c	--		0,12	c
1,3-Dichlorobenzène	<0,601	d	<0,601	d	<0,05	c	--		--	
1,4-Dichlorobenzène	<0,601	d	<0,601	d	0,17	c	--		0,07	c
<i>trans</i> -1,3-dichloropropène	<0,454	d	<0,454	d	<0,05	c	--		--	
Benzène	1,44	a	1,31	a	3,55	b	0,94	b	1,4	c
Bromométhane	<0,388	d	<0,388	d	0,15	c	--		--	
Chlorobenzène	<0,921	d	<0,921	d	<0,05	c	--		--	

Tableau 4. Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de COV dans l'air ambiant mesurées sur le site de BFI et à trois stations de suivi de la qualité de l'air du MDDEP (suite)

Substance	Site BFI				Stations du MDDEP					
	Station Ouest	Réf.	Station Est	Réf.	Pointe-aux-Trembles (Montréal)	Réf.	Rivière-des-Prairies (Montréal)	Réf.	L'Assomption	Réf.
Chloroéthane	<0,528	d	<0,528	d	0,15	c	--		--	
Chloroforme	<0,488	d	<0,488	d	0,21	c	--		0,14	c
Chlorométhane	1,25	a	1,3	a	1,09	b	1,09	b	1	c
Chlorure de vinyle	<0,256	d	<0,256	d	<0,05	c	--		--	
<i>Cis</i> -1,2-dichloroéthylène	<0,396	d	<0,396	d	<0,05	c	--		--	
<i>Cis</i> -1,3-dichloropropène	<0,908	d	<0,908	d	<0,05	c	--		--	
Dichlorodifluorométhane (fréon 12)	3,44	a	4,65	a	2,71	b	2,7	b	--	
Dichlorométhane	12,72	a	5,44	a	0,58	b	0,55	b	0,5	c
Éthylbenzène	5,14	a	3,48	a	2,57	b	0,56	b	0,6	c
Hexachlorobutadiène	<3,2	d	<3,2	d	<0,05	c	--		--	
Styrène	<0,383	d	<0,383	d	1,14	c	--		0,17	c
Tétrachloroéthylène	<0,678	d	<0,678	d	1,09	c	--		--	
Tétrachlorure de carbone	<0,629	d	<0,629	d	0,62	c	--		0,61	c
Toluène	2,56	a	5,06	a	5,85	b	3,01	b	3,42	c
<i>Trans</i> -1,2-dichloroéthylène	<0,793	d	<0,793	d	<0,05	c	--		--	
<i>Ttrans</i> -1,3-dichloropropène	<0,454	d	<0,454	d	<0,05	c	--		--	
Trichloroéthylène	<0,537	d	<0,537	d	0,42	c	--		0,4	c
Trichlorofluorométhane (fréon 11)	1,97	a	3,48	a	1,6	b	1,52	b	1,66	c
α -Chlorotoluène	<5,18	d	<5,18	d	--		--		--	

^a : Selon Odotech (2007a), tableau 4-45; moyenne de janvier à juillet 2007.

^b : Selon Odotech (2007a), tableau 5-1; moyenne annuelle 2006.

^c : Site Internet du MDDEP (<http://www.mddep.gouv.qc.ca/air/cov/famille.asp>); moyenne annuelle 1999.

^d : Selon les certificats d'analyse présentés par Odotech (2007a), annexe 5

-- : non disponible

2.3.2 Sulfure d'hydrogène et méthane

Un suivi des concentrations de H₂S et de méthane a aussi été réalisé aux stations Sud et Est. Les concentrations ont été mesurées à chaque minute, du 30 mars au 3 juillet 2007. Les concentrations horaires moyennes estimées par Odotech (2007a) sont indiquées au tableau 5.

Tableau 5. Concentrations horaires de H₂S et de méthane dans l'air ambiant mesurées sur le site de BFI en 2007

Station	Sulfure d'hydrogène (µg/m ³)		Méthane (ppm)	
	Maximum	Moyenne ± écart type	Maximum	Moyenne ± écart type
Station Sud	3,3	0,35 ± 0,36	156	6,7 ± 14,6
Station Est	2,33	0,20 ± 0,32	200 ^a	14,4 ± 25,8

Source : Tableau M-2 de Odotech (2007a)

^a : Limite maximale de quantification

2.4 Dispersion atmosphérique du biogaz et concentrations estimées dans l'air ambiant de la zone d'étude par Odotech

2.4.1 Scénarios retenus pour modéliser la dispersion atmosphérique du biogaz

Les concentrations dans l'air ambiant de COV_T, de SRT et de méthane liées au projet (concentrations dites « additionnelles » dans la présente étude) ont été estimées par modélisation de la dispersion atmosphérique de biogaz par Odotech (2007b). Les modélisations ont été réalisées selon six scénarios visant à représenter les émissions de l'ensemble du lieu d'enfouissement (secteur sud dont l'exploitation est terminée et secteur nord) *via* les sources ponctuelles et surfaciques recensées ou prévues. Ces scénarios sont les suivants (Odotech 2007b) :

- Situation actuelle : modélisation basée sur les sources d'émissions identifiées sur l'ensemble du site de BFI (voir figure 4-1 de Odotech 2007b) et sur les taux d'émissions de biogaz mesurés en 2006 à chacune de ces sources.
- Scénario futur 2012 : ce scénario reflète l'avancement de l'exploitation nord pour l'année 2012 (exploitation de la partie est du secteur nord). Il considère les émissions du site lorsque la partie est du secteur nord est presque terminée et que l'exploitation de la partie ouest du secteur nord est amorcée.

- Scénario futur 2022 : ce scénario reflète l'avancement de l'exploitation nord pour l'année 2022 (exploitation de la partie centrale du secteur nord). Il considère les émissions du site lorsque les parties est et ouest du secteur nord sont finalisées et que la partie centrale est amorcée.
- Scénarios futurs 2027, 2032 et 2055 : ces scénarios reflètent les émissions prévues après cessation de toutes les activités d'enfouissement sur le site de BFI.

2.4.2 Concentrations « additionnelles » estimées dans l'air ambiant de la zone d'étude

Les concentrations de COV_T, de SRT et de méthane dans l'air ambiant de la zone d'étude ont été estimées pour les six scénarios présentés précédemment, à partir des données météorologiques de l'année 2002 (ces données conduisaient aux concentrations dans l'air les plus élevées) (Odotech 2007b). Pour les SRT et les COV_T, deux séries de concentrations ont été estimées :

- Les concentrations dans l'air ambiant estimées à partir de la concentration moyenne de COV_T (195 465 µg/m³) ou de SRT (27,1 ppm_v) mesurée dans le biogaz entre 1993 et 2006 (Seneca 2007);
- Les concentrations dans l'air ambiant estimées à partir de la concentration maximale de COV_T (359 329 µg/m³) ou de SRT (56,8 ppm_v) mesurée dans le biogaz (Seneca 2007). Ces concentrations représentent le pire scénario sur la base des données disponibles.

3 HYPOTHÈSES DE TRAVAIL RETENUES POUR ESTIMER LES RISQUES

3.1 Caractérisation des récepteurs

Dans le cadre d'une évaluation des risques visant à évaluer les impacts d'un projet sur la santé des riverains, il convient de s'assurer que les récepteurs les plus sensibles ou les plus exposés soient considérés. Ces récepteurs incluent :

- Les résidents (vise les quartiers résidentiels existants, en cours de développement ou en projet, notamment les quartiers les plus proches du site);
- Les enfants (vise les écoles, les parcs et les garderies);
- Les personnes sensibles du fait de leur état de santé (vise les institutions de santé accueillant des patients).

Selon la carte 1 de l'étude d'impact sur l'environnement (Nove Environnement – GENIVAR 2007), la zone d'étude comporte plusieurs de ces récepteurs sensibles, notamment (voir section 2.1) :

- des écoles, situées au sud de l'autoroute 640;
- le centre hospitalier Pierre-Le Gardeur, situé au sud de l'autoroute 640 (au sud-est du LET);
- des quartiers résidentiels (existants ou en projet) et des parcs; les quartiers les plus denses sont situés au sud de l'autoroute 640.

3.1.1 Localisation des récepteurs

Les concentrations de COV_T , de SRT et de méthane dans l'air ambiant disponibles pour la réalisation de l'évaluation de risques concernaient 20 récepteurs dits « sensibles » (R1-R20) situés dans la zone d'étude, en dehors de la propriété de BFI. La localisation de ces récepteurs R, indiquée à la figure 2 (voir section 2.3), a été déterminée par Odotech (2007b) afin de représenter :

- les zones d'habitation;
- les zones où étaient localisés certains des observateurs du Comité de citoyens de suivi des odeurs;
- les zones où des plaintes ont été enregistrées.

Aucun récepteur n'a été localisé au nord du site (où il n'y a pas de résidences et où des sentiers de promenade ont été aménagés dans le boisé) ni au niveau de certains récepteurs sensibles identifiés (écoles et centre hospitalier Pierre-Le Gardeur).

Afin de s'assurer que les récepteurs R1 à R20 étaient situés dans les zones où les concentrations additionnelles les plus élevées ont été estimées, une analyse des cartes représentant les courbes d'isoconcentrations produites par Odotech (concentrations horaires et annuelles de SRT) a été réalisée :

- Par rapport aux concentrations horaires maximales de SRT (Odotech 2007b : figures 6-7, 6-23 et 6-35), le récepteur R5 se trouve dans une des zones présentant les concentrations les plus élevées ($> 3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, direction nord-est);
- Par rapport aux concentrations moyennes annuelles de SRT (Odotech 2007b : figures 6-12), les récepteurs R2 et R6 se trouvent dans les zones présentant les concentrations les plus élevées parmi celles où il semble y avoir des bâtiments ($< 0,075 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Sur la base de l'information disponible, et en supposant que la répartition des concentrations de COV suit le même patron que pour les SRT, les concentrations horaires et annuelles dans l'air ambiant disponibles peuvent être considérées comme représentatives des zones habitées (incluant écoles et centre hospitalier Pierre-Le Gardeur) les plus exposées aux biogaz. Une telle analyse n'ayant pu être réalisée pour les concentrations estimées sur 24 heures, cet aspect devra être pris en considération lors de l'interprétation des résultats.

3.1.2 Voies d'exposition pertinentes

Selon les indications fournies dans l'étude d'impact (Nove Environnement – Genivar, 2007), l'air ambiant est le seul milieu environnemental affecté par les biogaz provenant de l'exploitation du lieu d'enfouissement. Par conséquent, seules les voies d'exposition associées à l'air ambiant ont été considérées dans le cadre de la présente étude. Ces voies sont présentées plus en détails à la section 5.1.1.1.

3.2 Sélection des substances d'intérêt

Toutes les substances ayant fait l'objet d'une modélisation de la dispersion atmosphérique ont été considérées, ce qui inclut les COV_T, les SRT et le méthane. Afin de s'assurer que tout risque potentiel soit détecté, les 40 COV et les six composés soufrés analysés dans le biogaz ont été considérés, même si plusieurs de ces substances n'y ont pas été détectées.

Toutefois, le méthane n'a pas été retenu pour une évaluation approfondie car ce composé ne présente des risques pour la santé que lorsqu'il est présent à une concentration élevée (de l'ordre du %) dans l'air ambiant (HSDB 2007). Le méthane est un gaz inerte qui agit comme un simple asphyxiant et qui ne produit pas d'autres effets physiologiques lorsqu'il est présent à forte concentration dans l'air. Pour ce type de gaz, une concentration moyenne dans l'air de 1 000 ppm (0,1 %) permet de s'assurer de l'absence d'effets sur la santé humaine (Clayton & Clayton 1993). Le rapport de modélisation atmosphérique d'Odotech (2007b) indique que les concentrations maximales de méthane dans l'air de la zone d'étude seraient inférieures à 25 ppm_v (0,0025 %), soit 40 fois plus faibles que la concentration dans l'air jugée sécuritaire. Sur la base des données disponibles, les émissions de méthane projetées ne présenteraient donc pas de risque pour la santé des riverains.

3.3 Estimation des proportions de chaque substance dans les COV_T et les SRT

L'évaluation des risques doit porter sur des substances individuelles, car chaque substance a des propriétés toxiques qui lui sont propres. La proportion de chaque COV et de chaque composé soufré dans les COV_T et les SRT a donc été déterminée à partir des résultats analytiques obtenus sur le biogaz émis par le LET de BFI, en divisant la concentration de chaque composé mesurée (voir tableaux 2 et 3) par la somme des concentrations de tous les composés analysés (COV_T ou SRT). Lorsqu'une substance était non détectée, la concentration mesurée a été considérée égale à la valeur de la limite de détection analytique, ce qui constitue une approche prudente.

Les proportions de COV et de composés soufrés individuels dans les COV_T et les SRT sont présentées aux tableaux 6 et 7.

Tableau 6. Proportion des COV individuels dans les COV_T du biogaz

Substance	Proportion ^a des COV _T	Substance	Proportion ^a des COV _T
1,2,4-Trichlorobenzène	0,03%	Chloroforme	0,01%
1,2-Dichlorobenzène	0,01%	Chlorométhane	0,01%
1,2-Dichlorotétrafluoroéthane (fréon 114)	0,14%	cis-1,2-Dichloroéthylène	3,26%
1,3-Dichlorobenzène	0,02%	cis-1,3-Dichloropropène	0,02%
1,4-Dichlorobenzène	0,02%	Dichlorodifluorométhane (fréon 12)	1,58%
Chlorobenzène	0,02%	Éthylbenzène	11,2%
1,1,1-Trichloroéthane	0,05%	1,2-Dibromoéthane	0,02%
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	0,03%	Hexachlorobutadiène	0,09%
1,1,2-Trichloroéthane	0,02%	Dichlorométhane	1,70%
1,1-Dichloroéthane	0,02%	o-Xylène	7,77%
1,1-Dichloroéthylène	0,02%	p+m-Xylène	26,4%
1,2,4-Triméthylbenzène	0,02%	Styrène	1,02%
1,2-Dichloroéthane	0,05%	Tétrachloroéthylène	5,30%
1,2-Dichloropropane	0,03%	Toluène	34,7%
1,3,5-Triméthylbenzène	1,55%	trans-1,2-Dichloroéthylène	0,11%
Benzène	0,98%	trans-1,3-Dichloropropène	0,01%
α-Chlorotoluène	0,07%	Trichloroéthylène	1,18%
Bromométhane	0,01%	Trichlorofluorométhane (freon 11)	0,29%
Tétrachlorure de carbone	0,02%	Trichlorotrifluoroéthane (fréon 113)	0,02%
Chloroéthane	0,08%	Chlorure de vinyle	2,15%
Chloroforme	0,01%		

Les **caractères gras** indiquent les substances détectées dans le biogaz.

^a : Calculée à partir de la concentration totale exprimée en µg/m³ (voir tableau 2). Pour les composés non détectés, la concentration a été considérée comme égale à la valeur de la limite de détection analytique.

Tableau 7. Proportion des composés soufrés individuels dans les SRT du biogaz

Substance	Proportion ^a des SRT
Sulfure d'hydrogène	93,7 %
Éthyle mercaptan	0,63 %
Diméthyle mercaptan	4,1 %
Diméthyle disulfide	0,48 %
Carbonyl sulfide	0,31 %
Disulfure de carbone	0,78 %

Les **caractères gras** indiquent les substances détectées dans le biogaz

^a : Calculée à partir de la concentration totale exprimée en µg/m³ (voir tableau 3). Pour les composés non détectés, la concentration a été considérée comme égale à la valeur de la limite de détection analytique.

3.4 Sélection des concentrations d'exposition

3.4.1 Concentrations « existantes »

Tel que stipulé dans la directive du MDDEP, les risques liés spécifiquement au projet à l'étude devaient être comparés au niveau de risques qui serait encouru par les récepteurs si le projet à l'étude n'était pas réalisé (risque « existant »).

Les concentrations existantes de COV et de SRT dans l'air ambiant de la zone d'étude (en dehors du site de BFI) ne sont pas connues. Pour les fins de la présente étude, les concentrations dans l'air ambiant utilisées pour représenter les concentrations « existantes » dans la zone d'étude ont donc été estimées de façon prudente afin de s'assurer que tout risque potentiel soit détecté. Les valeurs retenues étaient les suivantes :

- Pour les composés détectés dans l'air ambiant sur le site de BFI (Odotech 2007a) : moyenne des concentrations mesurées aux stations Sud, Est et Ouest (voir tableau 4);
- Pour les composés non détectés ou non analysés aux stations Sud, Est et Ouest, les valeurs retenues ont été estimées comme suit :
 - les concentrations mesurées dans le biogaz (ou la limite de détection analytique pour les composés non détectés) présentées aux tableaux 2 et 3 ont été divisées par le taux de dilution des biogaz dans l'air. Ce taux de dilution a été estimé à 52 400 (Odotech 2007a) en divisant la concentration moyenne de méthane mesurée dans le biogaz en 2006 par la concentration moyenne de méthane mesurée aux limites du site (stations Sud et Est);
 - les concentrations ainsi obtenues ont été comparées avec les concentrations moyennes mesurées au niveau des stations de suivi de qualité de l'air ambiant du MDDEP dans la région (voir tableau 4), et la plus élevée de ces valeurs a été retenue.

Les concentrations « existantes » dans l'air ambiant ainsi estimées sont indiquées au tableau suivant. Il convient de préciser que ces valeurs sont des estimations prudentes (vraisemblablement surestimées) des concentrations qui pourraient être présentes dans l'air ambiant de la zone d'étude. Elles ont été estimées uniquement pour les fins de la présente étude afin de détecter tout risque potentiel sur la santé des riverains du site de BFI. Ces valeurs ne doivent en aucun cas être utilisées à d'autres fins ni dans un autre contexte.

Tableau 8. Estimation des concentrations « existantes » dans l'air ambiant et valeurs retenues pour l'évaluation des risques

Substance	Source ou méthode d'estimation	Concentration retenue ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS (COV)		
(m-,p-) Xylènes	a	13,39
(o-) Xylène	a	2,315
1,1,1-Trichloroéthane	d	0,59
1,1,1,2-Tétrachloroéthane	c	0,05
1,1,1,2-Trichlorotrifluoroéthane (fréon 113)	b	0,001
1,1,2-Trichloroéthane	b	0,05
1,1-Dichloroéthane	c	0,05
1,1-Dichloroéthylène	c	0,06
1,2,4-Trichlorobenzène	c	0,05
1,2,4-Triméthylbenzène	b	1,01
1,2-Dibromoéthane	b	0,001
1,2-Dichlorotétrafluoroéthane (fréon 114)	c	0,22
1,2-Dichlorobenzène	c	0,05
1,2-Dichloroéthane	c	0,08
1,2-Dichloropropane	b	0,05
1,3,5-Triméthylbenzène	c	0,33
1,3-Dichlorobenzène	b	0,05
1,4-Dichlorobenzène	b	0,17
Benzène	a	1,375
Bromométhane	c	0,15
Chlorobenzène	c	0,05
Chloroéthane	b	0,15
Chloroforme	b	0,21
Chlorométhane	a	1,275
Chlorure de vinyle	b	0,0947
Cis-1,2-dichloroéthylène	b	0,1433
cis-1,3-dichloropropène	c	0,05
Dichlorodifluorométhane (fréon 12)	a	4,045
Dichlorométhane	a	9,08
Éthylbenzène	a	4,31
Hexachlorobutadiène	c	0,05
Styrène	c	1,14
Tétrachloroéthylène	c	1,09
Tétrachlorure de carbone	c	0,62
Toluène	a	3,81

Tableau 8. Estimation des concentrations « existantes » dans l'air ambiant et valeurs retenues pour l'évaluation des risques (suite)

Substance	Source ou méthode d'estimation	Concentration retenue ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS (COV)		
Trans-1,2-dichloroéthylène	c	0,05
trans-1,3-dichloropropène	b	0,05
Trichloroéthylène	b	0,42
Trichlorofluorométhane (fréon 11)	a	2,725
α -Chlorotoluène	b	0,003
COMPOSÉS SOUFRÉS		
Sulfure d'hydrogène	e	0,275
Éthyle mercaptan	b	0,01
Diméthyle mercaptan	b	0,06
Diméthyle disulfide	b	0,007
Carbonyl sulfide	b	0,005
Disulfure de carbone	b	0,01

Les **caractères gras** indiquent les substances détectées dans l'air ambiant sur le site de BFI

^a : Moyenne des concentrations dans l'air ambiant mesurées sur le site de BFI (voir tableau 4)

^b : Concentration estimée en divisant la concentration mesurée dans le biogaz (ou la limite de détection) par un taux de dilution de 52 400 (Odotech 2007a).

^c : Moyenne des concentrations dans l'air ambiant mesurées en 1999 (ou limite de détection) à la station de Pointe-aux-Trembles (Montréal)

^d : Moyenne des concentrations dans l'air ambiant mesurées en 1999 (ou limite de détection) à la station de l'Assomption

^e : Moyenne des concentrations mesurées aux stations de suivi de qualité de l'air ambiant de BFI (Odotech 2007b - tableau M-2)

3.4.2 Concentrations « additionnelles » dans l'air ambiant liées au projet

3.4.2.1 Nature des concentrations retenues

La présente étude visant à détecter tout risque potentiel pour les récepteurs, les concentrations maximales de COV_T et de SRT estimées par Odotech ont été retenues (pire scénario).

Les concentrations dans l'air ambiant retenues pour évaluer les risques ont été sélectionnées en tenant compte du type d'effet évalué, lequel dépend entre autres de la

durée et de la fréquence de l'exposition. La nature des concentrations retenues pour l'évaluation des risques a été déterminée comme suit :

- Pour évaluer les risques d'effets liés à une exposition aiguë (une heure) par inhalation, les concentrations maximales estimées sur une heure ont été retenues;
- Pour évaluer les risques d'effets autres que le cancer liés à une exposition de plus longue durée (chronique), les concentrations maximales estimées sur 24 heures ont été retenues, car elles permettent d'estimer les risques qui pourraient être associés aux journées durant lesquelles les vents sont les plus défavorables (ce qui n'est pas reflété dans les concentrations annuelles). Ce choix est très prudent, car il est peu probable que la concentration maximale estimée sur 24 h soit rencontrée plusieurs jours de suite et durant une période suffisamment longue pour pouvoir conduire à des effets chroniques;
- Pour évaluer les risques additionnels de cancer liés à une exposition cumulée sur la durée de vie, les concentrations moyennes annuelles ont été utilisées. Ce choix a été motivé par le fait que le risque de cancer dépend de la dose cumulée durant la vie et non des variations de l'exposition à court terme (pics d'exposition horaire, pour 24 h, etc.).

Ces trois catégories de concentrations ont été fournies par Odotech pour les vingt récepteurs sensibles R et pour les différents scénarios d'émission de biogaz (2006, 2012, 2022, 2027, 2032 et 2055 pour les COV_T; 2006, 2012 et 2022 pour les SRT). Les résultats (fournis à l'annexe A) peuvent être résumés comme suit :

- La concentration maximale estimée sur une heure correspondait généralement à l'année 2006. Toutefois, pour les récepteurs R4 et R17, les concentrations les plus élevées de COV_T et de SRT étaient celles estimées pour l'année 2022;
- La concentration maximale estimée sur 24 heures correspondait généralement à l'année 2006. Toutefois, pour le récepteur R11 et pour les récepteurs R4, R9 et R17, les concentrations les plus élevées étaient celles estimées pour les années 2012 ou 2022, respectivement;
- La concentration annuelle maximale de COV_T correspondait à :
 - 2006 pour les récepteurs R1, R2, R7, R10, R12-R16, R19 et R20;
 - 2012 pour les récepteurs R8, R9 et R11;
 - 2022 pour les récepteurs R3-R6, R17 et R18.
- Les concentrations les plus élevées correspondaient aux récepteurs suivants :
 - R5 pour les concentrations maximales (COV_T = 9,15 µg/m³, SRT = 3,25 µg/m³) estimées sur une heure;
 - R2 et R16 pour les concentrations maximales (COV_T = 1,45 µg/m³, SRT = 0,52 µg/m³) estimées sur 24 heures;
 - R2 pour les concentrations annuelles (COV_T = 0,26 µg/m³).

3.4.2.2 Concentrations retenues pour estimer les risques d'effets autres que le cancer

Pour les effets autres que le cancer, les risques ont été évalués à partir de la valeur la plus élevée parmi les concentrations maximales estimées pour les 20 récepteurs. Cette approche visait à détecter tout risque potentiel pour le récepteur le plus exposé. Le risque maximal a donc été estimé à partir :

- des concentrations maximales estimées sur une heure (récepteur R5, année 2006);
- des concentrations maximales estimées sur 24 heures (récepteurs R2 et R16, année 2006).

Les concentrations des divers COV et composés soufrés ont été estimées en multipliant les concentrations de COV_T et de SRT retenues par la proportion de chaque composé (indiquée aux tableaux 6 et 7). Les concentrations utilisées pour estimer les risques d'effets autres que le cancer sont présentées au tableau 9.

Tableau 9. Concentrations (µg/m³) « additionnelles » des COV et des SRT dans l'air ambiant utilisées pour estimer les risques d'effets autres que le cancer

Substance	Concentration maximale sur 1 heure (estimation des risques liés à une exposition aiguë)	Concentration maximale sur 24 heures (estimation des risques liés à une exposition chronique)
COV_T	9,15^a	1,45^a
1,1,1-Trichloroéthane	4,57E-03	7,24E-04
1,1,2,2-Tetrachloroéthane	2,45E-03	3,89E-04
1,1,2-Trichlorotrifluoroéthane (fréon 113)	2,13E-03	3,38E-04
1,1,2-Trichloroéthane	2,17E-03	3,44E-04
1,1-Dichloroéthane	1,61E-03	2,55E-04
1,1-Dichloroéthylène	1,42E-03	2,25E-04
1,2,4-Trichlorobenzène	2,95E-03	4,67E-04
1,2,4-Triméthylbenzène	1,56E-03	2,48E-04
1,2-Dibromoéthane	2,14E-03	3,39E-04
1,2-Dichlorobenzène	9,53E-04	1,51E-04
1,2-Dichloroéthane	4,97E-03	7,87E-04
1,2-Dichloropropane	2,62E-03	4,15E-04
1,2-Dichlorotétrafluoroéthane (fréon 114)	1,31E-02	2,08E-03
1,3,5-Triméthylbenzène	1,41E-01	2,24E-02
1,3-Dichlorobenzène	1,67E-03	2,65E-04
1,4-Dichlorobenzène	1,67E-03	2,65E-04
Benzène	8,98E-02	1,42E-02
Bromométhane	1,08E-03	1,71E-04
Chlorobenzène	1,64E-03	2,61E-04
Chloroéthane	7,23E-03	1,15E-03

Tableau 9. Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) « additionnelles » des COV et des SRT dans l'air ambiant utilisées pour estimer les risques d'effets autres que le cancer (suite)

Substance	Concentration maximale sur 1 heure (estimation des risques liés à une exposition aiguë)	Concentration maximale sur 24 heures (estimation des risques liés à une exposition chronique)
Chloroforme	1,36E-03	2,15E-04
Chlorométhane	8,22E-04	1,30E-04
Chlorure de vinyle	1,97E-01	3,12E-02
<i>cis</i> -1,2-Dichloroéthylène	2,98E-01	4,73E-02
<i>cis</i> -1,3-Dichloropropène	1,62E-03	2,57E-04
Dichlorodifluorométhane (fréon 12)	1,45E-01	2,29E-02
Dichlorométhane	1,55E-01	2,46E-02
Éthylbenzène	1,02E+00	1,62E-01
Hexachlorobutadiène	8,46E-03	1,34E-03
<i>o</i> -Xylène	7,11E-01	1,13E-01
(<i>p+m</i>)-Xylène	2,42E+00	3,83E-01
Styrène	9,33E-02	1,48E-02
Tétrachloroéthylène	4,85E-01	7,68E-02
Tétrachlorure de carbone	2,00E-03	3,17E-04
Toluène	3,17E+00	5,03E-01
<i>trans</i> -1,2-Dichloroéthylène	9,69E-03	1,54E-03
<i>trans</i> -1,3-Dichloropropène	1,26E-03	2,00E-04
Trichloroéthylène	1,08E-01	1,72E-02
Trichlorofluorométhane (fréon 11)	2,69E-02	4,26E-03
α -Chlorotoluène	6,16E-03	9,76E-04
SRT	3,25^b	0,52^b
Sulfure d'hydrogène	3,05E+00	4,83E-01
Éthyle mercaptan	2,05E-02	3,25E-03
Diméthyle mercaptan	1,33E-01	2,11E-02
Diméthyle dimercaptan	1,56E-02	2,47E-03
Carbonyl sulfide	1,01E-02	1,60E-03
Disulfure de carbone	2,54E-02	4,02E-03

^a : Valeur maximale parmi celles estimées par Odotech (2007b) pour six années (2006, 2012, 2022, 2027, 2032 et 2055).

^b : Valeur maximale parmi celles estimées par Odotech (2007b) pour trois années (2006, 2012 et 2022).

3.4.2.3 Concentrations utilisées pour estimer le risque additionnel de cancer

Le risque de développer un cancer est généralement estimé à partir de la dose cumulée durant la vie. Considérant que la dose d'exposition dépend à la fois de la concentration dans l'air et des paramètres d'exposition du récepteur (variables en fonction de la tranche d'âge), l'exposition moyenne durant toute la vie (70 ans) a dû être

estimée pour chacun des récepteurs à partir des concentrations estimées dans l'air durant 70 ans (soit de 2006 à 2075).

Les concentrations estimées dans l'air disponibles pour la présente étude ne concernaient que six années (2006, 2012, 2022, 2027, 2032 et 2055). Par conséquent, les concentrations « additionnelles » dans l'air ambiant correspondant à chaque année (de 2006 à 2075) ont été estimées selon une approche prudente par palier. Par exemple, si la concentration estimée pour 2006 était plus élevée que celle estimée pour 2012, la concentration de 2006 était appliquée aux années 2007 à 2011, et l'exposition du récepteur était estimée à partir de cette concentration. Les concentrations annuelles utilisées étaient celles présentées à l'annexe A (tableau A-3).

À titre d'exemple, la figure 4 illustre les concentrations de dichlorométhane dans l'air ambiant estimées avec l'approche par palier pour le récepteur R2.

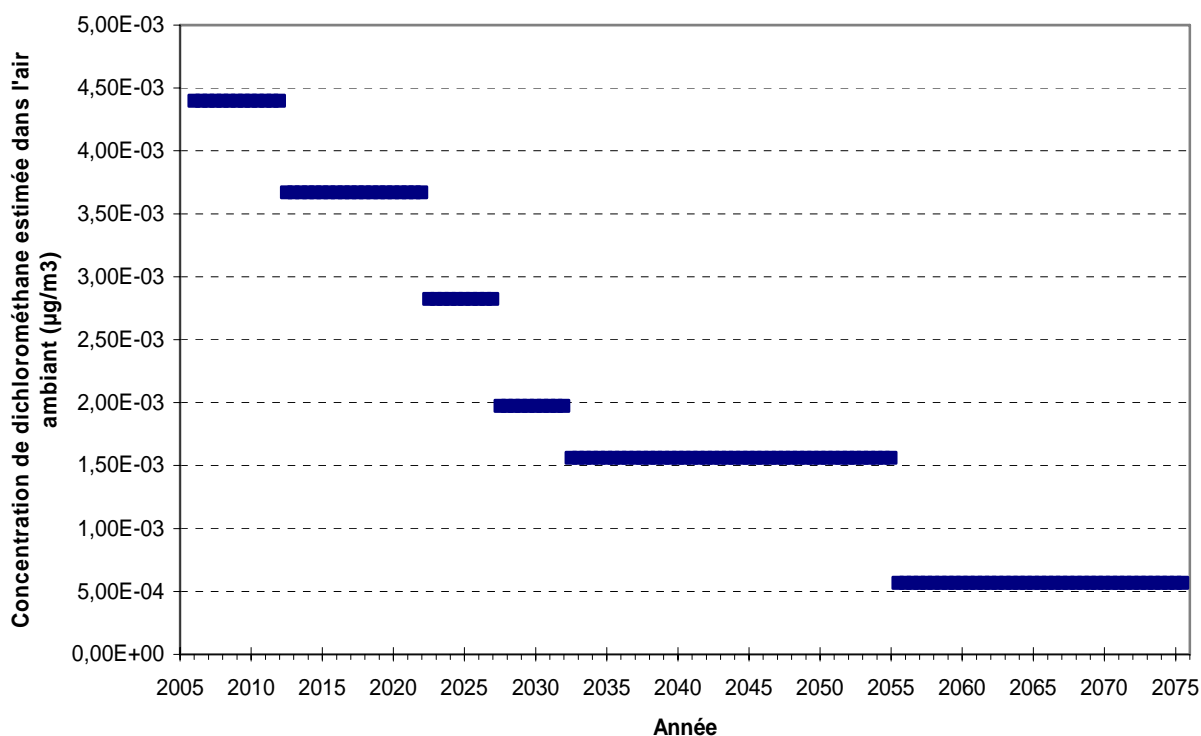


Figure 3. Illustration des concentrations annuelles de COV estimées selon une approche par palier pour les années 2006 à 2075 (concentrations de dichlorométhane estimées pour le récepteur R2)

4 CARACTÉRISATION TOXICOLOGIQUE

La toxicité d'une substance est déterminée par plusieurs facteurs, incluant sa toxicité intrinsèque (son « pouvoir » toxique), le niveau, la durée et la fréquence de l'exposition, la ou les voie(s) d'exposition et la sensibilité de chaque individu envers chaque substance.

En règle générale, les effets toxiques d'une substance sont d'autant plus marqués que l'exposition est longue. En d'autres termes, pour un niveau d'exposition donné, une substance peut présenter des effets à long terme sans présenter d'effet à court terme. Inversement, on peut être exposé, sans risque d'effets, à des concentrations relativement élevées si l'exposition est intermittente.

Dans le cadre de la présente étude, il convenait d'évaluer les risques liés à des expositions de différentes durées du fait des variations temporelles des concentrations estimées dans l'air ambiant (concentration maximale sur une heure > concentration maximale sur 24 heures > concentration moyenne annuelle).

Les effets potentiels documentés pour les substances à l'étude ont été résumés et une caractérisation toxicologique a été réalisée pour chacune des substances sélectionnées afin d'identifier les estimateurs de risques à utiliser pour estimer les risques pour la santé.

4.1 Effets potentiels sur la santé

Les données toxicologiques rapportées dans la littérature scientifique pour les substances à l'étude ont été résumées au tableau 10. Elles résument les effets toxiques observés chez des animaux de laboratoire ou des humains exposés à des doses généralement élevées, à court, moyen ou long terme.

Tableau 10. Effets potentiels sur la santé associés à l'exposition aux substances d'intérêt

Substance	Bases toxicologiques et effets possibles sur la santé
α -Chlorotoluène	Irritation de la peau, des yeux et du système respiratoire. Effets possibles sur le système nerveux central, le cœur, le foie et le développement. Tumeur de la glande thyroïde, du foie, du pré-estomac et des poumons chez l'animal. Classé comme cancérigène probable pour l'humain (U.S. EPA et CIRC).
1,1,1-Trichloroéthane	Irritation de la peau (contact). Effets possibles sur le système nerveux central, le système respiratoire et le foie. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA et CIRC).
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	Effets possibles sur le système nerveux central, le foie et le tractus gastro-intestinal (GI). Tumeurs du foie chez la souris (pas chez le rat). Classé comme cancérigène possible pour l'humain (U.S. EPA et Santé Canada). Non classable selon le CIRC.
1,1,2-Trichlorotrifluoroéthane (fréon 113)	Irritation des yeux, du système respiratoire et de la peau. Effets possibles sur le système nerveux central, le cœur, le foie, les reins et la glande thyroïde.
1,1,2-Trichloroéthane	Effets possibles sur le foie, les reins, le système nerveux central, le tractus GI et l'hématologie. Tumeurs du foie chez la souris (pas chez le rat). Classé comme cancérigène possible pour l'humain (U.S. EPA). Non classable selon le CIRC.
1,1-Dichloroéthane	Effets sur le système nerveux central (anesthésiant), le système cardiovasculaire, les reins et le développement. Tumeurs des glandes mammaires et du foie chez l'animal. Classé comme cancérigène possible pour l'humain par U.S. EPA.
1,1-Dichloroéthylène	Irritation des yeux, du système respiratoire et de la peau. Effets possibles sur le système nerveux central, le foie, les reins et les poumons. Tumeurs du rein chez la souris mâle. Classé comme cancérigène possible chez l'humain par U.S.EPA.
1,2,4-Trichlorobenzène	Irritation de la peau et de la gorge. Effets possibles sur le foie, les reins, la glande thyroïde et la reproduction. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA).
1,2,4-Triméthylbenzène	Irritation de la peau et des voies respiratoires. Effets possibles sur le système nerveux central et l'hématologie.
1,2-Dibromoéthane	Inflammation nasale. Effets possibles sur le foie, les reins, le système nerveux central, la reproduction et le développement. Effets sur la reproduction confirmés chez l'humain. Tumeurs du pré-estomac, du foie, de la glande thyroïde, et des poumons chez l'animal. Classé comme vraisemblablement cancérigène pour l'humain par U.S.EPA et comme probablement cancérigène par le CIRC.

Tableau 10 (suite). Effets potentiels sur la santé associés à l'exposition aux substances d'intérêt

Substance	Bases toxicologiques et effets possibles sur la santé
1,2-Dichlorotétrafluoroéthane (fréon 114)	Irritation pulmonaire. Effets possibles sur le système nerveux central, le système respiratoire, le système cardiovasculaire et l'hématologie. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (ACGIH).
1,2-Dichlorobenzène	Irritation des yeux, du nez, et des voies respiratoires. Effets possibles sur le système nerveux central, le foie et le système respiratoire.
1,2-Dichloroéthane	Effets possibles sur le système nerveux central, le foie, les reins, les poumons et le système immunitaire. Tumeurs diverses chez le rat et la souris (pré-estomac, foie, glandes mammaires, poumons et utérus). Classé comme cancérigène probable chez l'humain par U.S. EPA et Santé Canada.
1,2-Dichloropropane	Effets possibles sur le système nerveux central, le foie, les reins, le système respiratoire, la reproduction et le développement. Tumeurs du foie chez la souris et tumeurs des glandes mammaires chez le rat. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (CIRC et ACGIH).
1,3,5-Triméthylbenzène	Effets sur le système nerveux, le foie, les poumons et l'hématologie.
1,3-Dichlorobenzène	Effets sur la glande thyroïde et l'hypothalamus. Peu de données, mais pourrait avoir aussi les mêmes effets que ceux rapportés pour le 1,2- et le 1,4-dichlorobenzène.
1,3-Dichloropropène (<i>cis-</i> et <i>trans-</i>)	Irritation aux points de contact (inhalation : système respiratoire supérieur; contact cutané : peau; ingestion : estomac). Effets possibles sur le système respiratoire, le système nerveux central (nausée, vomissements, maux de tête et fatigue), la vessie, les reins, les poumons, le foie et le système cardiovasculaire. Tumeurs du pré-estomac et du foie chez le rat, tumeurs du pré-estomac, de la vessie et des poumons chez la souris. Classé comme cancérigène probable ou possible chez l'humain par U.S. EPA et CIRC, respectivement.
1,4-Dichlorobenzène	Irritation des yeux, du nez et de la gorge. Effets possible sur le foie, le système nerveux, les poumons, l'hématologie et la peau. Tumeurs du foie chez la souris et tumeurs du rein chez le rat mâle. Classé comme cancérigène possible chez l'humain (CIRC et Santé Canada).
Benzène	Effets sur la reproduction et le développement, le système immunitaire, l'hématologie, le système nerveux central, et le tractus GI. Leucémie chez l'humain. Tumeurs dans plusieurs organes ou tissus chez l'animal (sang, cavités orale et nasale, foie, pré-estomac, poumons, ovaires, glandes mammaires). Classé comme cancérigène chez l'humain (U.S. EPA, CIRC, Santé Canada).

Tableau 10 (suite). Effets potentiels sur la santé associés à l'exposition aux substances d'intérêt

Substance	Bases toxicologiques et effets possibles sur la santé
Bromométhane	Effets possibles sur le système respiratoire, les reins, le système nerveux central, le tractus GI, la peau, la reproduction et le développement. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA et CIRC).
Chlorobenzène	Irritation des yeux et du nez. Effets possibles sur le système nerveux, le foie, le rein et le système reproducteur. Tumeurs du foie chez le rat mâle (pas chez les rats femelles ni chez les souris des deux sexes). Classé comme cancérigène possible pour l'humain par Santé Canada. Non classable selon U.S. EPA.
Chloroéthane	Irritation des yeux. Effets possibles sur le système nerveux central, le tractus GI et le développement. Tumeurs dans l'utérus (souris), le foie (souris femelles), les poumons (souris mâles) et la peau (rats mâles). Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (CIRC).
Chlorométhane	Effets sur le système nerveux central, le foie, les reins et la reproduction. Tumeurs des reins chez la souris (mâles seulement). Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA et CIRC).
Chlorure de vinyle	Irritation des yeux et des voies respiratoires. Effets possibles sur le système nerveux central, le foie, le système immunitaire, le système cardiovasculaire et la reproduction. Cancer du foie, du cerveau, des tissus mous et du système nerveux chez l'humain. Diverses tumeurs chez les rongeurs (foie, glandes mammaires, pré-estomac, poumons, peau, reins, cerveau, cavité nasale, etc.). Classé comme cancérigène chez l'humain (U.S. EPA, CIRC et Santé Canada).
Cis-1,2-dichloroéthylène	Irritation des yeux et de la peau. Effets possibles sur le système nerveux central, le foie, les poumons et les reins. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain selon U.S. EPA.
Dichlorodifluorométhane (fréon 12)	Effets possibles sur le système nerveux central, le système cardiovasculaire, le système respiratoire et le foie. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain selon ACGIH.
Dichlorométhane	Effets possibles sur le système nerveux central, le foie et la chimie du sang (carboxyhémoglobinémie). Tumeurs dans le foie et les poumons chez la souris (des deux sexes), tumeurs dans les glandes salivaires chez les rats mâles et leucémie chez les rats femelles. Classé comme cancérigène probable pour l'humain (U.S. EPA, Santé Canada) et comme cancérigène possible par le CIRC.
Éthylbenzène	Irritation des yeux et du nez. Effets possibles sur le système nerveux central, le foie et les reins. Classé comme cancérigène possible chez l'humain par le CIRC, non classable selon U.S. EPA.

Tableau 10 (suite). Effets potentiels sur la santé associés à l'exposition aux substances d'intérêt

Substance	Bases toxicologiques et effets possibles sur la santé
Hexachlorobutadiène	Irritation de la peau et des yeux. Effets possibles sur le foie et les reins. Tumeurs du rein chez le rat. Classé comme cancérogène possible pour l'humain par U.S. EPA, non classable selon le CIRC.
Xylènes	Irritation des yeux, de la peau, du nez et de la gorge. Effets possibles sur le système respiratoire, le système nerveux central, le tractus GI, le foie et les reins. Non classable pour son potentiel cancérogène chez l'humain (CIRC). Données inadéquates selon U.S. EPA.
Styrène	Irritation des yeux, de la peau, du nez et de la gorge. Effets possibles sur le foie, les reins, le système nerveux central, les poumons, la reproduction et le développement. Classé comme cancérogène possible chez l'humain (CIRC et Santé Canada).
Tétrachloroéthylène	Irritation des yeux et des voies respiratoires. Effets possibles sur le système nerveux central, le foie, les reins, la reproduction et le développement. Cancer de l'œsophage et lymphome non-Hodgkinien chez l'humain. Tumeurs du foie chez la souris et leucémie chez le rat. Classé comme cancérogène probable pour l'humain par le CIRC, et comme cancérogène possible par Santé Canada. Non évalué par U.S. EPA.
Tétrachlorure de carbone	Effets possibles sur le foie, la reproduction, le développement, les reins et le système nerveux central. Tumeurs dans le foie chez le rat, la souris et le hamster. Classé comme cancérogène probable pour l'humain par U.S. EPA et Santé Canada, et comme cancérogène possible par le CIRC.
Toluène	Irritation des yeux et des voies respiratoires. Effets possibles sur le système nerveux central, la reproduction, le développement et les reins. Non classable pour son potentiel cancérogène chez l'humain (U.S. EPA et CIRC).
Trans-1,2-dichloroéthylène	Irritation des yeux et de la peau. Effets possibles sur le système nerveux central, sur le foie, les poumons et les reins.
Trichloroéthylène	Irritation pulmonaire. Effets possibles sur le système nerveux central, le système cardiovasculaire, les reins, le foie, le système immunitaire, la peau, le tractus GI, le système respiratoire et le développement. Tumeurs du foie, des reins, du système lymphoïde, des poumons et des testicules chez l'animal. Classé comme cancérogène probable pour l'humain par le CIRC et Santé Canada.
Trichlorofluorométhane (fréon 11)	Effets possibles sur le système nerveux central, les poumons, le foie et la rate. Non classable pour son potentiel cancérogène (ACGIH).

Tableau 10 (fin). Effets potentiels sur la santé associés à l'exposition aux substances d'intérêt

Substance	Bases toxicologiques et effets possibles sur la santé
Chloroforme	Effets sur le système nerveux central et effets possibles sur les reins, le foie, la croissance osseuse, le système immunitaire, la reproduction et le développement. Tumeurs dans le foie (souris mâles et femelles) et dans les reins (rats mâles et souris), mais observées uniquement à partir d'un certain seuil d'exposition. Substance cancérogène « avec seuil » (U.S. EPA). Classé comme cancérogène probable pour l'humain par U.S. EPA et comme cancérogène possible par le CIRC et Santé Canada.
Sulfure d'hydrogène	Irritation des yeux et des voies respiratoires. Maux de tête et nausées causés par l'odeur.
Éthyle mercaptan	Irritation des yeux, de la peau et des voies respiratoires. Effets possibles sur le système nerveux central, le système respiratoire, l'hématologie et la rate.
Diméthyle mercaptan	Irritation des voies respiratoires. Effets possibles sur le système nerveux central.
Diméthyle disulfide	Irritation des voies respiratoires. Effets possibles sur le système nerveux central.
Carbonyl sulfide	Irritation des yeux et de la peau. Effets possibles sur le système cardiovasculaire, le système respiratoire, le système nerveux central et la reproduction.
Carbon disulfide	Effets sur le système nerveux central. Effets possibles sur le système cardiovasculaire, les yeux, la reproduction et le développement.

Sources : ATSDR (2007a), HSDB (2007), IPCS (2007), Santé Canada (2007) et U.S. EPA (2007)

4.2 Sélection des estimateurs de risques

Les estimateurs de risques sont des indicateurs permettant d'estimer s'il est probable ou non que des doses d'exposition données conduisent à un risque significatif pour la santé. Ces indicateurs définissent la toxicité des substances à l'étude et sont établis par divers organismes gouvernementaux à partir des résultats d'études toxicologiques ou épidémiologiques. Pour la présente étude, des estimateurs de risques ont été identifiés pour évaluer les risques d'effets liés à une exposition aiguë et les risques d'effets liés à une exposition chronique.

Les estimateurs de risques pour effets autres que le cancer correspondent à des doses auxquelles un individu peut être exposé quotidiennement sans que ne surviennent d'effets néfastes sur sa santé (U.S. EPA 2007, ATSDR 2007). Ce type d'estimateur de risques est approprié pour évaluer les risques associés à des substances dites « à seuil » (pour lesquelles une exposition à faible dose n'entraîne pas d'effet toxique). Ces estimateurs de risques sont généralement établis à partir d'une dose ou d'une concentration sans effet (NOAEL, dose la plus élevée sans effet néfaste observé, déterminée expérimentalement) qui est divisée par des facteurs de sécurité afin de tenir compte de la variabilité et/ou de l'incertitude associée à cette valeur. Ils sont exprimés en mg/kg.j (dose) ou en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (concentration dans l'air). La conversion de concentration en dose est effectuée sur la base d'un poids corporel de 70 kg et d'un taux d'inhalation de 20 m³/j.

Par exemple, lorsque la NOAEL a été déterminée chez l'animal après une exposition chronique, les facteurs de sécurité appliqués sont généralement de 10 pour la variabilité inter-espèces (animal-humain) ainsi que pour la variabilité entre individus (permet de protéger les sous-groupes les plus sensibles de la population), soit un facteur global de 100. Ce facteur peut être réduit si des données scientifiques valides le permettent ou si les données toxicologiques (ex. : NOAEL) ont été obtenues chez l'humain. Toutefois, le facteur global peut être plus élevé s'il doit inclure d'autres sources d'incertitude, soit :

- les limites de la base de données toxicologiques, considérées avec un facteur variant de 1 à 10 (facteur appliqué lorsque tous les types d'effets n'ont pas été documentés, ex. : absence de données sur la reproduction et le développement);
- la durée d'exposition (facteur additionnel de 1 à 10 lorsque la NOAEL est basée sur une étude de durée non chronique);

- en l'absence de NOAEL, l'utilisation de la plus faible dose ayant montré des effets (LOAEL, plus faible dose ayant conduit à l'observation d'effets néfastes).

Les estimateurs de risques de cancer sont différents du fait que, pour la plupart des substances cancérogènes (celles dites « sans seuil »), toute exposition peut conduire à un risque. Pour ces substances, les estimateurs de risques de cancer correspondent donc à un facteur (coefficient de cancérogénicité) permettant de déterminer la probabilité de survenue d'un cancer pour une dose d'exposition donnée. Ces coefficients de cancérogénicité sont basés sur la limite supérieure de l'intervalle de confiance de la relation dose-réponse à faible dose. Ils sont exprimés en $(\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j})^{-1}$ ou en $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$. Des doses $(\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j})$ ou des concentrations dans l'air $(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ correspondant à un niveau de risque donné (par ex. : 1×10^{-6}) peuvent être estimées à partir de ces coefficients.

Pour certaines substances, les mécanismes d'action toxique et la réponse de l'organisme indiquent que des effets cancérogènes peuvent survenir seulement à partir d'une certaine dose. Pour ces substances cancérogènes « avec seuil » (ex. : chloroforme), l'approche recommandée pour déterminer les risques de cancer est une approche semblable à celle décrite pour les effets autres que le cancer (U.S. EPA 2005).

4.2.1 Exposition aiguë

La concentration dans l'air à partir de laquelle une substance peut provoquer des effets immédiats sur la santé est très variable d'une substance à l'autre. Pour certaines substances, les concentrations peuvent être très élevées (de l'ordre du g/m^3) sans présenter de risques à court terme, alors que pour d'autres, des effets peuvent survenir à faible concentration (de l'ordre du $\mu\text{g}/\text{m}^3$). L'évaluation des risques d'effets liés à une exposition aiguë est surtout pertinente pour ce dernier type de substances.

Les estimateurs de risques retenus pour évaluer les risques d'effets liés à une exposition aiguë ont été sélectionnés à partir de valeurs de référence recommandées par des institutions gouvernementales (U.S. EPA, Cal/EPA et ATSDR) pour s'assurer de l'absence de risque dans la population générale. Lorsque de telles valeurs n'étaient pas disponibles, des valeurs provisoires ont été dérivées de façon prudente à partir de valeurs visant à protéger la population en cas d'urgence environnementale, la santé des travailleurs ou la population générale advenant une exposition chronique (estimateurs de risques d'effets chroniques autres que le cancer).

La sélection a été réalisée selon l'ordre de préférence suivant :

1. Concentrations de référence proposées par U.S. EPA (2007) pour une exposition aiguë définie comme une exposition par inhalation d'une durée de une heure (*acute RfC - 1 hour*). Ces valeurs de référence correspondent à une concentration à laquelle un individu peut être exposé pendant une heure sans que ne surviennent d'effets néfastes sur sa santé. Les *acute RfC* sont déterminées de façon à être sécuritaires pour la population en général, incluant les sous-groupes les plus sensibles, selon l'approche décrite pour dériver des estimateurs de risques d'effets autres que le cancer (dose sans effet observé divisée par un facteur de sécurité). La répétition d'expositions de courte durée (≤ 1 h) reste sécuritaire dans la mesure où les épisodes d'exposition sont intermittents;
2. Valeurs de référence (*Risk Exposure Levels*) proposées par Cal/EPA (2000) pour une exposition aiguë définie comme une exposition par inhalation d'une durée d'une heure (*acute RELs*). Ces valeurs de référence sont déterminées selon une approche semblable à celle décrite pour précédemment pour les *acute RfC* (Cal/EPA 1999);
3. Valeurs de référence (*Minimal Risk Levels*) proposées par ATSDR (2007b) pour une exposition aiguë, définie comme une exposition continue durant un à 14 jours consécutifs (*acute MRLs*). Les *acute MRLs* sont déterminées de façon à être sécuritaires pour la population en général, incluant les sous-groupes les plus sensibles, selon l'approche décrite pour dériver des estimateurs de risques d'effets autres que le cancer (dose sans effet observé divisée par un facteur de sécurité). Lorsque pertinent, la concentration d'exposition expérimentale est ajustée pour une exposition continue chez l'humain. Ces *acute MRLs* sont généralement plus sévères (plus faibles) que les *acute REL* (Cal/EPA), car elles réfèrent à une exposition plus longue.
4. ERPG-1 divisée par 100 : les ERPG-1 (*Emergency Response Planning Guidelines*) sont des valeurs définies par l'*American Industrial Hygiene Association (AIHA)*. Elles correspondent à la concentration maximale en dessous de laquelle la majorité des individus pourraient être exposés pour une période pouvant atteindre une heure, sans manifester d'effets néfastes autres que des effets légers et transitoires ou sans percevoir une odeur désagréable clairement définie. Ces concentrations ne devraient pas porter atteinte à la santé des sujets exposés, bien que ceux-ci devraient percevoir l'exposition à la substance par la présence d'une odeur ou d'une irritation légères (AIHA 2006).

Pour les fins de la présente étude, les ERPG-1 recommandées par AIHA (2007) ont été divisées par un facteur de sécurité de 100 visant à éviter la survenue de tout effet ou la perception d'odeur par les individus les plus sensibles.

5. TLV-TWA divisée par 100 : les TLV-TWA (*Threshold Limit Value- Time Weighted Average*) correspondent à la concentration moyenne d'exposition sur une durée d'exposition donnée (généralement 8 h) à laquelle les travailleurs pourraient être exposés sans subir d'effets néfastes sur leur santé. Les TLV-TWA sont des normes en milieu de travail déterminées par des organismes gouvernementaux tels que ACGIH (*American Conference of Governmental Industrial Hygienists*) ou NIOSH (*National Institute for Occupational Safety and Health*). Pour les substances ne présentant pas de toxicité aiguë particulière, les TLV-TWA sont basées sur la protection des travailleurs pour une exposition à long terme (effets survenant à des niveaux d'exposition plus faibles que lors d'une exposition à court terme). Pour les fins de la présente étude, les TLV-TWA ont été divisées par un facteur de sécurité de 100. Ce facteur a été appliqué pour les raisons suivantes :
 - les TLV-TWA sont déterminées pour des adultes en bonne santé (moins sensibles que la population générale);
 - la notion d'effet néfaste n'était pas clairement définie par ACGIH et la documentation disponible ne permettait généralement pas de connaître la façon dont les concentrations proposées avaient été déterminées (dose critique et facteurs de sécurité non détaillés);
 - la marge de sécurité des TLV-TWA est généralement faible (les TLV-TWA correspondent souvent à la NOAEL ou à la LOAEL observée chez l'humain ou chez l'animal suite à une exposition de plus ou moins longue durée).
6. Par ailleurs, lorsque la concentration provisoire estimée à partir du ERPG-1 ou de la TLV-TWA était inférieure à l'estimateur de risques d'effets chroniques (concentration de référence, voir tableau 11), celui-ci était également retenu pour estimer les risques d'effets aigus.

4.2.2 Exposition chronique

Les estimateurs de risques d'effets chroniques retenus pour la présente étude ont été sélectionnés selon l'ordre de préférence recommandé par le MSSS, qui privilégie les données issues de :

1. l'Agence pour la Protection de l'Environnement des États-Unis (U.S.EPA) : bases de données IRIS (*Integrated Risk Information System*) ou HEAST (*Health Effects Assessment Summary Tables*).
2. l'*Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR) : *Minimal Risk Levels* (MRLs) présentés dans les *Toxicological Profiles*.
3. Santé Canada.
4. l'Organisation mondiale de la santé (OMS).

4.3 Estimateurs de risques retenus

Les valeurs des estimateurs de risques retenues pour la présente étude sont présentées au tableau 11. La sélection de ces valeurs est justifiée dans la description toxicologique de chaque substance, fournie à l'annexe B.

Des estimateurs de risques ont été recensés pour toutes les substances excepté le carbonyl sulfide (aucune valeur identifiée parmi toutes les sources consultées). Pour certaines substances, les estimateurs de risques disponibles concernaient des mélanges d'isomères (cas des xylènes et du 1,3-dichloropropène).

Tableau 11. Estimateurs de risques retenus

Substance	Exposition aiguë par inhalation		Exposition chronique Effets autres que le cancer			Exposition chronique Risque additionnel de cancer		
	Concentration à court terme ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Origine ^a	Ingestion Dose (mg/kg.j)	Inhalation Dose (mg/kg.j)	Inhalation Concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Potentiel cancérigène pour l'humain ^b	Coefficient de cancérigénité (mg/kg.j) ⁻¹	
							Ingestion	Inhalation
α -Chlorotoluène	240	REL	ND	ND	ND	B2	0,17	0,17
(o-,m-,p-) Xylènes	22 000	REL	0,2	0,03	100	NC	NA	NA
1,1,1-Trichloroéthane	9 000	RfC	2	1,4	5 000	NC	NA	NA
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	275	CRC	0,04	0,08	275	C	0,2	0,2
1,1,2-Trichlorotrifluoroéthane (fréon 113)	191 300	CRC	30	55	191 300	NC	NA	NA
1,1,2-Trichloroéthane	540	TLV-TWA	0,004	0,004	14	C	0,057	0,057
1,1-Dichloroéthane	4 000	TLV-TWA	0,1	0,14	500	C	$5,7 \times 10^{-3}$	$5,7 \times 10^{-3}$
1,1-Dichloroéthylène	200	CRC	0,05	0,057	200	C	1,2	1,2
1,2,4-Trichlorobenzène	400	TLV-TWA	0,01	0,014	50	NC	NA	NA
1,2,4-Triméthylbenzène	1 200	TLV-TWA	ND	ND	ND	ND	ND	ND
1,2-Dibromoéthane	9	CRC	9×10^{-3}	$2,6 \times 10^{-3}$	9	B2	2,0	2,1
1,2-Dichlorotétrafluorométhane (fréon 114)	70 000	TLV-TWA	0,4	0,4	1 400	NC	NA	NA
1,2-Dichlorobenzène	1 500	TLV-TWA	0,09	0,17	600	NC	NA	NA
1,2-Dichloroéthane	2 000	ERPG-1	0,02	0,11	400	B2	0,091	0,091
1,2-Dichloropropane	230	MRL	0,07	0,001	4	NC	NA	NA
1,3,5-Triméthylbenzène	1 250	TLV-TWA	ND	ND	ND	NC	ND	ND
1,3-Dichlorobenzène	7	CRC	0,002	0,002	7	NC	NA	NA
1,3-dichloropropène (cis- et trans-)	50	TLV-TWA	0,03	0,006	20	B2	0,1	0,014
1,4-Dichlorobenzène	12 000	MRL	0,07	0,03	120	2B	0,04	0,04
Benzène	1 300 ^c	REL	4×10^{-3}	8×10^{-3}	30	A	0,042	0,021
Bromométhane	3 900	REL	$1,4 \times 10^{-3}$	$1,4 \times 10^{-3}$	5	NC	NA	NA
Chlorobenzène	500	CRC	0,09	0,14	500	NC	NA	NA
Chloroéthane	39 500	MRL	2,9	2,9	10 000	NC	NA	NA
Chloroforme	150	REL	0,01	0,028	100	B2	NA	0,082
Chlorométhane	1 000	MRL	0,026	0,026	90	NC	NA	NA
Chlorure de vinyle	180 000	REL	3×10^{-3}	0,03	100	A	1,5	0,03
Cis-1,2-dichloroéthylène	30	CRC	0,006	0,006	30	NC	NA	NA
Dichlorodifluorométhane (fréon 12)	4 950	TLV-TWA	0,2	0,2	700	NC	NA	NA

Tableau 11. Estimateurs de risques retenus (suite)

Substance	Exposition aiguë par inhalation		Exposition chronique Effets autres que le cancer			Exposition chronique Risque additionnel de cancer		
	Concentration à court terme ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Origine	Ingestion Dose ($\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$)	Inhalation Dose ($\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$)	Inhalation Concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Potentiel cancérigène pour l'humain ^a	Coefficient de cancérigénicité ($\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) ⁻¹	
							Ingestion	Inhalation
Dichlorométhane	14 000	REL	0,06	0,04	400	B2	$7,5 \times 10^{-3}$	$3,5 \times 10^{-3}$
Éthylbenzène	4 350	TLV-TWA	0,1	0,22	770	2B ^c	ND	ND
Hexachlorobutadiène	100	ERPG-1	2×10^{-4}	2×10^{-4}	0,7	C	0,078	0,078
Styrène	21 000	REL	0,12	0,07	260	2B	ND	ND
Tétrachloroéthylène	20 000	REL	0,014	0,07	250	2A ^c	0,05	0,021
Tétrachlorure de carbone	1 900	REL	7×10^{-4}	0,05	190	B2	0,13	0,052
Toluène	37 000	REL	0,08	1,7	5 000	NC	NA	NA
<i>Trans</i> -1,2-dichloroéthylène	790	ATSDR	0,02	0,017	60	ND	ND	ND
Trichloroéthylène	10 700	MRL	$1,4 \times 10^{-3}$	0,17	600	2A	$8,1 \times 10^{-4}$	7×10^{-3}
Trichlorofluorométhane (fréon 11)	1 000	CRC	0,3	0,3	1 000	NC	ND	ND
Sulfure d'hydrogène	42	REL	ND	$5,7 \times 10^{-4}$	2	NC	NA	NA
Éthyle mercaptan	12,7	TLV-TWA	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Diméthyle mercaptan	12,7	ERPG-1	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Diméthyle dimercaptan	0,39	ERPG-1	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Carbonyle sulfide	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Disulfure de carbone	3 100	ERPG-1	0,1	0,2	700	NC	ND	ND

^a : RfC = *acute RfC – 1 hour* (U.S. EPA), REL = *acute REL* (Cal/EPA), MRL = *acute MRL* (ATSDR), ERPG-1 = ERPG-1 (AIHA) divisé par 100, TLV-TWA = TLV-TWA (ACGIH ou NIOSH) divisée par 100, CRC = concentration de référence pour des effets chroniques

^b : Classification selon U.S. EPA (2007) : groupe A : cancérigène pour l'humain, groupe B2 : probablement cancérigène pour l'humain, groupe C : possiblement cancérigène pour l'humain
Classification selon CIRC (2007) : groupe 2A : probablement cancérigène pour l'homme, groupe 2B : peut-être cancérigène pour l'homme.
NC : substance non classée comme cancérigène, cancérigène probable ou cancérigène possible pour l'humain par U.S.EPA (2007), CIRC (2007), Santé Canada ou ACGIH (HSDB 2007)

^c : Pour une durée d'exposition de six heures.

NA : Non applicable

ND : Non disponible

5 ESTIMATION ET ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES

5.1 Méthodologie

5.1.1 Estimation de l'exposition

L'estimation de l'exposition des récepteurs est une étape déterminante de l'évaluation des risques. En effet, ce sont les contacts possibles de ces récepteurs avec les contaminants qui peuvent donner naissance à des effets sur la santé. Il est donc important d'identifier les voies d'exposition potentielles par lesquelles les individus pourraient être exposés (ingestion, inhalation et/ou contact cutané) ainsi que les patrons d'exposition (fréquence et durée de l'exposition). Un autre élément essentiel à l'estimation de l'exposition est la détermination des concentrations de contaminants dans les divers compartiments environnementaux d'intérêt (air extérieur, air intérieur, etc.).

5.1.1.1 Scénario et voies d'exposition

Les hypothèses retenues pour estimer l'exposition des individus (scénario d'exposition) sont basées sur les recommandations émises dans les lignes directrices du MSSS (2002) pour un contexte résidentiel. Ces hypothèses très prudentes visent à s'assurer de la mise en évidence de tout risque potentiel lié à une exposition quotidienne, même à long terme. Elles impliquent la présence dans la zone d'étude d'individus appartenant à toutes les tranches d'âge (soit 0 - 0,5 ans, 0,5 - 4 ans, > 4 - 11 ans, > 11 - 19 ans et > 19 - 70 ans), à raison de 24 heures par jour, 365 jours par année. L'ensemble de la population générale est donc représenté. Le temps passé à l'intérieur du bâtiment correspond à 21,2 heures/jour pour les enfants et à 22,6 heures/jour pour les adultes.

L'exposition potentielle aux composés présents dans le biogaz est uniquement liée à la présence de composés dans l'air ambiant. L'exposition via la consommation et l'utilisation d'eau potable est donc exclue. Les composés à l'étude étant des substances très volatiles, ils sont essentiellement présents en phase gazeuse. Leur adsorption sur des particules de sol ou de poussières est donc, à toutes fins pratiques, négligeable.

Sur la base de ces informations, les voies d'exposition pertinentes sont :

- l'inhalation d'air ambiant (à l'extérieur des bâtiments) et d'air intérieur (affecté par les échanges d'air entre l'extérieur et l'intérieur);
- le contact cutané avec l'air;
- l'ingestion de végétaux produits localement (potentiellement affectés par les dépôts sur les parties aériennes des plantes);
- l'ingestion de lait maternel pour la tranche d'âge 0 - 0,5 ans.

Le tableau 12 résume les paramètres et les voies d'exposition retenus pour l'évaluation des risques toxicologiques à la santé humaine.

Tableau 12. Résumé des paramètres et des voies d'exposition retenus

Paramètres d'exposition	Usage résidentiel
Période d'exposition	24 heures/jour, 7 jours/semaine, 52 semaines/année durant 70 ans
Durée d'exposition à l'intérieur de la résidence	Adultes : 22,6 heures/jour Enfants : 21,2 heures/jour
Voies d'exposition	Voies retenues
Inhalation d'air extérieur	✓
Inhalation d'air intérieur	✓
Ingestion de sol de surface	
Ingestion de poussières intérieures	
Ingestion de lait maternel ^a	✓
Contact cutané avec l'air intérieur	✓
Contact cutané avec l'air extérieur	✓
Ingestion d'eau potable	
Ingestion de fruits et légumes d'origine locale	✓

^a : Pour la tranche d'âge 0 - 0,5 ans seulement

Les paramètres d'exposition (taux d'inhalation, poids corporel, taux d'ingestion de fruits et légumes, etc.) recommandés par le MSSS (2002) pour chaque tranche d'âge ont été utilisés pour estimer les doses d'exposition. Tel que recommandé par le MSSS dans un contexte résidentiel urbain, il a été considéré que les végétaux cultivés localement représentaient 10 % de la consommation quotidienne de fruits et légumes, et ce, 365 jours/année durant 70 ans.

5.1.1.2 Estimation des concentrations multimédia

Les concentrations de COV et de composés soufrés dans les milieux d'exposition (air intérieur, lait maternel et végétaux) ont été estimées selon les modèles décrits dans le guide technique du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEF 1996). L'annexe C présente les détails de ces modèles.

5.1.1.3 Estimation des doses d'exposition

Les doses d'exposition potentielles par ingestion et inhalation ont été calculées conformément aux lignes directrices du MSSS (2002). En l'absence de recommandations à leur sujet, les doses d'exposition par contact cutané ont été estimées selon les indications fournies dans MEF (1996).

Pour que l'évaluation des risques soit réalisée conformément aux lignes directrices, deux catégories de doses d'exposition ont été estimées :

- les doses « additionnelles », qui représentent l'exposition potentielle des individus liée au projet et qui ne tiennent pas compte de l'exposition existante. Dans le cas présent, ces doses découlent des concentrations additionnelles estimées dans l'air ambiant par modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions de biogaz (voir section 3.4.2);
- les doses d'exposition « existantes », qui sont associées à l'exposition des individus aux substances à l'étude *via* leur environnement général, mais qui ne sont pas liées aux émissions futures du projet. Les concentrations de COV et de composés soufrés n'ayant pas été mesurées dans la zone d'étude (en dehors du site de BFI), les concentrations « existantes » ont été estimées de façon prudente pour les fins de la présente étude (voir section 3.4.1). Les doses d'exposition « existantes » ont été estimées à partir de ces concentrations, selon le même scénario d'exposition que celui utilisé pour estimer l'exposition additionnelle. Toutefois, pour le chloroforme, l'exposition « existante » tenait également compte de la concentration moyenne dans l'air intérieur des maisons canadiennes ($2,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) estimée par Environnement Canada et Santé Canada (2001), car cette concentration était environ dix fois plus élevée que celle estimée dans l'air ambiant au Canada ($0,12\text{-}0,23 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ou dans la zone d'étude ($0,21 \mu\text{g}/\text{m}^3$, voir tableau 8).

5.1.1.3.1 Doses d'exposition utilisées pour estimer les risques d'effets autres que le cancer

Les risques d'effets autres que le cancer ont été estimés à partir de la dose d'exposition « totale », qui correspond à la somme de la dose d'exposition « existante » et de la dose « additionnelle ».

5.1.1.3.2 Doses d'exposition utilisées pour estimer le risque additionnel de cancer

Le risque additionnel de cancer a été estimé à partir des doses moyennes cumulées sur la durée de vie. Pour les fins de la présente étude, ces doses ont été estimées selon une approche prudente visant à estimer le risque maximal tout en tenant compte de l'évolution des concentrations dans le temps. Pour ce faire, les hypothèses suivantes ont été retenues :

- Le récepteur est né en 2006, et passera toute sa vie (24 heures/jour, 7 jours/semaines, 52 semaines/année, durant 70 ans) dans sa résidence (localisée un des sites récepteurs R1 à R20);
- Les concentrations « additionnelles » dans l'air ambiant ont été estimées selon une approche prudente par palier (voir section 3.4.2.3);
- L'exposition des récepteurs a été estimée à partir des concentrations « additionnelles » ainsi estimées en tenant compte des paramètres spécifiques à chaque tranche d'âge (décrits par MSSS 2002). Par exemple :
 - tranche 0-0,5 ans : exposition estimée à partir des concentrations estimées pour 2006;
 - tranche 0,5-4 ans : exposition estimée à partir des concentrations estimées pour 2006 (pour les six premiers mois) puis à partir des concentrations estimées pour 2007, 2008 et 2009 (pour les trois dernières années), etc.
- Pour chaque substance, la dose d'exposition moyenne cumulée sur la durée de vie (mg/kg.j) a ensuite été estimée en faisant la moyenne pondérée des doses d'exposition ainsi estimées sur 70 ans (de 2006 à 2075).

5.1.2 Estimation et évaluation des risques

Les niveaux de risques potentiels sur la santé à long terme ont été estimés selon la méthodologie prescrite par le MSSS (2002). Les doses d'exposition par contact cutané ont été considérées conjointement avec les doses d'exposition par ingestion ou par inhalation, selon l'approche décrite dans MEF (1996).

5.1.2.1 Risques d'effets aigus

Les risques liés à une exposition aiguë par inhalation ont été estimés en comparant directement les concentrations « additionnelles » maximales estimées sur une heure (tableau 9) avec les estimateurs de risques (tableau 11). Les résultats ont été exprimés sous forme d'indices de risques. Ils correspondent à la concentration d'exposition divisée par l'estimateur de risques établi pour une exposition aiguë. Pour les isomères

ayant un estimateur de risques commun, le risque a été estimé à partir de la somme des concentrations d'exposition estimées pour chaque isomère.

Les estimateurs de risques étant définis comme des doses n'entraînant pas d'effet néfaste sur la santé advenant une exposition de courte durée (une heure), un indice de risques inférieur ou égal à l'unité assure l'absence d'effets sur la santé. Par ailleurs, un indice de risques supérieur à l'unité ne signifie pas qu'il y a un risque réel pour la santé des individus exposés, car les estimateurs de risques sont assortis d'une certaine marge de sécurité (pouvant atteindre plusieurs ordres de grandeur).

5.1.2.2 *Risques d'effets chroniques autres que le cancer*

Les niveaux de risques d'effets chroniques autres que le cancer ont également été représentés par des indices de risques. Les indices de risques ont été estimés pour chaque tranche d'âge et pour chaque voie d'exposition. Ils correspondent à la dose d'exposition totale (« existante » + « additionnelle ») divisée par l'estimateur de risques établi pour une exposition chronique (tableau 11). Pour les isomères ayant un estimateur de risques commun, le risque a été estimé à partir de la somme des doses d'exposition estimées pour chaque isomère.

Les estimateurs de risques étant définis comme des doses n'entraînant pas d'effet néfaste sur la santé, même après une exposition quotidienne durant une longue période, un indice de risques inférieur ou égal à l'unité assure de l'absence d'effets sur la santé. Par ailleurs, un indice de risques supérieur à l'unité ne signifie pas qu'il y a un risque réel pour la santé des individus exposés, car les doses d'exposition sont estimées sur la base d'hypothèses prudentes (exposition surestimée) et les estimateurs de risques sont assortis d'une certaine marge de sécurité (pouvant atteindre plusieurs ordres de grandeur).

5.1.2.3 *Risque additionnel de cancer*

La plupart des substances cancérigènes sont considérées comme des substances toxiques pour lesquelles à toute dose non nulle correspond un risque plus ou moins important (effet « sans seuil »). Le risque additionnel de cancer est donc estimé en tenant compte de l'exposition cumulée durant la vie (70 ans).

Le risque étant présumé exister à toute dose non nulle, il est exprimé en termes de probabilité. Il devient donc nécessaire de définir un niveau de risque additionnel de

cancer jugé négligeable. Le niveau de risque additionnel de cancer jugé négligeable par le MSSS (2002) est de 1×10^{-6} , soit un cas additionnel par million d'individus qui seraient exposés toute leur vie durant dans les conditions d'exposition décrites.

5.2 Doses d'exposition potentielle estimées (exposition chronique)

5.2.1 Doses d'exposition « existantes »

Les doses d'exposition estimées à partir des concentrations « existantes » dans l'air ambiant (telles que décrites à la section 3.4.1) sont présentées à l'annexe D-1 pour l'ingestion, l'inhalation et le contact cutané.

5.2.2 Doses d'exposition « additionnelles » maximales estimées sur 24 heures

Les doses d'exposition « additionnelles » maximales utilisées pour estimer les risques d'effets chroniques autres que le cancer sont présentées en détails à l'annexe D-2. Les résultats peuvent être résumés comme suit :

- Les voies majeures d'exposition sont généralement l'inhalation et l'ingestion de végétaux cultivés localement. Toutefois, pour la tranche d'âge 0-0,5 ans, l'ingestion de lait maternel est également une voie d'exposition importante. Les doses d'exposition par absorption cutanée sont négligeables;
- L'inhalation d'air intérieur est une voie d'exposition plus importante que l'inhalation d'air extérieur (air ambiant), car il a été considéré que les individus passaient beaucoup plus de temps à l'intérieur qu'à l'extérieur de la résidence;

5.2.3 Doses d'exposition « additionnelles » moyennes sur la durée de vie

Les doses d'exposition utilisées pour estimer le risque additionnel de cancer ont été calculées à partir des concentrations annuelles estimées dans l'air ambiant, en tenant compte de l'évolution temporelle des concentrations estimées dans l'air ambiant (voir section 5.1.1.3.2). Les voies d'exposition considérées étaient l'inhalation, l'ingestion de végétaux cultivés localement et le contact cutané. Les résultats sont présentés en détails à l'annexe E (annexe électronique).

5.3 Estimation et évaluation des risques

5.3.1 Risques d'effets autres que le cancer liés à une exposition aiguë

Les indices de risques pour les effets liés à une exposition aiguë sont présentés à l'annexe F. Les indices de risques maximaux estimés sont indiqués au tableau 13. Les résultats peuvent être résumés comme suit :

- Pour tous les COV et tous les composés soufrés évalués, les indices de risques estimés sont inférieurs à l'unité;
- L'indice de risques le plus élevé (0,07) est celui estimé pour le sulfure d'hydrogène. Il convient de préciser que la concentration maximale estimée sur une heure ($3,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est également inférieure au seuil de détection olfactif le plus faible ($7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) rapporté par l'OMS (WHO 1981);
- Par ailleurs, l'indice de risques lié à l'exposition totale au sulfure d'hydrogène a également été estimé en utilisant la concentration horaire maximale mesurée sur le site de BFI ($3,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ selon Odotech 2007b, tableau M-2) comme concentration « horaire existante ». La concentration horaire totale obtenue ($3,05 + 3,3 = 6,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) conduisait à un indice de risques (0,15) inférieur à l'unité. Pour les COV et les autres composés soufrés, les concentrations « horaires existantes » n'étaient pas disponibles. Toutefois, pour ces substances, les indices de risques calculés à partir des concentrations moyennes « existantes » (voir tableau 8) étaient très faibles ($< 0,001$).

Sur la base de ces résultats, les concentrations maximales de COV et de composés soufrés dans l'air ambiant estimées sur une heure ne présentent aucun risque pour la santé des personnes résidant à proximité du lieu d'enfouissement.

Tableau 13. Indices de risques d'effets aigus par inhalation estimés à partir des concentrations « additionnelles » maximales estimées sur une heure

Substance	Indice de risques
1,1,1-Trichloroéthane	<0,01
1,1,2,2-Tetrachloroéthane	<0,01
1,1,2-Trichloroéthane	<0,01
1,1,2-Trichlorotrifluoroéthane(fréon 113)	<0,01
1,1-Dichloroéthane	<0,01
1,1-Dichloroéthylène	<0,01
1,2,4-Trichlorobenzène	<0,01
1,2,4-Triméthylbenzène	<0,01
1,2-Dibromoéthane	<0,01
1,2-Dichlorobenzène	<0,01
1,2-Dichloroéthane	<0,01
1,2-Dichloroéthylène (<i>cis-</i> et <i>trans-</i>)	0,01
1,2-Dichloropropane	<0,01
1,2-Dichlorotétrafluoroéthane (fréon 114)	<0,01
1,3,5-Triméthylbenzène	<0,01
1,3-Dichloropropène (<i>cis-</i> et <i>trans-</i>)	<0,01
1,4-Dichlorobenzène	<0,01
Benzène	<0,01
Bromométhane	<0,01
Chlorobenzène	<0,01
Chloroéthane	<0,01
Chloroforme	<0,01
Chlorométhane	<0,01
Chlorure de vinyle	<0,01
Dichlorodifluorométhane (fréon 12)	<0,01
Dichloromethane	<0,01
Éthylbenzène	<0,01
Hexachlorobutadiène	<0,01
Styrène	<0,01
Tétrachloroéthylène	<0,01
Tétrachlorure de carbone	<0,01
Toluène	<0,01
Trichloroéthylène	<0,01
Trichlorofluorométhane (fréon 11)	<0,01
Xylènes (o-, m-, p-)	<0,01
α-Chlorotoluène	<0,01
Sulfure d'hydrogène	0,07
Éthyle mercaptan	<0,01
Diméthyle mercaptan	0,01
Diméthyle dimercaptan	0,04
Disulfure de carbone	<0,01

5.3.2 Risques d'effets autres que le cancer liés à une exposition chronique

Les indices de risques correspondant à l'exposition « additionnelle » maximale (récepteur R2), « existante » et « totale » ont été estimés pour les cinq tranches d'âge. Les résultats sont présentés aux tableaux 14 et 15 pour l'inhalation et l'ingestion, respectivement. Ces résultats indiquent que :

- Tous les indices de risques liés à l'exposition « additionnelle » sont inférieurs à l'unité (tous sont $\leq 0,01$ sauf pour l'hexachlorobutadiène pour lequel la valeur maximale est de 0,28);
- Les indices de risques supérieurs à l'unité correspondent à l'exposition « existante » au tétrachlorure de carbone et à l'hexachlorobutadiène par ingestion. Les concentrations « existantes » à ces deux substances avaient été estimées de façon prudente à partir des limites de détection analytiques;
- Tous les indices de risques liés à l'exposition « totale » sont inférieurs à l'unité, excepté ceux estimés pour le tétrachlorure de carbone et l'hexachlorobutadiène (ingestion). La contribution de l'exposition « additionnelle » à ces substances est négligeable (< 3 %) par rapport à l'exposition « existante »;
- Les risques liés au tétrachlorure de carbone et à l'hexachlorobutadiène ont vraisemblablement été surestimés puisque ces substances n'ont été détectées ni dans le biogaz ni dans l'air ambiant;

Sur la base de ces résultats, les concentrations maximales de COV et de composés soufrés dans l'air ambiant estimées sur 24 heures ne présentent aucun risque pour la santé des personnes résidant dans le secteur du lieu d'enfouissement.

Tableau 14. Indices de risques d'effets chroniques autres que le cancer estimés à partir des concentrations maximales sur 24 heures – exposition par inhalation et contact cutané

Substance	Exposition « additionnelle » maximale					Exposition « existante »					Exposition « totale »				
	0-0,5 ans	>0,5-4 ans	>4-11 ans	>11-19 ans	>19 ans	0-0,5 ans	>0,5-4 ans	>4-11 ans	>11-19 ans	>19 ans	0-0,5 ans	>0,5-4 ans	>4-11 ans	>11-19 ans	>19 ans
Benzène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,1	0,1	0,08	0,05	0,04	0,1	0,1	0,08	0,05	0,04
Bromométhane	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,06	0,06	0,05	0,03	0,02	0,06	0,06	0,05	0,03	0,02
Chlorobenzène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Chloroéthane	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Chloroforme	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Chlorométhane	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,03	0,03	0,02	0,01	0,01	0,03	0,03	0,02	0,01	0,01
Chlorure de vinyle	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Cis-1,2-dichloroéthylène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01	0,01	0,01	< 0,01	< 0,01	0,02	0,02	0,01	< 0,01	< 0,01
1,2-Dibromoéthane	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
1,3-Dichlorobenzène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01	0,01	0,01	< 0,01	< 0,01	0,01	0,01	0,01	< 0,01	< 0,01
1,2-Dichlorobenzène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
1,4-Dichlorobenzène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Dichlorodifluorométhane	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
1,1-Dichloroéthane	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
1,2-Dichloroéthane	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Dichlorométhane	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,12	0,13	0,1	0,06	0,05	0,13	0,13	0,1	0,06	0,05
1,2-Dichloropropane	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,02	0,03	0,02	0,01	0,01	0,03	0,03	0,02	0,01	0,01
1,3-Dichloropropène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
1,2-Dichlorotétrafluoroéthane (fréon 114)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Disulfure de carbone	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Éthylbenzène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Hexachlorobutadiène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,14	0,14	0,11	0,07	0,06	0,14	0,14	0,11	0,07	0,06
Styrène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Sulfure d'hydrogène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
1,1,1,2-tétrachloroéthane	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Tétrachloroéthylène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Tétrachlorure de carbone	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Toluène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
trans-1,2-Dichloroéthylène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
1,2,4-Trichlorobenzène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
1,1,1-Trichloroéthane	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
1,1,2-Trichloroéthane	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Trichloroéthylène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Trichlorofluorométhane	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
1,1,2-Trichlorotrifluoroéthane (fréon 113)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Xylènes	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,29	0,3	0,24	0,14	0,12	0,3	0,31	0,24	0,15	0,12

Tableau 15. Indices de risques d'effets chroniques autres que le cancer estimés à partir des concentrations maximales sur 24 heures – exposition par ingestion

Substance	Exposition « additionnelle » maximale					Exposition « existante »					Exposition « totale »				
	0-0,5 ans	>0,5-4 ans	>4-11 ans	>11-19 ans	>19 ans	0-0,5 ans	>0,5-4 ans	>4-11 ans	>11-19 ans	>19 ans	0-0,5 ans	>0,5-4 ans	>4-11 ans	>11-19 ans	>19 ans
Benzène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,48	0,33	0,2	0,12	0,1	0,48	0,33	0,21	0,12	0,1
Bromométhane	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,22	0,16	0,1	0,05	0,05	0,22	0,16	0,1	0,05	0,05
Chlorobenzène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Chloroéthane	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Chloroforme	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,04	0,03	0,02	0,01	< 0,01	0,04	0,03	0,02	0,01	< 0,01
Chlorométhane	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,1	0,07	0,04	0,03	0,02	0,1	0,07	0,04	0,03	0,02
Chlorure de vinyle	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,02	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,02	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Cis-1,2-dichloroéthylène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,03	0,02	0,01	< 0,01	< 0,01	0,03	0,02	0,01	< 0,01	< 0,01
1,2-Dibromoéthane	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
1,3-Dichlorobenzène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,1	0,03	0,02	< 0,01	< 0,01	0,1	0,03	0,02	< 0,01	< 0,01
1,2-Dichlorobenzène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
1,4-Dichlorobenzène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Dichlorodifluorométhane	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,04	0,03	0,02	0,01	< 0,01	0,04	0,03	0,02	0,01	< 0,01
1,1-Dichloroéthane	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
1,2-Dichloroéthane	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Dichlorométhane	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,3	0,22	0,13	0,07	0,06	0,3	0,22	0,13	0,07	0,06
1,2-Dichloropropane	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
1,3-Dichloropropène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
1,2-Dichlorotétrafluoroéthane (fréon 114)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Disulfure de carbone	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Éthylbenzène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,05	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,05	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Hexachlorobutadiène	0,28	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	10,3	0,38	0,23	0,13	0,11	10,6	0,39	0,24	0,14	0,12
Styrène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
1,1,2,2-tétrachloroéthane	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Tétrachloroéthylène	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,18	0,11	0,07	0,04	0,03	0,19	0,12	0,07	0,04	0,03
Tétrachlorure de carbone	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	2,22	1,33	0,81	0,46	0,39	2,22	1,33	0,81	0,46	0,39
Toluène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,04	0,02	0,01	< 0,01	< 0,01	0,04	0,02	0,01	< 0,01	< 0,01
trans-1,2-Dichloroéthylène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
1,2,4-Trichlorobenzène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,11	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,11	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
1,1,1-Trichloroéthane	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
1,1,2-Trichloroéthane	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,03	0,02	0,01	< 0,01	< 0,01	0,03	0,02	0,01	< 0,01	< 0,01
Trichloroéthylène	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,33	0,21	0,13	0,07	0,06	0,35	0,22	0,14	0,08	0,07
Trichlorofluorométhane	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,02	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,02	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
1,1,2-Trichlorotrifluoroéthane (fréon 113)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Xylènes	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,09	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,09	0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01

5.3.3 Risque additionnel de cancer

Le risque additionnel de cancer lié aux émissions de biogaz a été estimé en se basant sur des hypothèses très prudentes visant à mettre en évidence tout risque potentiel. Le risque a été estimé pour toutes les substances considérées comme cancérigènes pour lesquelles des estimateurs de risques étaient disponibles (soit 18 COV) et pour tous les récepteurs (R1 à R20). Les résultats détaillés sont présentés à l'annexe G. Le tableau 16 présente, pour chaque récepteur, le niveau de risque global qui correspond à la somme des risques estimés pour les 18 substances d'intérêt. Les résultats peuvent être résumés comme suit :

- Les niveaux de risques additionnels de cancer obtenus sont de l'ordre de un cas sur 18 millions ($5,5 \times 10^{-8}$) à un cas sur un million ($1,08 \times 10^{-6}$). Le risque maximal a été estimé pour le récepteur R2, situé à l'est du site de BFI;
- Les risques additionnels de cancer estimés sont inférieurs ou du même ordre de grandeur que le niveau de risques jugé négligeable par le MSSS (2002), soit un cas sur un million (1×10^{-6}).

Les risques additionnels de cancer obtenus dans la présente étude ont été estimés sur la base d'hypothèses de travail. L'impact de ces hypothèses sur les résultats a été évalué comme suit :

- Le risque a été estimé en supposant que les individus récepteurs ne quittaient jamais leur lieu de résidence de toute leur vie, afin d'estimer le risque maximal. Considérant les activités et déplacements habituels de la majorité des citoyens (présence à l'école ou au travail, activités sportives, etc.), il est peu probable que des individus soient exposés selon un tel scénario. Le risque additionnel de cancer a donc été surestimé de façon significative du fait de cette hypothèse;
- Les risques estimés sont essentiellement liés à l'exposition par ingestion, qui contribue à environ 88 % du risque total. L'exposition par ingestion a été estimée en supposant que la consommation quotidienne de végétaux cultivés localement représentait 10 % de la consommation totale de fruits et légumes. Considérant que la plupart des produits maraîchers québécois ne sont disponibles que quelques mois par année, du fait du climat rigoureux, il est peu probable que les individus récepteurs consomment une telle quantité de fruits et légumes cultivés dans la zone d'étude. Le risque additionnel de cancer lié à l'ingestion a donc vraisemblablement été surestimé de façon significative du fait de cette hypothèse.
- L'exposition par ingestion de lait maternel n'a pas été considérée, ce qui ne devrait pas avoir d'impact significatif sur les résultats. En effet, pour les composés cancérigènes détectés dans le biogaz (benzène, chlorure de vinyle, 1,2-dichloroéthane, dichlorométhane, tétrachloroéthylène et trichloroéthylène), la contribution de cette voie d'exposition à l'exposition totale est faible (3,6 % en moyenne). Par conséquent, considérant que cette voie d'exposition ne s'applique

que sur une courte période (six mois vs. une durée de vie de 70 ans), l'exposition par ingestion de lait maternel aux COV cancérogènes présents dans le biogaz peut être considérée négligeable comparée à l'exposition *via* les autres voies;

- Les niveaux de risques présentés au tableau 16 correspondent à la somme des risques estimés pour toutes les substances cancérogènes analysées dans le biogaz. Parmi ces 18 substances, 12 n'ont pas été détectées dans le biogaz. Pour ces dernières, les concentrations additionnelles estimées dans l'air ambiant ont été estimées selon une hypothèse très prudente, en affectant une concentration égale à la limite de détection analytique. Le risque total lié à ces 12 substances a été estimé à environ 8,8 % du risque total. Par conséquent, le risque additionnel de cancer maximal estimé pour les six substances détectées dans le biogaz serait de $9,8 \times 10^{-7}$ (récepteur R2);
- Les doses d'exposition estimées sont basées sur les concentrations maximales de COV_T mesurées dans le biogaz entre 1993 et 2006 (pire scénario). Durant cette période de 13 ans, les concentrations de COV_T ont fluctué entre 67 et 351 mg/m^3 , avec une concentration moyenne de 191 mg/m^3 (Seneca 2007 : tableau 14). Ainsi, bien qu'il soit difficile de prévoir les fluctuations des concentrations de COV_T dans le biogaz, il est peu vraisemblable que la concentration moyenne de COV_T dans le biogaz durant les 70 prochaines années corresponde aux valeurs maximales mesurées dans le biogaz entre 1993 et 2006.

Considérant les niveaux de risques additionnels de cancer obtenus ($\leq 1 \times 10^{-6}$) et les hypothèses retenues pour estimer ces risques, les résultats de la présente étude indiquent que, sur la base des données disponibles, le risque additionnel de cancer lié au projet serait inférieur au niveau jugé négligeable par le MSSS pour tous les récepteurs évalués.

Tableau 16. Risque additionnel de cancer estimé pour une exposition continue durant toute la vie aux concentrations annuelles maximales estimées dans l'air ambiant

Récepteurs	Risque additionnel de cancer estimé			Indice de risque ^a
	Ingestion	Inhalation	Ingestion + inhalation	
R1	1,83E-07	2,19E-08	2,05E-07	0,20
R2	9,64E-07	1,15E-07	1,08E-06	1,08
R3	4,46E-07	5,48E-08	5,01E-07	0,50
R4	4,88E-08	6,02E-09	5,48E-08	0,05
R5	7,49E-07	9,08E-08	8,40E-07	0,84
R6	8,79E-07	1,07E-07	9,87E-07	0,99
R7	1,22E-07	1,47E-08	1,37E-07	0,14
R8	1,73E-07	2,10E-08	1,94E-07	0,19
R9	1,18E-07	1,43E-08	1,33E-07	0,13
R10	1,40E-07	1,69E-08	1,57E-07	0,16
R11	1,12E-07	1,35E-08	1,25E-07	0,13
R12	2,08E-07	2,49E-08	2,32E-07	0,23
R13	3,96E-07	4,74E-08	4,44E-07	0,44
R14	2,24E-07	2,69E-08	2,51E-07	0,25
R15	1,82E-07	2,19E-08	2,04E-07	0,20
R16	1,29E-07	1,55E-08	1,44E-07	0,14
R17	1,07E-07	1,32E-08	1,20E-07	0,12
R18	2,25E-07	2,77E-08	2,52E-07	0,25
R19	2,56E-07	3,07E-08	2,86E-07	0,29
R20	2,90E-07	3,47E-08	3,24E-07	0,32

^a : Correspond au ratio [risque additionnel estimé] / [1 x 10⁻⁶]

5.4 Analyse de l'incertitude

Les niveaux de risques calculés dans la présente étude ont été estimés par modélisation, ce qui implique plusieurs sources d'incertitude. Les principales sources d'incertitude identifiées dans cette étude et leur impact sur les résultats ont été résumés dans les paragraphes suivants :

- Hypothèses relatives à l'estimation des concentrations « existantes » dans l'air ambiant de la zone d'étude :
 - En l'absence de données concernant les concentrations de COV et de composés soufrés dans la zone d'étude (en dehors du site de BFI), des concentrations « existantes » dans l'air ont été estimées de façon prudente;
- Hypothèses relatives à la sélection des substances d'intérêt :
 - Tous les COV et tous les composés soufrés analysés dans le biogaz ont été considérés pour l'évaluation des risques. Parmi les 46 substances analysées, 22 n'avaient pas été détectées dans le biogaz;
 - La considération de substances non détectées a vraisemblablement conduit à une surestimation du risque additionnel de cancer;
- Hypothèses relatives à l'estimation des concentrations « additionnelles » dans l'air ambiant :
 - Les concentrations « additionnelles » dans l'air ambiant retenues pour évaluer les risques étaient basées sur les concentrations estimées à partir de la concentration maximale de COV_T ou de SRT mesurée dans le biogaz entre 1993 et 2006;
 - La proportion de chaque COV et de chaque composé soufré dans les COV_T et les SRT a été estimée en considérant que, pour les substances non détectées, la concentration correspondait à la valeur de la limite de détection analytique. Cette approche est la plus prudente parmi toutes celles habituellement utilisées pour tenir compte des substances non détectées;
 - Pour l'estimation du risque additionnel de cancer, les concentrations annuelles « additionnelles » correspondant à la période 2006 - 2075 ont été estimées selon une approche par palier prudente;
- Hypothèses relatives à la modélisation de la dispersion atmosphérique (Odotech) :
 - Les concentrations de COV_T et de SRT dans l'air ambiant disponibles pour réaliser la présente étude concernaient 20 récepteurs dits « sensibles ». Bien que la localisation de ces récepteurs ne corresponde pas nécessairement aux concentrations d'exposition maximales possibles, la prise en compte de ces récepteurs assure une estimation représentative des risques réels pour la population exposée;
 - Les concentrations dans l'air ambiant estimées sont basées sur plusieurs hypothèses relatives à l'exploitation projetée du secteur nord (quantité de déchets, vitesse de remplissage, nature des déchets, localisation des sources d'émissions de biogaz, captage des biogaz, etc.). Les résultats de la présente

étude sont donc valides dans la mesure où ces hypothèses sont représentatives des concentrations réelles ou les surestiment;

- Hypothèses relatives à l'estimation et à l'évaluation des risques :
 - Les risques ont été estimés en tenant compte de toutes les voies d'exposition pertinentes ou significatives, incluant la consommation quotidienne de végétaux cultivés localement, l'ingestion de lait maternel, l'inhalation et le contact cutané avec l'air;
 - Les risques ont été estimés à l'aide d'estimateurs de risques développés selon des approches prudentes par des organismes gouvernementaux;
 - Les risques d'effets chroniques autres que le cancer ont été estimés à partir des concentrations maximales sur 24 heures estimées dans l'air ambiant, lesquelles sont représentatives des conditions météorologiques les plus défavorables durant l'année. Considérant que la survenue d'effets chroniques est liée à une exposition à long terme (plusieurs mois voire plusieurs années), cette approche a vraisemblablement conduit à une surestimation des risques;
 - Les risques additionnels de cancer ont été estimés pour des individus qui passeraient toute leur vie dans la zone d'étude (à un des 20 points récepteurs identifiés), de leur naissance jusqu'à l'âge de 70 ans. Il est donc vraisemblable que l'exposition réelle des résidents et les risques associés soient significativement plus faibles que ceux estimés dans la présente étude;

En résumé, la sélection d'hypothèses de travail prudentes à toutes les étapes de la présente étude a vraisemblablement conduit à une surestimation des risques.

6 CONCLUSION

La présente étude visait à évaluer les risques potentiels pour la santé liés aux émissions de biogaz par le lieu d'enfouissement technique de BFI à Terrebonne, advenant la poursuite de l'exploitation du secteur nord. Les substances considérées étaient les COV, les composés soufrés et le méthane, pour lesquelles des concentrations estimées dans l'air ambiant de la zone d'étude (secteur environnant) étaient disponibles.

Les risques ont été estimés et évalués en se conformant aux lignes directrices du MSSS (2002). Selon ces lignes directrices, le risque est jugé négligeable en l'absence de risques d'effets autres que le cancer (indices de risques inférieurs à l'unité) et lorsque le risque additionnel de cancer est inférieur ou égal à un cas sur un million ($\leq 1 \times 10^{-6}$).

Les risques ont été estimés par modélisation à partir des concentrations estimées dans l'air ambiant pour 20 récepteurs et des mesures de la qualité de l'air ambiant prises à trois stations d'échantillonnage au lieu d'enfouissement (données fournies par Odotech). Afin de détecter tout risque potentiel, des hypothèses prudentes ont été retenues à chacune des étapes de l'estimation du risque, ce qui a permis d'estimer le risque maximal pour les récepteurs considérés. Les risques estimés concernaient trois types d'effets : les effets liés à une exposition aiguë (de courte durée) par inhalation, les effets chroniques (à long terme) autres que le cancer et le cancer.

Les résultats ont indiqué que, pour les vingt récepteurs considérés dans l'étude :

- L'exposition aux concentrations maximales dans l'air ambiant estimées sur une heure ne présente pas de risque d'effets sur la santé liés à une exposition aiguë (une heure);
- L'exposition aux concentrations maximales estimées sur 24 heures ne présente pas de risque d'effets sur la santé autres que le cancer; même pour une exposition quotidienne et à long terme;
- Une exposition continue (durant 70 ans) des récepteurs aux concentrations annuelles estimées conduirait à un risque additionnel de cancer inférieur ou égal au niveau de risques jugé négligeable par le MSSS (2002).

Sur la base de ces résultats, le projet d'exploitation du secteur nord du lieu d'enfouissement technique de BFI à Terrebonne ne devrait donc pas présenter de risques pour la santé de la population avoisinante.

7 RÉFÉRENCES

AIHA (2006). *ERPGs Procedures and responsibilities*. AIHA ERP Committee. American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-SOPs2006.pdf>

AIHA (2007). *Current AIHA ERPGs (2007)*. American Industrial Hygiene Association. www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf

ATSDR (2007a). *Frequently Asked Questions About Contaminants Found at Hazardous Waste Sites*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaq.html>

ATSDR (2007b). *Minimal Risk Levels (MRLs) for hazardous Substances*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <http://www.atsdr.cdc.gov/mrls/index.html>

CIRC (2007). *Monographies du CIRC sur l'évaluation des risques de cancérogénicité pour l'homme. Liste des évaluations du CIRC*. Centre International de Recherche sur le Cancer. <http://monographs.iarc.fr/FR/Classification/index.php>

Clayton, G. D. and F. Clayton (1993). *Patty's Industrial Hygiene and Toxicology. Volume II, Parts A-F. Toxicology 4th edition*. New York, Wiley-Interscience Publication.

Environnement Canada et Santé Canada et al. (2001). *Loi Canadienne sur la protection de l'environnement (1999). Liste des substances d'intérêt prioritaire - Rapport d'évaluation : Chloroforme*. Février 2001. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/psl2-lsp2/chloroform/index_f.html .

IARC (international Agency for Research on Cancer), 2007. *Summaries & Evaluations*. <http://www.inchem.org/pages/iarc.html>

IPCS (2007). *Chemical Safety Information from Intergovernmental Organizations*. <http://www.inchem.org/>

MDDEP (2007). *Directive pour le projet d'agrandissement du lieu d'enfouissement technique de Lachenaie (secteur nord) sur le territoire de la Ville de Terrebonne par BFI Usine de Triage Lachenaie Ltée*. Direction des évaluations environnementales, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). 37 pages. Janvier 2007. Dossier 321-23-079.

MEF (1996). *Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques*. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. Octobre 1996. 737 pages

MSSS (2002). *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine*. Ministère de la Santé et des Services sociaux. La Direction des communications du ministère de la Santé et des Services sociaux. ISBN 2-550-39389-9, 124 p.

Nove Environnement – GENIVAR (2007). *Exploitation du secteur nord du lieu d'enfouissement technique, Ville de Terrebonne – Secteur Lachenaie. Étude d'impact sur l'environnement déposée au ministre du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Volume 1 : rapport principal*. Pagination multiple. Septembre 2007.

Odotech (2007a). *Programme de suivi de la qualité de l'air ambiant au lieu d'enfouissement sanitaire de BFI Usine de Triage Lachenaie Ltée*. Rapport préparé par Odotech inc. pour BFI Usine de Triage Lachenaie Ltée. Rapport n° 20222-2. Septembre 2007. 163 pages + annexes.

Odotech (2007b). *Étude de la dispersion atmosphérique des odeurs, des SRT, des COV_T et du CH₄ du projet d'exploitation des cellules d'enfouissement sanitaire du secteur NORD de la compagnie BFI Usine de Triage Lachenaie Ltée*. Rapport préparé par Odotech inc. pour BFI Usine de Triage Lachenaie Ltée. Rapport n° 1066_20213_2. Septembre 2007. 163 pages + annexes.

Santé Canada (2007). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - documentation à l'appui. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/doc_sup-appui/index_f.html

Seneca (2007). *Modélisation de la génération et du captage du biogaz par secteur*. Rapport présenté à BFI-Usine de Triage Lachenaie Ltée. Révision 2. 31 août 2007. 25 pages.

Solmers (2007). *Exploitation du secteur Nord du lieu d'enfouissement technique Ville de Terrebonne (Secteur Lachenaie) par BFI Usine de triage Lachenaie Ltée. Présentation du projet*. Rapport présenté à BFI environnement. Août 2007. 51 pages + annexes.

U.S. EPA (1999). *Compendium Method TO-14A. Determination of Volatile Organic Compounds (VOCs) in ambient air using specially prepared canisters with subsequent analysis by gas chromatography*. Compendium of methods for the determination of toxic organic compounds in ambient air. Second edition. Center for Environmental Research Information, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency. www.epa.gov/ttnamti1/files/ambient/airtox/to-14ar.pdf

U.S. EPA (2005). *Guidelines for Carcinogen Risk Assessment*. Washington, DC., Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency. <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=116283>

U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information System (IRIS)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/>

WHO (World Health organization) (1981). *Hydrogen sulphide*. Environmental Health Criteria 19. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc019.htm>

ANNEXE A

**CONCENTRATIONS « ADDITIONNELLES » DE COV_T ET DE SRT
DANS L'AIR AMBIANT ESTIMÉES PAR ODOTECH**

Tableau A-1. Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de COV_T maximales sur 1 heure estimées par Odotech (2007a) à partir de la concentration maximale de COV_T mesurée dans le biogaz

Récepteur	Année 2006	Année 2012	Année 2022	Année 2027	Année 2032	Année 2055
R1	6,82	5,17	5,55	3,02	2,38	0,79
R2	5,14	3,88	2,43	1,90	1,47	0,56
R3	5,47	4,13	3,40	2,05	1,60	0,57
R4	2,35	1,91	3,17	1,40	1,11	0,37
R5	9,15	6,91	4,25	3,40	2,64	0,91
R6	6,86	5,17	3,40	2,54	1,97	0,67
R7	5,25	4,04	4,60	2,46	1,94	0,65
R8	3,32	3,21	2,38	1,55	1,21	0,42
R9	5,16	4,25	4,14	2,09	1,64	0,59
R10	6,38	4,83	3,73	2,36	1,81	0,62
R11	6,95	5,27	3,67	2,30	1,79	0,64
R12	5,12	4,15	4,76	2,70	2,12	0,71
R13	6,67	5,03	3,09	2,47	1,91	0,65
R14	4,11	3,10	2,97	1,52	1,18	0,40
R15	4,81	3,79	4,59	2,59	2,04	0,68
R16	6,53	4,71	3,82	2,01	1,57	0,53
R17	2,90	2,52	2,93	1,49	1,17	0,39
R18	5,99	4,02	3,61	1,89	1,48	0,49
R19	7,90	5,98	5,85	3,20	2,52	0,84
R20	6,16	4,95	5,01	3,04	2,39	0,82

Les caractères gras indiquent les concentrations les plus élevées estimées pour chaque récepteur

Tableau A-2. Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de COV_T maximales sur 24 heures estimées par Odotech (2007a) à partir de la concentration maximale de COV_T mesurée dans le biogaz

Récepteur	Année 2006	Année 2012	Année 2022	Année 2027	Année 2032	Année 2055
R1	0,71	0,56	0,50	0,32	0,25	0,09
R2	1,45	1,13	0,72	0,57	0,45	0,15
R3	0,90	0,86	0,81	0,49	0,39	0,13
R4	0,18	0,19	0,24	0,12	0,09	0,03
R5	1,14	0,82	0,80	0,46	0,36	0,12
R6	1,27	1,06	1,07	0,54	0,42	0,14
R7	0,49	0,41	0,37	0,23	0,18	0,06
R8	0,54	0,41	0,27	0,20	0,16	0,05
R9	0,34	0,38	0,41	0,28	0,22	0,08
R10	0,55	0,46	0,38	0,24	0,19	0,07
R11	0,39	0,40	0,38	0,25	0,20	0,07
R12	0,71	0,53	0,55	0,36	0,28	0,10
R13	0,81	0,61	0,47	0,31	0,24	0,08
R14	0,42	0,37	0,35	0,21	0,16	0,06
R15	0,65	0,49	0,50	0,32	0,26	0,09
R16	1,45	1,05	0,66	0,45	0,35	0,12
R17	0,25	0,26	0,37	0,18	0,14	0,05
R18	0,59	0,49	0,51	0,26	0,20	0,07
R19	0,87	0,68	0,57	0,37	0,29	0,10
R20	0,78	0,63	0,66	0,43	0,34	0,12

Les **caractères gras** indiquent les concentrations les plus élevées estimées pour chaque récepteur

Tableau A-3. Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de COV_T annuelles estimées par Odotech (2007a) à partir de la concentration maximale de COV_T mesurée dans le biogaz

Récepteur	Année 2006	Année 2012	Année 2022	Année 2027	Année 2032	Année 2055
R1	0,046	0,041	0,035	0,023	0,018	0,007
R2	0,259	0,216	0,166	0,116	0,092	0,033
R3	0,083	0,102	0,112	0,067	0,053	0,018
R4	0,008	0,012	0,015	0,008	0,006	0,002
R5	0,168	0,173	0,177	0,099	0,079	0,028
R6	0,161	0,202	0,215	0,118	0,093	0,032
R7	0,029	0,027	0,025	0,016	0,013	0,005
R8	0,038	0,039	0,036	0,025	0,020	0,007
R9	0,027	0,028	0,023	0,016	0,013	0,005
R10	0,034	0,031	0,028	0,019	0,015	0,005
R11	0,025	0,026	0,023	0,015	0,012	0,004
R12	0,052	0,046	0,039	0,027	0,021	0,008
R13	0,104	0,089	0,071	0,049	0,039	0,014
R14	0,055	0,050	0,044	0,029	0,023	0,009
R15	0,045	0,041	0,035	0,024	0,019	0,007
R16	0,032	0,030	0,025	0,016	0,013	0,005
R17	0,013	0,020	0,030	0,015	0,012	0,004
R18	0,033	0,046	0,062	0,030	0,024	0,008
R19	0,066	0,057	0,047	0,032	0,025	0,010
R20	0,075	0,064	0,053	0,036	0,029	0,011

Les **caractères gras** indiquent les concentrations les plus élevées estimées pour chaque récepteur

Tableau A-4. Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de SRT maximales sur 1 heure estimées par Odotech (2007a) à partir de la concentration maximale de SRT mesurée dans le biogaz

Récepteur	Année 2006	Année 2012	Année 2022	Année 2027	Année 2032	Année 2055
R1	2,43	1,84	1,97	ND	ND	ND
R2	1,83	1,38	0,86	ND	ND	ND
R3	1,95	1,47	1,20	ND	ND	ND
R4	0,84	0,68	1,12	ND	ND	ND
R5	3,25	2,45	1,51	ND	ND	ND
R6	2,44	1,84	1,20	ND	ND	ND
R7	1,87	1,43	1,63	ND	ND	ND
R8	1,18	1,14	0,85	ND	ND	ND
R9	1,83	1,50	1,47	ND	ND	ND
R10	2,27	1,72	1,33	ND	ND	ND
R11	2,46	1,87	1,30	ND	ND	ND
R12	1,82	1,47	1,69	ND	ND	ND
R13	2,37	1,79	1,10	ND	ND	ND
R14	1,46	1,10	1,05	ND	ND	ND
R15	1,71	1,34	1,63	ND	ND	ND
R16	2,31	1,67	1,36	ND	ND	ND
R17	1,03	0,90	1,04	ND	ND	ND
R18	2,12	1,42	1,27	ND	ND	ND
R19	2,81	2,12	2,07	ND	ND	ND
R20	2,19	1,75	1,78	ND	ND	ND

Les **caractères gras** indiquent les concentrations les plus élevées estimées pour chaque récepteur

ND : Non disponible

Tableau A-5. Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de SRT maximales sur 24 heures estimées par Odotech (2007a) à partir de la concentration maximale de SRT mesurée dans le biogaz

Récepteur	Année 2006	Année 2012	Année 2022	Année 2027	Année 2032	Année 2055
R1	0,25	0,20	0,18	ND	ND	ND
R2	0,52	0,40	0,26	ND	ND	ND
R3	0,32	0,30	0,29	ND	ND	ND
R4	0,06	0,07	0,09	ND	ND	ND
R5	0,41	0,29	0,28	ND	ND	ND
R6	0,45	0,37	0,38	ND	ND	ND
R7	0,18	0,14	0,13	ND	ND	ND
R8	0,19	0,14	0,10	ND	ND	ND
R9	0,12	0,14	0,15	ND	ND	ND
R10	0,19	0,16	0,14	ND	ND	ND
R11	0,14	0,14	0,13	ND	ND	ND
R12	0,25	0,19	0,20	ND	ND	ND
R13	0,29	0,22	0,17	ND	ND	ND
R14	0,15	0,13	0,12	ND	ND	ND
R15	0,23	0,17	0,18	ND	ND	ND
R16	0,51	0,37	0,23	ND	ND	ND
R17	0,09	0,09	0,13	ND	ND	ND
R18	0,21	0,17	0,18	ND	ND	ND
R19	0,31	0,24	0,20	ND	ND	ND
R20	0,28	0,22	0,24	ND	ND	ND

Les **caractères gras** indiquent les concentrations les plus élevées estimées pour chaque récepteur

ND : Non disponible

ANNEXE B

CARACTÉRISATION TOXICOLOGIQUE DES SUBSTANCES D'INTÉRÊT

CARACTÉRISATION TOXICOLOGIQUE DES SUBSTANCES D'INTÉRÊT

1.	Tétrachlorure de carbone (n ° CAS : 56-23-5)	3
2.	Chloroforme (n ° CAS : 67-66-3)	6
3.	Benzène (n ° CAS : 71-43-2).....	10
4.	1,1,1-trichloroéthane (n ° CAS : 71-55-6).....	14
5.	Bromométhane (n ° CAS : 74-83-9)	17
6.	Chlorométhane (n ° CAS : 74-87-3)	20
7.	Chloroéthane (n ° CAS : 75-00-3)	22
8.	Chlorure de vinyle (n ° CAS : 75-01-4).....	24
9.	Ethyle mercaptan (n ° CAS : 75-08-1).....	28
10.	Dichlorométhane (n ° CAS : 75-09-2).....	30
11.	Disulfure de carbone (n ° CAS : 75-15-0).....	34
12.	1,1-Dichloroéthane (n ° CAS : 75-34-3)	37
13.	1,1-Dichloroéthylène (n ° CAS : 75-35-4).....	40
14.	Trichlorofluorométhane (n ° CAS : 75-69-4).....	43
15.	1,1-Dichlorodifluorométhane (n ° CAS : 75-71-8).....	45
16.	1,1,2 Trichlorotrifluoroéthane (n ° CAS : 76-13-1).....	47
17.	1,2-Dichlorotétrafluoroéthane (n ° CAS : 76-14-2)	50
18.	1,2-Dichloropropane (n ° CAS : 78-87-5)	53
19.	1,1,2-Trichloroéthane (n ° CAS : 79-00-5).....	55
20.	Trichloroéthylène (n ° CAS : 79-01-6)	57
21.	1,1,2,2-tétrachloroéthane (n ° CAS : 79-34-5).....	60
22.	Hexachlorobutadiène (n ° CAS : 87-68-3).....	63
23.	1,2-Dichlorobenzène (n ° CAS : 95-50-1).....	66
24.	1,2,4-Triméthylbenzène (n ° CAS : 95-63-6)	68
25.	Éthylbenzène (n ° CAS : 100-41-4)	70
26.	Styrène (n ° CAS : 100-42-5)	73
27.	α-Chlorotoluène (n ° CAS : 100-44-7).....	77
28.	1,4-Dichlorobenzène (n ° CAS : 106-46-7).....	79
29.	1,2-Dibromoéthane (n ° CAS : 106-93-4)	83
30.	1,2-Dichloroéthane (n ° CAS : 107-06-2)	86
31.	1,3,5 Triméthylbenzène (n ° CAS : 108-67-8)	90
32.	Toluène (n ° CAS : 108-88-3).....	92

33.	Chlorobenzène (n ° CAS : 108-90-7)	95
34.	1,2,4-Trichlorobenzène (n ° CAS : 120-82-1).....	98
35.	Tétrachloroéthylène (n ° CAS : 127-18-4).....	101
36.	Cis-1,2-dichloroéthylène (n ° CAS : 156-59-2)	105
37.	1,3-Dichlorobenzène (n ° CAS : 541-73-1).....	107
38.	1,3-Dichloropropène (n ° CAS : 542-75-6)	109
39.	Xylènes (n ° CAS : 1330-20-7)	112
40.	Sulfure d'hydrogène (n ° CAS : 7783-06-4).....	115
41.	Trans-1,2-dichloroéthylène.....	119

1. Tétrachlorure de carbone (n ° CAS : 56-23-5)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)	(mg/kg.j)	
7 x 10 ⁻⁴ (IRIS 1991) ^a	190 (ATSDR 2003)	0,05	--

Coefficients de cancérrogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	(µg/m ³) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
0,13 (IRIS 1991) ^a	1,5 x 10 ⁻⁵ (IRIS 1991) ^a	0,052	--
Classification du potentiel cancérrogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1991) : probablement cancérrogène (groupe B2) selon IARC (1999) : possiblement cancérrogène (groupe 2B) selon Santé Canada (1986) : probablement cancérrogène (groupe II)			

-- : non disponible

^a : Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère la base de données de U.S. EPA (2007)

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

La concentration de référence (1 900 µg/m³, soit 0,3 ppm) retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë est celle proposée par Cal/EPA (2000).

Cette valeur vise à éviter tout effet néfaste sévère advenant une exposition de courte durée (7 heures ou moins). Elle est basée sur une LOAEL de 300 ppm chez des rates en gestation (Schwetz et al. 1974 cités par Cal/EPA). Des rates ont été exposées à des concentrations de 0, 300 ou 1 000 ppm à raison de 7 heures/jour, durant les jours 6 à 15 de la gestation. Une diminution significative du poids corporel, de la taille et de l'ossification des fœtus a été observée à 300 ppm. Cette LOAEL a été divisée par un facteur d'incertitude de 1 000 (10 pour utilisation d'une LOAEL, 10 pour extrapolation interespèces et 10 pour la variabilité interindividuelle).

L'AIHA (2007) a établi un ERPG-1 de 20 ppm et un ERPG-2 de 100 ppm.

Par ailleurs, l'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 5 ppm et une STEL de 10 ppm (HSDB 2007).

Aucune valeur n'a été proposée par ATSDR (2003).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence retenue (7 x 10⁻⁴ mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (2007).

Cette valeur est basée sur la mise en évidence d'effets hépatotoxiques chez des rats exposés par gavage durant une période de 12 semaines (Bruckner et al. 1986 cités par U.S. EPA). Les rats ont été exposés à des doses de 1, 10 et 33 mg/kg.j à raison de 5 jours/semaine. Une NOAEL de 1 mg/kg.j et une LOAEL de 10 mg/kg.j (vacuolisation centrolobulaire modérée et augmentation significative de l'activité sorbitol déshydrogénase sérique) ont été identifiées. La NOAEL convertie pour une exposition continue (0,71 mg/kg.j) a été divisée par un facteur d'incertitude de 1 000 (10 pour extrapolation interespèces, 10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour la durée réduite de l'exposition). Le niveau de confiance accordé à cette valeur par U.S. EPA est moyen (étude bien menée, effet critique sur le principal organe cible avec relation dose-réponse; valeur supportée par quatre autres études sous-chroniques

mais absence de données sur la reproduction et le développement). *Cette valeur est actuellement en cours de révision.*

ATSDR (2003) propose une MRL_{sc} 0,02 mg/kg.j pour une exposition de durée sous-chronique. Cette valeur est basée sur les résultats de l'étude de Bruckner *et al.* (1986). La NOAEL (0,71 mg/kg.j) a été divisée par un facteur d'incertitude de 30 (3 pour extrapolation interspèces (rat plus sensible que l'humain du fait du métabolisme plus rapide du CCl_4), 10 pour variabilité interindividuelle). *Pour une exposition chronique, il conviendrait de diviser cette valeur par un facteur additionnel de 10, ce qui conduirait à une dose de référence de 2×10^{-3} mg/kg.j.*

Aucune valeur n'a été proposée par Santé Canada (2004) ni par le RIVM (Baars *et al.* 2001).

Inhalation

La concentration de référence retenue ($190 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est celle proposée par ATSDR (2003).

Cette valeur correspond à la MRL de 0,03 ppm proposée par ATSDR pour une exposition chronique. Elle est basée sur les résultats d'une étude dans laquelle des rats et des souris étaient exposés par inhalation durant 104 semaines, à raison de 6 heures/jour, 5 jours/semaine (*Japan Bioassay Research Center* 1998 cités par ATSDR). Une NOAEL de 5 ppm et une LOAEL de 25 ppm (augmentation du poids du foie, d'enzymes sériques et d'altération histopathologiques du foie) ont été identifiées. Après conversion pour une exposition continue, la NOAEL équivalente pour l'humain a été estimée à 0,9 ppm ($5,7 \text{ mg}/\text{m}^3$). Un facteur d'incertitude de 30 (3 pour extrapolation interspèces (rat plus sensible que l'humain du fait du métabolisme plus rapide du CCl_4) et 10 pour variabilité interindividuelle) a été appliqué.

Cal/EPA (2005a) propose une concentration de référence ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) basée sur la mise en évidence d'effets hépatotoxiques chez des cochons d'Inde. Les animaux (9/sexe/groupe) étaient exposés par inhalation durant 29 semaines à raison de 7 heures/jour, 5 jours/semaine à des concentrations de 0, 5, 10, 25, 50, 100, 200 ou 400 ppm (Adams *et al.* 1952 cités par Cal/EPA). Une LOAEL de 5 ppm (augmentation du poids du foie et infiltration de graisse dans le foie) a été identifiée, ce qui correspond à 1 ppm pour une exposition continue. La concentration équivalente pour l'humain a été estimée à 1,7 ppm ($11 \text{ mg}/\text{m}^3$) (gaz avec effets systémiques, ratio de coefficients de partage sang:air_{animal/humain}(RGDR) =1,7). Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (3 pour extrapolation interspèces, 10 pour variabilité interindividuelle, 3 pour l'utilisation d'une LOAEL (effet modéré, seulement dans une espèce et un sexe) et 3 pour la durée réduite de l'exposition (10% de la durée de vie)). *Cette valeur n'a pas été retenue car elle est basée sur une LOAEL issue d'une étude sous-chronique (niveau d'incertitude plus élevé que la valeur proposée par ATSDR). En outre, la LOAEL est supérieure à la NOAEL retenue par ATSDR.*

Aucune valeur n'a été proposée par Santé Canada (2004) ou le RIVM (Baars *et al.* 2001).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉICITÉ

Le tétrachlorure de carbone est considéré comme un cancérigène probable pour l'humain par U.S. EPA (2007) et Santé Canada (1986) et comme un cancérigène possible par IARC (1999).

Voie orale

Le coefficient de cancérigénicité retenu ($0,13 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$) est celui proposé par U.S. EPA (2007).

Cette valeur est basée sur les résultats obtenus chez des hamsters, des souris (deux lignées) et des rats (Della Porta *et al.* 1961, Edwards *et al.* 1942, NCI 1976a,b et 1977 cités par U.S. EPA). Une augmentation de l'incidence de carcinome hépatocellulaire et d'hépatome a été mise en évidence dans toutes les espèces chez les deux sexes. Pour chaque étude, des coefficients de cancérigénicité ont été estimés en utilisant la procédure multiétapes linéarisée. La valeur retenue correspond à leur moyenne géométrique.

Le coefficient de cancérigénicité ($0,049 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$) recommandé par Santé Canada (2004) est basé sur le taux d'incidence de nodules néoplasiques hépatiques et d'hépatomes chez le rat mâle mis en évidence dans l'étude de NCI (1976 cités par Santé Canada 1986).

Inhalation

Le risque unitaire retenu ($1,5 \times 10^{-5} \text{ (}\mu\text{g}/\text{m}^3\text{)}^{-1}$) est celui proposé par U.S. EPA (2007).

Cette valeur correspond à la moyenne géométrique des risques unitaires calculés à partir des coefficients de cancérogénicité identifiés dans les quatre études citées ci-dessus (voie orale), en utilisant un taux d'absorption par inhalation chez l'humain de 40% et un taux d'inhalation de 20 m³/jour.

Le risque unitaire ($4,2 \times 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$) proposé par Cal/EPA (2005b) est également basée sur les coefficients de cancérogénicité par voie orale déterminés par U.S. EPA, mais i) un taux d'absorption par inhalation chez l'humain de 50% a été utilisé, ii) une série de données sur le rat n'a pas été retenue (études de NCI sur le rat, effet non significatif après ajustement pour la mortalité) et iii) un taux d'inhalation de 18 m³/jour et un poids corporel de 60 kg ont été utilisés. Le risque unitaire retenu $4,2 \times 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ est celui obtenu pour la souris (étude de Edwards) et se situe entre les valeurs obtenues à partir des deux autres études ($9,9 \times 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ pour la souris, étude de NCI, et $1,5 \times 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ pour le hamster, étude de Della Porta).

Aucune valeur n'a été proposée par Santé Canada (2004).

RÉFÉRENCES

- AIHA (2007). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erplevels.pdf
- ATSDR (2003). *Toxicological Profile for Carbon tetrachloride*. Draft for Public Comments, September 2003. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp30.html>.
- Baars *et al.* (2001). *(Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report N°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment)*. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/91203.pdf ; http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/79016.pdf
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. pp. 662. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Air Toxicology and Epidemiology Section. May 2005. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf
- HSDB (2007). *Carbon tetrachloride*. Hazardous Substances Data Bank. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC (1999). *Carbon tetrachloride*. IARC Monographs Vol. 71. International Agency for Research on Cancer (IARC). <http://www-cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol71/011-carbontetrac.html>
- Santé Canada (1986). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Le tétrachlorure de carbone*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/doc_sup-appui/carbon-carbone/index_f.html#Classification
- U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information system (IRIS). Carbon tetrachloride (dernière mise à jour : 1991¹)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0020.htm>

¹ Substance actuellement en cours de révision

2. Chloroforme (n ° CAS : 67-66-3)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,01 (IRIS 2001) ^a	100 (ATSDR 1997)	0,028	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
Non applicable (IRIS 2007) ^b	$2,3 \times 10^{-5}$ (IRIS 2001) ^{a,c}	0,082	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 2001) ^a : probablement cancérogène (groupe B2) selon IARC (1987) : possiblement cancérogène (groupe 2B) selon Santé Canada (2006) : possiblement cancérogène (groupe IIIC)			

-- : non disponible

^a : Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère la base de données de U.S. EPA (2007)

^b : Substance cancérogène avec seuil. La dose indiquée doit être comparée avec la dose d'exposition calculée correspondant à l'ingestion, l'inhalation et le contact cutané (U.S. EPA 2007)

^c : Valeur provisoire (en cours de révision par U.S. EPA)

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION AIGUË

La concentration de référence ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$, soit 0,03 ppm) retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë est celle proposée par Cal/EPA (2000).

Cette valeur vise à éviter tout effet néfaste sévère advenant une exposition de courte durée (7 heures). Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude de toxicité sur le développement réalisée sur des rats (Schwetz et al. 1974 cités par Cal/EPA). Des rates avaient été exposées au chloroforme (30 ppm, soit $150 \text{ mg}/\text{m}^3$) à raison de 7 heures/jour durant les jours de gestation 6 à 15. Des effets avaient été observés chez les mères et les fœtus (réduction de la longueur vertex-coccyx, augmentation de l'incidence de côtes malformées et de défauts d'ossification du squelette). Une LOAEL de 30 ppm a donc été retenue. Un facteur d'incertitude de 1 000 (10 pour extrapolation interspèces, 10 pour variabilité interindividuelle, et 10 pour utilisation d'une LOAEL) a été appliqué. Cal/EPA indique par ailleurs qu'aucun effet tératogène n'avait été observé dans une autre étude, où des rates en gestation (jours 7-14) avaient été exposées à $20\,000 \text{ mg}/\text{m}^3$ (Dilley et al. 1977 cités par Cal /EPA).

ATSDR (1997) propose une concentration limite de $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,1 ppm) pour protéger des effets par inhalation pour une durée d'exposition courte. Cette valeur est basée sur une NOAEL de 3 ppm obtenue chez des rats et des souris exposés par inhalation à raison de 6 heures par jour durant 7 jours. Un facteur d'incertitude de 30 a été appliqué (3 pour extrapolation interspèces et 10 pour variabilité interindividuelle).

Par ailleurs, l'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 10 ppm et recommande que les travailleurs ne soient jamais exposés à plus de 50 ppm durant 30 minutes ou moins (HSDB 2007).

L'AIHA (2007) a établi un ERPG-2 de 50 ppm. La dérivation d'un ERPG-1 a été jugée inadéquate par AIHA.

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence retenue (0,01 mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (2007) et ATSDR (1997).

Cette valeur est basée sur la mise en évidence d'effets hépatotoxiques chez le chien (Heywood *et al.* 1979 cités par U.S. EPA). Les animaux (8/sexe/groupe) ont été exposés au chloroforme (0, 15 ou 30 mg/kg.j) par ingestion de capsules de dentifrice à raison de 6 jours/semaine durant 7,5 années. Une LOAEL de 15 mg/kg.j a été identifiée (kystes lipidiques dans le foie, augmentation de la SGPT sérique).

ATSDR (1997) a dérivé une dose de référence à partir de cette LOAEL convertie pour une exposition continue (12,9 mg/kg.j) en appliquant un facteur d'incertitude de 1 000 (10 pour extrapolation interspèces, 10 pour variabilité interindividuelle, 10 pour utilisation d'une LOAEL). ATSDR précise qu'une NOAEL de 2,4 mg/kg.j (pas d'augmentation des enzymes sériques) avait été obtenue chez l'humain exposés via du dentifrice durant 1-5 ans.

U.S. EPA (2007) a préféré retenir l'approche Benchmark pour dériver la dose de référence. Une BMDL₁₀ de 1,2 mg/kg.j (convertie à 1,0 mg/kg.j) a été obtenue et divisée par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour extrapolation interspèces, 10 pour variabilité interindividuelle). La valeur obtenue est toutefois identique à celle dérivée à partir de la LOAEL. Le niveau de confiance accordé à cette valeur par U.S. EPA est moyen (base de données exhaustive pour les effets autres que le cancer, données adéquates pour établir des relations dose-réponse, mais données limitées chez l'humain et extrapolation animal-humain requise).

Santé Canada (2006) a dérivé une dose de référence de 0,0062 mg/kg.j à partir de la même LOAEL que celle utilisée par ATSDR (soit LOAEL convertie pour une exposition continue : 13 mg/kg.j), et en appliquant un facteur d'incertitude de 2 100 (10 pour extrapolation interspèces, 10 pour variabilité interindividuelle, 7 pour la durée de l'exposition inférieure à la durée de vie et 3 pour utilisation d'une LOAEL). Le facteur réduit (7) relatif à la durée de l'exposition a été utilisé car Santé Canada considère que 7,5 années est une période raisonnablement longue pour la vie d'un chien. Le facteur réduit (3) pour la LOAEL est justifié par la nature subtile de l'effet (kystes graisseux dans le foie) et par le fait que, à des doses beaucoup plus élevées (329 mg/kg.j via eau potable) chez un animal *a priori* plus sensible (souris), aucun effet n'avait été observé sur le foie.

L'OMS (IPCS 2004) propose une valeur de 0,015 mg/kg.j basée sur le fait que des personnes consommant durant toute leur vie de l'eau potable contenant 12 mg/L de chloroforme s'exposeraient à une augmentation de 5% de l'incidence de kystes lipidiques dans le foie (ce qui correspond au concept d'une BMDL₀₅). Cette valeur a été déterminée par la modélisation PBPK des données obtenues chez le chien après exposition chronique (Heywood *et al.* 1979 cités par IPCS). La dose a été obtenue pour une consommation de 2 L/jour, un poids corporel de 64 kg et en appliquant un facteur d'incertitude de 25 (2,5 pour extrapolation interspèces et 10 pour variabilité interindividuelle). Les mêmes données ont été retenues par Santé (2004).

La valeur retenue par le RIVM (0,03 mg/kg.j) est celle proposée par l'OMS (WHO 1998 cité par Baars *et al.* 2001). Cette valeur est basée sur une LOAEL de 30 mg/kg.j (effets hépatotoxiques chez la souris exposée via l'eau potable, Jorgenson *et al.* 1982 cités par Baars) divisée par un facteur d'incertitude de 1 000.

Inhalation

La concentration de référence retenue (100 µg/m³) est celle proposée par ATSDR (1997) pour une exposition chronique. Cette valeur a également été retenue par le RIVM (Baars *et al.* 2001).

Cette valeur est basée sur la mise en évidence d'effets hépatotoxiques chez des travailleurs (n = 68) exposés durant 1 à 4 ans à des concentrations de chloroforme comprises entre 0,01 et 1 µg/m³ (soit 2 et 205 ppm) (Bomski *et al.* 1967 cités par ATSDR). Une LOAEL de 2 ppm (hépatomégalie) a été identifiée. Un facteur d'incertitude de 100 (10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour utilisation d'une LOAEL) a été appliqué.

Cal/EPA (2005a) propose une concentration de référence (300 µg/m³) basée sur la mise en évidence d'effets hépatotoxiques et néphrotoxiques chez des rats (Torkelson *et al.* 1976 cités par Cal/EPA). Des rats (12/sexe/groupe) ont été exposés au chloroforme par inhalation (0, 25, 50 ou 85 ppm) durant 6 mois à raison de 7 heures/jour, 5 jours/semaine. Une LOAEL de 25 ppm (effets histopathologies dégénératifs au niveau du foie et dégénérescence albumineuse du rein) a été identifiée, ce qui correspond à 5,3 ppm pour une exposition continue. La concentration équivalente pour l'humain a été estimée à 15,9 ppm (78 mg/m³) (gaz avec effets systémiques, ratio de coefficients de partage sang:air_{animal/humain} (RGDR) = 3). Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (3 pour extrapolation interspèces, 10 pour variabilité interindividuelle, 10 pour l'utilisation d'une LOAEL).

L'OMS (IPCS 2004) propose une concentration de référence de 140 µg/m³. Cette valeur est basée sur le fait que des personnes exposées durant toute leur vie à de l'air contenant 3 400 µg/m³ de chloroforme s'exposeraient à une augmentation de 5% de l'incidence de kystes lipidiques dans le foie (ce qui correspond au concept d'une BMDL₀₅). Ces données sont issues de la modélisation PBPK des données obtenues chez le chien après exposition chronique.

par voie orale (Heywood *et al.* 1979 cités par IPCS). Un facteur d'incertitude de 25 a été appliqué. Les mêmes données ont été retenues par Santé (2004).

Aucune valeur n'a été proposée par U.S. EPA (2007) ni par Santé Canada (2006).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le chloroforme est considéré comme un cancérigène probable pour l'humain par U.S. EPA (selon les lignes directrices de 1986). Selon les lignes directrices les plus récentes, le chloroforme est considéré par U.S. EPA (2007) comme « vraisemblablement cancérigène »² par toute voie d'exposition à forte dose, lorsque les conditions d'exposition peuvent conduire à de la cytotoxicité et de l'hyperplasie régénérative dans des tissus susceptibles. Toutefois, à des doses moindres, il serait vraisemblablement non cancérigène³ par toute voie à faible dose. Santé Canada (2006) en est arrivé à la même conclusion et a classé le chloroforme dans le groupe IIIC (substance possiblement cancérigène pour les humains compte tenu de preuves limitées chez les animaux de laboratoire mais de données insuffisantes chez l'humain). Par ailleurs, le chloroforme est considéré comme un cancérigène possible par IARC (1987). IPCS (2004) considère, comme U.S. EPA et Santé Canada, que le chloroforme est une substance cancérigène avec seuil.

Voie orale

Aucun coefficient de cancérigénicité n'a été retenu pour le chloroforme. En effet, selon l'évaluation de U.S. EPA (2007), le respect de la dose de référence par voie orale (0,01 mg/kg.j) permet de s'assurer de l'absence d'effets cancérigènes du chloroforme. L'utilisation d'une approche d'extrapolation forte-faible dose non linéaire est adéquate pour le chloroforme (effet à seuil). Sur la base de l'incidence de tumeurs du rein rapportée dans l'étude de Jorgenson *et al.* (1985), une LED₁₀ de 23 mg/kg.j a été calculée. Cette valeur est 2 000 fois plus élevée que la dose de référence (0,01 mg/kg.j). La marge d'exposition (2 000) est donc suffisamment élevée pour que la dose de référence soit considérée protectrice en regard du risque de cancer pour la population. De plus, comme la dose de référence est basée sur la formation de kystes lipidiques (accumulation de graisses) dans le foie et de l'augmentation de la SGPT, et que ces phénomènes sont considérés comme des effets précoces de l'altération des fonctions hépatiques, leur prévention assure de l'absence de cytotoxicité et d'hyperplasie régénérative, donc du cancer.

Pour information, Santé Canada (2004) propose une DT₀₅ de 2 363 mg/L dans l'eau potable relative à l'incidence de tumeurs rénales. Cette valeur a été déterminée par modélisation PBPK des données obtenues chez le rat après exposition via l'eau potable (Jorgenson *et al.* 1985 cité par Santé Canada). Pour une consommation de 1,5 L/jour et un poids corporel de 70 kg, cette valeur correspond à un coefficient de cancérigénicité de 1×10^{-3} (mg/kg.j)⁻¹.

Inhalation

Le risque unitaire retenu ($2,3 \times 10^{-5}$ (µg/m³)⁻¹) est celui proposé par U.S. EPA (2007). Il convient toutefois de préciser que cette valeur est considérée comme provisoire car elle n'a pas été réévaluée par U.S. EPA en fonction des nouvelles lignes directrices relatives à l'évaluation des risques de cancer.

Cette valeur est basée sur la mise en évidence de carcinome hépatocellulaire chez la souris exposée par gavage au chloroforme (NCI 1976 cité par U.S. EPA). Cette valeur a été dérivée pour l'humain à partir de la moyenne géométrique des coefficients de cancérigénicité calculés chez les mâles et les femelles, en considérant une absorption de 100% par voie orale et par inhalation.

Cal/EPA (2005b) propose un risque unitaire de $5,3 \times 10^{-6}$ (µg/m³)⁻¹ basé sur les résultats de trois études menées par voie orale chez des souris et des rats (NCI 1976, Roe *et al.* 1979 et Jorgenson *et al.* 1985 cités par Cal/EPA) mettant en évidence une augmentation de l'incidence de tumeurs hépatiques ou rénales. Les coefficients de cancérigénicité estimés par extrapolation linéaire (procédure multiétapes linéarisée) et convertis pour l'humain.

Santé Canada (2004) propose une CT₀₅ de 74 mg/m³ relative à l'incidence de tumeurs rénales. Cette valeur a été déterminée par modélisation PBPK des données obtenues chez le rat après exposition via l'eau potable (Jorgenson *et al.* 1985 cité par Santé Canada). Pour un taux d'inhalation de 20 m³/jour et un poids corporel de 70 kg, cette valeur correspond à un risque unitaire de $6,8 \times 10^{-7}$ (µg/m³)⁻¹.

² Traduction libre de « *likely to be carcinogenic* »

³ Traduction libre de « *not likely to be carcinogenic* »

RÉFÉRENCES

- AIHA (2007). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erglevels.pdf
- ATSDR (1997). *Toxicological Profile for Chloroform*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp6.html>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report N°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELs.html
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/91203.pdf ; http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/79016.pdf
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. pp. 662. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA). May 2005. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf
- HSDB (2007). *Chloroform*. Hazardous Substances Data Bank. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC (1987). *Chloroform*. IARC monographs Supplément 7. <http://www.cie.iarc.fr/htdocs/monographs/suppl7/chloroform.html>
- IPCS (2004). *Chloroform*. Concise International Chemical Assessment Document 58. <http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad58.htm>
- Santé Canada (2001). *Liste des substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation pour Chloroforme*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/psl2-lsp2/chloroform/index_f.html
- Santé Canada (2004). *Valeurs guides fondées sur des critères sanitaires pour les substances figurant sur la deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire*. pp. 32. Ottawa. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/existsub/value-valeur/index_f.html
- Santé Canada (2006). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique - Les trihalométhanes*. Bureau de la qualité de l'eau et de la santé, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs Santé Canada, Ottawa. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/doc_sup-appui/trihalomethanes/index_f.html
- U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information system (IRIS). Chloroform (dernière mise à jour : 2001⁴)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0025.htm>

⁴ Substance actuellement en cours de révision (cancer par inhalation)

3. Benzène (n ° CAS : 71-43-2)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg/j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg/j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg/j)	
4×10^{-3} (IRIS 2003) ^a	30 (IRIS 2003) ^a	8×10^{-3}	--

Coefficients de cancérrogénicité			
Voie orale (mg/kg/j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg/j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg/j) ⁻¹	
0,042 ^b	6×10^{-6} (OMS 2000) ^a	0,021	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 2000) ^a : cancérogène (groupe A) selon IARC (1998) : cancérogène (groupe 1) selon Gouvernement du Canada (1993) : cancérogène (groupe I)			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA (2005)

^b Valeur dérivée du coefficient par inhalation

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

La concentration de référence ($1\,300 \mu\text{g}/\text{m}^3$, soit 0,4 ppm) retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë est celle proposée par Cal/EPA (2000).

Cette valeur vise à éviter tout effet néfaste sévère (autre que le cancer) advenant une exposition de courte durée (6 heures). Elle est basée sur les résultats d'une étude de toxicité sur la reproduction réalisée sur des rats exposés à raison de 6 heures/jour durant 5 jours consécutifs (Coate et al. 1984 cités par Cal/EPA). Des rates avaient été exposées au benzène (0, 1, 10, 40 ou 100 ppm) durant les jours de gestation 6 à 15. Une NOAEL de 40 ppm avait été obtenue (diminution du poids des fœtus dans le groupe 100 ppm). Aucun effet tératogène, fœtotoxique ni aucune toxicité chez maternelle n'avaient été mises en évidence à 40 ppm ou moins. Un facteur d'incertitude de 100 (10 pour extrapolation interespèces et 10 pour variabilité interindividuelle) a été appliqué. Les effets moyennement sévères à court terme liés au benzène (dépression de la réponse immunitaire et effets hématopoïétiques) ont été mis en évidence uniquement lors d'exposition répétées durant au moins cinq (5) jours. Cal/EPA (2000) n'a donc recommandé aucune valeur pour une exposition de très courte durée (1 heure) liée à de tels effets.

ATSDR (2005) propose une concentration limite de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,009 ppm) pour protéger des effets par inhalation pour une durée d'exposition plus longue, pouvant atteindre 14 jours consécutifs. Cette valeur est basée sur une LOAEL de 10 ppm associée à la survenue d'effets peu sévères sur le système immunitaire de souris exposées durant 6 jours consécutifs (0, 10, 31, 100 et 301 ppm), à raison de 6 heures/jour (Rozen et al. 1984 cités par ATSDR). Cette concentration a été ajustée pour une période d'exposition continue (LOAEL_{continue} = 3 ppm). Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (3 pour extrapolation interespèces basée sur une conversion dosimétrique, 10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour utilisation d'une LOAEL).

Par ailleurs, l'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 10 ppm et recommande que les travailleurs ne soient jamais exposés à plus de 50 ppm durant 30 minutes ou moins (HSDB 2007).

L'AIHA (2007) a établi un ERPG-1 de 50 ppm et un ERPG-2 de 150 ppm.

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence retenue pour le benzène (4×10^{-3} mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (2005).

Cette valeur est dérivée de la concentration repère de $8,2 \text{ mg/m}^3$ servant de base à la dérivation de la concentration de référence (voir ci-dessous). Cette concentration correspond à une dose par ingestion de $1,2 \text{ mg/kg.j}^5$. Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (même justification que pour la concentration de référence). Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette valeur est moyen.

Aucune dose de référence par ingestion n'a été proposée par les autres organismes (ATSDR, OMS, RIVM, Santé Canada).

Inhalation

La concentration de référence retenue ($30 \text{ } \mu\text{g/m}^3$, soit une dose par inhalation de $8 \times 10^{-3} \text{ mg/kg.j}$) est celle proposée par U.S. EPA (2005) pour une exposition chronique.

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude épidémiologique réalisée sur 44 travailleurs exposés par inhalation durant 6,3 années (moyenne) à une concentration moyenne de benzène de 99 mg/m^3 (Rothman *et al.* 1996). Les travailleurs ont été répartis en deux groupes : un groupe exposé à moins de 99 mg/m^3 ($n=22$, exposition moyenne : $43,4 \text{ mg/m}^3$) et un groupe exposé à plus de 99 mg/m^3 ($n=22$, exposition moyenne : 293 mg/m^3). Tous les paramètres sanguins évalués (nombre d'hématies, de leucocytes, de lymphocytes, de plaquettes, hématoците et volume corpusculaire moyen (MCV)) ont été diminués (sauf MCV : augmenté) chez les travailleurs fortement exposés. Dans le groupe faiblement exposé, seul le nombre de lymphocytes a été significativement diminué. Une BMCL (effet sur le décompte des lymphocytes correspondant à un écart-type de la moyenne des témoins) de 23 mg/m^3 a été estimée selon un modèle linéaire ($\text{BMC}=43,7 \text{ mg/m}^3$). La BMCL équivalente pour une exposition continue dans la population générale ($8,2 \text{ mg/m}^3$) a été divisée par un facteur d'incertitude de 300 (3 pour l'utilisation d'une BMCL, 10 pour la variabilité interindividuelle, 3 pour l'utilisation de données issues d'une exposition sous-chronique (<7 ans) et 3 pour le manque de données concernant la reproduction et le développement). Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette valeur est moyen.

Cal/EPA (2005a) propose une valeur de $60 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ établie à partir d'une étude épidémiologique portant sur cohorte de 303 travailleurs d'une raffinerie exposés au benzène durant 1 à 21 ans, de 1952 à 1978 (Tsai *et al.* 1983). Les doses d'expositions au benzène ont été déterminées par des analyseurs individuels. Aucun effet n'a été noté sur les paramètres sanguins pour une concentration moyenne dans l'air ambiant de $1,7 \text{ mg/m}^3$, laquelle correspond donc à une NOAEL. Bien que la durée d'exposition moyenne ne soit que de 7,4 ans, l'exposition a été considérée comme chronique car 32% des travailleurs étaient exposés depuis plus de 10 ans. L'exposition moyenne des travailleurs ajustée de manière continue ($\times 5/7 \times 10/20$) a été estimée à $0,61 \text{ mg/m}^3$. Un facteur d'incertitude de 10 a été appliqué pour la variabilité interindividuelle.

ATSDR (2005) propose un MRL de $10 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ (0,003 ppm) pour une exposition de durée chronique. Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude épidémiologique menée chez des travailleurs exposés à des vapeurs de benzène durant $6,1 \pm 2,9$ ans à des concentrations moyennes de 0,04 (contrôle), 0,57, 2,85 ou 28,73 ppm (Lan *et al.* 2004a cités par ATSDR). Toutes les concentrations conduisaient à une diminution significative des paramètres sanguins (globules rouges et blancs, plaquettes). Une $\text{BMCL}_{0,25\text{sd}}^6$ de 0,10 ppm ($0,32 \text{ mg/m}^3$) a été estimée sur la base de la diminution du nombre de lymphocytes B ($\text{BMC}_{0,25\text{sd}} = 0,42 \text{ ppm}$, inférieure à la plus faible dose testée de 0,57 ppm). La BMCL ajustée pour une exposition continue (0,03 ppm ou $96 \text{ } \mu\text{g/m}^3$) a été divisée par un facteur d'incertitude de 10 (variabilité interindividuelle).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le benzène est classé comme cancérigène pour l'humain par U.S. EPA, IARC et Santé Canada). Chez l'humain, le benzène induit une augmentation de l'incidence de leucémie. Chez les rongeurs, des tumeurs sont induites à différents sites (foie, glandes mammaires, cavité nasale, lymphomes, leucémies...).

Voie orale

Tous les coefficients de cancérogénéicité proposés pour la voie orale sont des extrapolations à partir des risques unitaires (inhalation).

⁵ Extrapolation basée sur un taux d'absorption par ingestion de 100%, un taux d'absorption par inhalation de 50%, un poids corporel de 70 kg et un taux d'inhalation de $20 \text{ m}^3/\text{j}$

⁶ Correspondant à une diminution du nombre de lymphocytes égale à 0,25 fois l'écart type du groupe témoin

Afin d'être cohérents, le coefficient de cancérrogénicité par voie orale retenu ($0,042 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$) a été dérivé du risque unitaire retenu (soit $6 \times 10^{-6} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$) en suivant la procédure d'extrapolation utilisée par U.S. EPA (soit un taux d'absorption par ingestion de 100%, un taux d'absorption par inhalation de 50%, un poids corporel de 70 kg et un taux d'inhalation de $20 \text{ m}^3/\text{j}$). Le coefficient de cancérrogénicité retenu se situe donc dans l'intervalle des valeurs proposées par IRIS (2000), soit $0,015$ à $0,055 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$, lesquelles sont issues des risques unitaires établis par IRIS à partir de données épidémiologiques par inhalation.

Le RIVM (Baars *et al.* 2001) propose un coefficient de cancérrogénicité de $0,03 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$ dérivé du risque unitaire de $5 \times 10^{-6} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$. Par analogie avec l'exposition par inhalation, le RIVM considère que cette valeur protège également la population contre les effets non cancérogènes du benzène. Selon le RIVM, la fiabilité de cette valeur provisoire est moyenne, en raison de l'extrapolation voie-à-voie.

Cal/EPA (2005b) propose un coefficient de cancérrogénicité de $0,1 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$ dérivé du risque unitaire de $2,9 \times 10^{-5} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$ (aucun détail fourni pour l'extrapolation inhalation-ingestion).

Santé Canada (2004) propose un coefficient de cancérrogénicité de $0,014 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$. Cette valeur serait dérivée du risque unitaire de $3,3 \times 10^{-3} \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$ à partir d'un poids corporel de 70,7 kg et d'un taux d'inhalation de $16 \text{ m}^3/\text{jour}$.

Inhalation

Le risque unitaire retenu pour le benzène ($6 \times 10^{-6} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$) est celui proposé par l'OMS (2000). Cette valeur, comprise dans l'intervalle de valeurs proposées par U.S. EPA (2005), du même ordre de grandeur que celle proposée par Santé Canada et le RIVM, a aussi été retenue par le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France dans le cadre de la directive relative à la pollution de l'air ambiant (CSHPF 1997).

Brièvement, l'OMS (WHO 2000) propose un risque unitaire de $6 \times 10^{-6} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$ basé sur les données épidémiologiques de Rinsky *et al.* (1987) relatives à la survenue de leucémies chez des travailleurs du Pliofilm exposés par inhalation à des vapeurs de benzène. Les doses d'exposition utilisées sont celles estimées par Crump & Allen (1984) et par Paustenbach *et al.* (1992). Le risque unitaire retenu correspond à la moyenne géométrique des risques unitaires estimés par Crump (1994) selon un modèle de risques multiplicatifs, une exposition cumulative et une extrapolation linéaire.

U.S. EPA (2005) propose un intervalle de valeurs de $2,2 \times 10^{-6}$ à $7,8 \times 10^{-6} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$. Ces risques unitaires sont basés sur les données épidémiologiques de Rinsky *et al.* (1981 et 1987). Cette cohorte a été retenue car elle fournirait les meilleures données (large intervalle de niveau d'exposition et moins d'interférences dues à une co-exposition à d'autres substances que dans les autres études). IRIS propose un intervalle plutôt qu'une valeur unique afin de refléter l'incertitude des estimés, lesquels sont basés sur l'analyse de Crump (1992, 1994) des données d'exposition estimées par Crump & Allen (1984) et par Paustenbach (1992, 1993). Une extrapolation linéaire a été retenue car les données disponibles sont insuffisantes pour justifier une extrapolation sous-linéaire.

Santé Canada (2004) propose une $CT_{0,05}$ de 15 mg/m^3 , soit un risque unitaire de $3,3 \times 10^{-6} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$. Cette valeur a été établie à partir d'une étude épidémiologique réalisée sur la cohorte de 1 165 travailleurs du Pliofilm (Rinsky *et al.* 1987 cités par Gouvernement du Canada 1993). Une augmentation significative (par rapport aux taux nationaux) des décès dus à tous les types de néoplasmes lymphatiques et hématopoïétiques (rapport observé/attendu = 15:6,6) ainsi que des décès dus à la leucémie (rapport observé/attendu = 9:2,66) a été observée. L'augmentation de l'incidence de cancer a été reliée à l'exposition au benzène, seul solvant hématotoxique présent sur le lieu de travail. Pour le calcul de la $CT_{0,05}$, Santé Canada s'est basé sur l'estimation de l'exposition des travailleurs de Crump & Allen (1984).

Le RIVM (Baars *et al.* 2001) propose une concentration de $20 \mu\text{g/m}^3$ pour un risque cancérogène de 10^{-4} , soit un risque unitaire de $5 \times 10^{-6} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$. Cette valeur correspond à la limite inférieure de l'estimation du risque cancérogène (20 à $36 \mu\text{g/m}^3$ pour un risque de $1:10^4$) issue du groupe de travail de l'Union Européenne (UE, 1999). Cette valeur est dérivée par extrapolation linéaire à partir des données de Rinsky *et al.* (1987), relatives à l'incidence de leucémies. Selon le RIVM, la fiabilité de cette valeur est élevée.

Le risque unitaire de $2,9 \times 10^{-5} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$ proposé par Cal/EPA (2005b) a également été établie à partir de données épidémiologiques de la cohorte de Rinsky (1981, 1985), mais les données les plus récentes (1987) n'ont pas été considérées. Ce risque unitaire est compris dans l'intervalle de valeurs basées sur d'autres données humaines ou obtenues chez l'animal.

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2005). *Toxicological Profile for Benzene. Draft for Public Comment*. September 2005. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp3.pdf>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment) <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html
http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/71432.pdf
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf
- CSHPF (conseil supérieur d'hygiène publique de France) (1997). *Projet de directive concernant la pollution de l'air ambiant par le benzène*.
- Gouvernement du Canada, Environnement Canada et Santé Canada (1993). *Loi canadienne pour la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaire, rapport d'évaluation: benzène*. <http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/dse/pdf/benzene.pdf>
- Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index_f.html
- U.S. EPA (2007a). *Acute Exposure Guideline Levels (AEGs). Benzene (interim)*. Dernière mise à jour 12/12/06. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/opptintr/aegl/>
- U.S. EPA (2007b). *Integrated Risk Information System (IRIS). Benzene (dernière révision :2003)*. <http://www.epa.gov/iris/subst/0276.htm>
- WHO (World Health organization) (2000). *Air Quality Guidelines for Europe, Second Edition. Part II. Evaluation of risk to human health, Chap. 5.2 Benzene*. WHO regional publications, European series, N° 91

4. 1,1,1-trichloroéthane (n ° CAS : 71-55-6)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
2,0 (IRIS 2007) ^a	5 000 (IRIS 2007) ^a	1,4	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 2007) ^b : information inadéquate Selon IARC (1999) : non classable (groupe 3)			

-- : non disponible

^a : Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA (2007).

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

La concentration de référence ($9\,000\ \mu\text{g}/\text{m}^3$) retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë est celle proposée par U.S. EPA (2007).

Cette valeur est basée sur une LOAEL de 175 ppm ($950\ \text{mg}/\text{m}^3$) obtenue chez l'humain et relative à des effets sur le système nerveux central (Mackay et al. 1987 cités par U.S. EPA). Des adultes volontaires (12/dose) avaient été exposés par inhalation à des concentrations de 0, 175 ou 350 ppm (0, 950 ou $1\,900\ \text{mg}/\text{m}^3$), durant 3,5 heures. Des tests de comportement (portant sur la vue et la performance relative à la vigilance auditive et à des tâches psychomotrices) ont été réalisés avant l'exposition puis 20, 60, 120 et 180 minutes après entrée dans la chambre d'exposition. Les tests portaient sur trois tâches psychomotrices et deux tâches cognitives. Les volontaires ont également rempli une liste aide-mémoire d'éveil au stress. Les trois (3) tests de performance psychomotrice ont montré une diminution de performance à 175 ppm et à 350 ppm, et ce à partir de 20 minutes d'exposition. Les performances pour des tâches cognitives n'ont pas été affectées, et les sujets n'ont pas noté de changement de leur propre humeur. Aucun sujet ne s'est plaint de maux de tête, d'inconfort ni de nausée. Une LOAEL de $950\ \text{mg}/\text{m}^3$ a donc été retenue. Elle a été divisée par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour l'utilisation d'une LOAEL et 10 pour la variabilité interindividuelle).

ATSDR (2004) propose une concentration limite de $10\,900\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2 ppm) pour protéger des effets par inhalation pour une durée d'exposition courte (jusqu'à 14 jours consécutifs). Cette valeur est basée sur la LOAEL (175 ppm) obtenue chez l'humain dans l'étude de Mackay et al. 1987 (voir la description de l'étude ci-dessus). La concentration n'a pas été convertie pour une exposition continue car la concentration dans le sang atteint un équilibre après environ deux heures d'exposition. La LOAEL a été divisée par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour l'utilisation d'une LOAEL et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Cal/EPA (2000) propose une valeur de $68\,000\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ qui vise à éviter tout effet néfaste advenant une exposition de courte durée (1 heure ou moins). Elle est basée sur une NOAEL de 250 ppm obtenue chez douze (12) adultes volontaires (Gamberale et Hultengren 1973 cités par Cal/EPA). Les volontaires avaient été exposés successivement à des concentrations de 250, 350, 450 et 550 ppm, à raison de 30 minutes pour chaque concentration. Des tests visant à mesurer la dextérité manuelle, la vitesse de perception et le temps de réaction ont été réalisés pour chaque concentration. Aucun effet néfaste n'a été mis en évidence durant l'exposition à 250 ppm ($1\,400\ \text{mg}/\text{m}^3$). Une réduction significative de la performance aux différents tests a été observée durant l'exposition subséquente (350 ppm, LOAEL). La NOAEL (250 ppm durant 30 min.) a été convertie pour une exposition de 1 h

$(250^1 \text{ ppm} \times 0,5 \text{ h} = C^1 \times 1 \text{ h})$, ce qui a conduit à une concentration de 125 ppm. Cette concentration a été divisée par un facteur d'incertitude de 10 (pour la variabilité interindividuelle).

L'AIHA (2007) a établi un ERPG-1 de 350 ppm et un ERPG-2 de 700 ppm.

Par ailleurs, l'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 350 ppm et une STEL de 450 ppm (HSDB 2007).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence retenue (2,0 mg/kg.j) est la valeur de référence proposée par U.S. EPA (2007).

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude menée chez des souris mâles et femelles exposés au 1,1,1-trichloroéthane via l'alimentation durant 13 semaines (NTP 2000 cité par U.S. EPA). L'étude portait également sur des rats mâles et femelles. Les doses quotidiennes étaient de 0, 850, 1 770, 3 500, 7 370 ou 15 000 mg/kg.j pour les souris mâles et de 0, 1 340, 2 820, 5 600, 11 125 ou 22 900 pour les souris femelles. Une NOAEL de 1 770 mg/kg.j a été obtenue en raison d'une perte de poids chez les souris mâles. La NOAEL était plus élevée chez les rats. Des doses Benchmark (BMD) ont été dérivées pour les souris des deux sexes. La BMDL₁₀ dérivée pour les femelles selon le modèle de Hill (2 155 mg/kg.j) correspondait à la meilleure relation dose-réponse. Cette dose a été divisée par un facteur de sécurité de 1 000 (10 pour extrapolation interspèces, 10 pour variabilité interindividuelle, 3 pour l'utilisation de données acquises lors d'une étude de durée sous-chronique et 3 pour le manque de données concernant les effets sur le système nerveux).

ATSDR (2004) propose une valeur de référence de 20 mg/kg.j pour une exposition de durée sous-chronique. La MRL_{sc} est basée sur la NOAEL identifiée dans l'étude du NTP (voir ci-dessus). Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour extrapolation interspèces, 10 pour variabilité interindividuelle).

Aucune valeur de référence n'a été proposée par Santé Canada (2004) ou le RIVM (Baars *et al.* 2001).

Inhalation

La concentration de référence retenue (5 mg/m³) est la valeur proposée par U.S. EPA (2007).

Cette valeur est basée sur les résultats de deux études (Quast *et al.* 1988 et McNutt *et al.* 1975, cités par U.S. EPA). Chez des rats exposés par inhalation durant 2 ans, une NOAEL de 1 460 mg/m³ (pour une exposition continue) avait été identifiée (concentration d'exposition la plus élevée). Chez les souris exposées par inhalation durant 14 semaines, une NOAEL de 1 370 mg/m³ et une LOAEL de 5 460 mg/m³ avaient été identifiées (pour une exposition continue). Les effets observés étaient des effets hépatotoxiques. Les données disponibles étant inadéquates pour dériver une dose Benchmark, la dose de référence a été dérivée de la NOAEL (1 460 mg/m³). La NOAEL ajustée pour l'humain a été estimée à 1 553 mg/m³ à l'aide d'un modèle PBPK. Un facteur de sécurité de 100 a été appliqué (3 pour extrapolation interspèces (incertitude liée à la pharmacodynamique), 10 pour variabilité interindividuelle et 3 pour le manque de données concernant la neurotoxicité liée à une exposition de longue durée), ce qui conduit à une concentration de 16 mg/m³. Cette valeur étant supérieure à la concentration de référence proposée par U.S. EPA pour une exposition à plus court terme (5 mg/m³, pour une exposition de 1-30 jours), cette dernière valeur a été retenue comme RfC pour une exposition chronique.

ATSDR (2004) propose une valeur de référence pour une exposition de durée sous-chronique de 0,7 ppm (3 900 µg/m³). Cette MRL_{sc} est basée sur une étude effectuée chez des gerbilles femelles exposées continuellement durant 3 mois à des concentrations de 70, 210 et 1 000 ppm (Rosengren *et al.* 1981 cités par ATSDR). Une NOAEL de 70 ppm a été obtenue en raison de changements biochimiques, signes de dommages neuronaux (augmentation des protéines GFA, biomarqueurs d'astrogliose). Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour extrapolation interspèces, 10 pour variabilité interindividuelle).

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA (2005a), RIVM (Baars *et al.* 2001) ou Santé Canada (2004).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

ANNEXE AU.S. EPA (2007) a jugé que les données disponibles étaient inadéquates pour évaluer le potentiel cancérigène du 1,1,1-trichloroéthane chez l'humain. Le 1,1,1-trichloroéthane a été jugé non classable par IARC (1999) pour les mêmes raisons. Aucun coefficient de cancérigénicité n'a donc été proposé.

RÉFÉRENCES

- AIHA (2007). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf
- ATSDR (2004). *Toxicological Profile for 1,1,1-trichloroethane*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp70.html>
- Baars *et al.* (2001) *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report n° 711701025. (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChRELS.html
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. pp. 662. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Air Toxicology and Epidemiology Section. May 2005. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf
- HSDB (2007). *1,1,1-trichloroethane*. Hazardous Substances Data Bank. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC (1999). *1,1,1-trichloroethane*. IARC monographs Vol. 71. <http://www.cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol71/032-111trich.html>
- Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. pp. 5. Services d'évaluation de la santé environnementale, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada. Septembre 2004. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contam/site/part-partie_ii/index_f.html
- U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information System (IRIS). 1,1,1-trichloroethane* (dernière révision : 2007). <http://www.epa.gov/iris/subst/0197.htm>

5. Bromométhane (n ° CAS : 74-83-9)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
$1,4 \times 10^{-3}$ (IRIS 1991) ^a	5 (IRIS 1992) ^a	$1,4 \times 10^{-3}$	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (2005) : non classable (groupe D) selon IARC (1999) : non classable (groupe 3)			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S.EPA (2005).

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

La concentration de référence ($3\,900 \mu\text{g}/\text{m}^3$, soit 1 ppm) retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë est celle proposée par Cal/EPA (2000).

Cette valeur vise à éviter tout effet néfaste advenant une exposition de courte durée (1 heure ou moins). Elle est basée sur une LOAEL de 35 ppm obtenue chez l'humain (Watrous, 1942 cité par Cal/EPA). Durant une période de travail de deux semaines, 90 personnes ont été exposées à des concentrations de bromométhane généralement plus faible que 35 ppm. Chez certains, des symptômes se sont développés durant les premières heures d'exposition alors que chez d'autres, les symptômes sont apparus plus tard. Les symptômes, observés chez 33 personnes, étaient principalement d'anorexie, de nausée et de maux de tête. L'anorexie, rencontrée chez 25 travailleurs, a parfois duré plusieurs jours après la fin de l'exposition. Les autres symptômes disparaissaient plus rapidement. La valeur de référence a été basée sur la LOAEL (35 ppm) obtenue chez l'humain pour une exposition estimée à 2 heures. Cal/EPA a extrapolé cette exposition de 2 heures pour une durée d'exposition de 1 heure ($35^{1,33} \text{ ppm} \times 2 \text{ h} = C^{1,33} \times 1 \text{ h}$), ce qui a conduit à une concentration de 59 ppm. Cette concentration a été divisée par un facteur d'incertitude de 60 (6 pour l'utilisation d'une LOAEL, 10 pour la variabilité interindividuelle).

Cette valeur de référence est plus élevée que la MRL (0,05 ppm) proposée par ATSDR (1992) pour une exposition plus longue, pouvant atteindre 14 jours consécutifs. Cette MRL est basée sur une NOAEL de 16 ppm obtenue chez des rats exposés (une fois) durant 8 heures. À 31 ppm (LOAEL), des effets sur le système nerveux central avaient été mis en évidence (diminution du niveau de neurotransmetteurs dans le cerveau). D'autres résultats indiquaient que cet effet augmentait avec la durée de l'exposition. La MRL a été estimée en divisant la NOAEL ajustée pour une exposition continue (5 ppm) par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour extrapolation interspèces et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Par ailleurs, l'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 1 ppm et recommande que les travailleurs ne soient jamais exposés à plus de 5 ppm (HSDB 2007).

L'AIHA (2007) a établi un ERPG-2 de 50 ppm. La dérivation d'un ERPG-1 a été jugée inappropriée par AIHA.

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence retenue ($1,4 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg.j}$) est celle proposée par U.S. EPA (2005).

Cette valeur est basée sur les résultats de l'étude sous-chronique de Danse *et al.* (1984 cités par U.S. EPA). Des rats mâles et femelles ont été exposés au bromométhane par gavage à des doses de 0, 0,4, 2, 10 et 50 mg/kg, à raison de 5 jours par semaine, durant 13 semaines. Une NOAEL de 2 mg/kg.j et une LOAEL de 10 mg/kg.j

(hyperplasie épithéliale du pré-estomac) ont été identifiées. Après ajustement pour une exposition chronique, la NOAEL correspond à 1,4 mg/kg.j. Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'utilisation d'une étude sous-chronique). Aucun effet neurotoxique n'a été mis en évidence dans l'étude de Danse. D'autres études n'indiquent aucun effet sur le développement (rat, lapin). Il existe également une étude de toxicité chez le chien (1 an). Un niveau de confiance moyen a été accordé par U.S. EPA à cette dose de référence (étude adéquate, hyperplasie par voie orale confirmée indépendamment).

ATSDR (1992) n'a pas dérivé de MRL pour une exposition chronique mais propose une valeur de 3×10^{-3} mg/kg.j pour une exposition de durée sous-chronique. Cette valeur est basée sur une NOAEL de 0,4 mg/kg.j (ajustée à 0,3 mg/kg.j) établie à partir de l'étude de Danse *et al.* (1984). Cette NOAEL, plus faible que celle retenue par U.S. EPA, est basée sur l'observation d'hyperplasie et d'hyperémie focale au niveau gastrique à une dose de 2 mg/kg.j. Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué à la NOAEL.

L'OMS (IPCS 1995) propose une dose tolérable de 1 mg/kg.j pour l'ion bromide. Cette valeur est basée sur des NOAEL de 12 mg/kg.j (rat) et de 9 mg/kg.j (humain).

Santé Canada (2004) et le RIVM (Baars *et al.* 2001) ne proposent aucune valeur.

Inhalation

La concentration de référence retenue ($5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est celle proposée par U.S. EPA (2005) et Cal/EPA (2005).

Cette valeur est basée sur les études chroniques de Reuzel *et al.* (1987, 1991 cités par U.S. EPA) dans lesquelles des rats ont été exposés au bromométhane par inhalation durant 29 mois à raison de 0, 3, 30 et 90 ppm, 6 heures/jour et 5 jours/semaine. Des lésions dégénératives et prolifères de l'épithélium olfactif de la cavité nasale ont été observées à partir de 3 ppm ($11,7 \text{ mg}/\text{m}^3$). Après ajustement pour une exposition continue, la concentration équivalente chez l'humain ($\text{LOAEL}_{\text{HEC}}$) est de $0,48 \text{ mg}/\text{m}^3$ ($\text{RGDR}_{\text{ET}} = 0,23$). Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (3 pour extrapolation interspèce (des ajustements de dose ont déjà été apportés), 10 pour la variabilité interindividuelle et 3 pour l'utilisation d'une LOAEL concernant des effets légers). Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette valeur est élevé (étude de bonne qualité mais NOAEL non identifiée; effets observés confirmés par plusieurs autres études (autres espèces, différentes durées d'exposition); données sur la toxicité sur le développement et la reproduction disponibles de même que sur la pharmacocinétique par inhalation)

ATSDR (1992) propose un MRL de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une exposition chronique. Cette valeur est basée sur une étude chez l'humain exposé en milieu professionnel durant 8 années (Anger *et al.* 1986 cités par ATSDR). Une LOAEL ajustée (exposition continue) de $2,15 \text{ mg}/\text{m}^3$ (effets neurologiques) a été identifiée à laquelle a été appliqué un facteur d'incertitude de 100 (10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'utilisation d'une LOAEL).

Santé Canada (2004) et le RIVM (Baars *et al.* 2001) ne proposent aucune valeur.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le bromométhane n'est pas classable pour son potentiel cancérigène selon U.S. EPA (2005) et IARC (1999). Aucun estimateur de risque pour le cancer n'a donc été proposé.

RÉFÉRENCES

- AIHA (2007). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf
- ATSDR (1992). *Toxicological Profile for Bromomethane*. U.S. Department of Health and Human Services. Septembre 1992. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp27.pdf>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report N° 711701025, National Institute of Public Health and the Environment. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- Cal/EPA (2005). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005. Chronic Toxicity Summary – Methyl bromide*. http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/74839.pdf
- HSDB (2007). *Methyl bromide*. Hazardous Substances Data Bank. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>

- IARC (1999). *Methyl bromide*. IARC Monographs 71. <http://www-cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol71/025-methylbromide.html>
- IPCS (1995). *Methyl bromide*. Environmental Health Criteria 166. World Health Organization (WHO), International Program on Chemical Safety (IPCS). <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc166.htm#SectionNumber:11.1>
- Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. pp. 5. Services d'évaluation de la santé environnementale, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada. Septembre 2004.
- U.S. EPA (2005). *Integrated Risk Information System (IRIS). Bromomethane* (dernière révision : 1992⁷). <http://www.epa.gov/iris/subst/0015.htm>

⁷ De nouvelles études ont été identifiées lors d'une revue de littérature réalisée par U.S. EPA en 2001, mais les données de IRIS n'ont pas encore été révisées en conséquence.

6. Chlorométhane (n ° CAS : 74-87-3)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,026 ^a	90 (IRIS 2001) ^b	0,026	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 2001) ^b : non classable (groupe D) selon IARC (1999) : non classable (groupe 3)			

-- : non disponible

^a : Valeur provisoire dérivée de la concentration de référence.

^b : La date réfère à la dernière mise à jour. IRIS réfère à la base de données toxicologiques de U.S. EPA.

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

La valeur utilisée pour la présente étude (0,5 ppm, soit 1 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) est celle proposée par ASTDR (1998).

Cette valeur est basée sur une NOAEL de 50 ppm (absence d'effets neurologiques ou de dommages histopathologiques) obtenue chez des souris exposées par inhalation (1, 15, 50, 100, 150, 200 ou 400 ppm) durant 11 jours, à raison de 22 heures/jour. La NOAEL a été divisée par un facteur d'incertitude de 100.

Cal/EPA (2000) n'a proposé aucune valeur. L'AIHA (2007) a établi un ERPG-2 de 400 ppm. La dérivation d'un ERPG-1 a été jugée non adéquate par AIHA.

ACGIH a dérivé une TLV-TWA de 50 ppm et une STEL de 100 ppm. La TLV-TWA est du même ordre de grandeur que la plus faible concentration (moyenne de 34 ppm) ayant conduit à des effets (diminution de la performance) chez des travailleurs.

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

Le chlorométhane étant très volatil (exposition peu probable par ingestion), aucune valeur n'a été proposée par U.S. EPA (2005), Santé Canada (2004) ou RIVM (Baars *et al.* 2001).

Par défaut, une dose de référence provisoire (0,26 mg/kg.j) a été dérivée de la concentration de référence pour un poids corporel de 70 kg et un taux d'inhalation de 20 m^3 /jour, en considérant que le taux d'absorption par voie orale et par inhalation est le même.

Inhalation

La concentration de référence retenue (90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) est celle proposée par U.S. EPA (2007).

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude mettant en évidence des lésions au niveau du cervelet chez des souris exposées au chlorométhane de façon continue durant 11 jours (Landry *et al.* 1983 et 1985 cités par U.S. EPA). Cette étude a été retenue par U.S. EPA car elle conduit à une NOAEL ou une LOAEL plus faible que toutes les autres études (exposition discontinue sur une durée allant jusqu'à 2 ans). Une NOAEL de 103 mg/m^3 et une LOAEL de 206 mg/m^3 ont été identifiées. La NOAEL équivalente pour l'humain (95 mg/m^3) a été divisée par un facteur

d'incertitude de 1 000 (3 pour extrapolation interespèces, 10 pour variabilité interindividuelle, 10 pour la durée réduite de l'exposition et 3 pour les lacunes de la base de données). Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette valeur est moyen (confiance élevée en l'étude, moyenne pour la banque de données (manque de données histopathologiques chez les souris de première génération).

ATSDR (1998) propose une concentration de référence de 100 µg/m³ (0,05 ppm) pour une exposition chronique, basée sur la mise en évidence d'effets neurologiques chez des souris exposées par inhalation durant deux ans (CIIT 1981 cité par ATSDR). Les animaux (120/sexe/dose) ont été exposés à des concentrations de 0, 50, 225 et 1 000 ppm à raison de 6 heures/jour et 5 jours/semaine. Une NOAEL de 50 ppm (enflure et dégénérescence des axones dans la moelle épinière) a été identifiée. La concentration équivalente pour l'humain (50 ppm⁸) a été divisée par un facteur d'incertitude de 1 000 (3 pour extrapolation interespèces, 10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour l'utilisation d'une LOAEL).

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA (2005a), Santé Canada (2004) et le RIVM (Baars *et al.* 2001).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le chlorométhane est considéré comme une substance non classable en regard de son potentiel cancérigène pour l'humain par U.S. EPA (2005) et IARC (1999). Aucun coefficient de cancérigénicité n'a été proposé (U.S. EPA 2005, Cal/EPA 2005b, Santé Canada 2004).

RÉFÉRENCES

- ATSDR (1998). *Toxicological Profile for Chloromethane*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp106.html>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report N°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/75092.pdf
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. pp. 662. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA). May 2005. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf
- IARC (1999). *Chloromethane*. IARC Monographs Vol. 71. International Agency for Research on Cancer (IARC). <http://www.cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol71/026-methylchloride.html>
- Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. Septembre 2004. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contam/site/part-partie_ii/index_f.html
- U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information system (IRIS) Chloromethane (dernière mise à jour : 2001⁹)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0222.htm>

⁸ Par défaut, le ratio des coefficients de partage sang:air rat/humain a été fixé à 1.

⁹ Aucune nouvelle étude pertinente n'a été recensée lors d'une revue de littérature menée en 2003.

7. Chloroéthane (n ° CAS : 75-00-3)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
2,9 ^b	10 000 (IRIS 1991) ^a	2,9	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (2007) : -- selon IARC (1999) : non classable (groupe 3) selon ACGIH (HSDB 2007) : cancérogène chez l'animal, pertinence inconnue chez l'humain (groupe A3)			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S.EPA (2007).

^b Par défaut, valeur provisoire extrapolée à partir des données pour inhalation

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur n'a été proposée par Cal(EPA (2000)). La valeur retenue ($39\,500\ \mu\text{g}/\text{m}^3$, soit 15 ppm) est celle proposée par ATSDR (1998) pour protéger des effets par inhalation pour une durée d'exposition courte (jusque 14 jours consécutifs).

Cette valeur est basée sur une NOAEL de 1 504 ppm obtenue chez la souris (Scortchini et al. 1986 cités par ATSDR). Des souris (23-26/dose) ont été exposées par inhalation à des concentrations de 0,491, 1 504 ou 4 946 ppm de chloroéthane (pur à 99,9 %) à raison de 6 heures par jour durant les jours 6 à 15 de la gestation. Les paramètres observés étaient : consommation de nourriture et d'eau et poids corporel de la mère (durant l'exposition), poids du foie de la mère et nombre et position des fœtus dans l'utérus, nombre de fœtus morts et vivants, nombre et position des sites de résorption, poids et sexe des fœtus, anomalies externes, anomalies du squelette et anomalies des viscères. Aucune toxicité chez la mère et aucun effet sur la reproduction, le poids des fœtus ou les malformations n'ont été mis en évidence. À la plus forte dose (4 946 ppm), des effets ont été observés chez les fœtus (légère augmentation de l'incidence de foramina des os crâniens et augmentation non significative de l'incidence de côtes surnuméraires). Les auteurs ont qualifié les effets de « suggestifs, tout au plus, d'une très faible fœtotoxicité ». La concentration de 1 504 ppm a été retenue comme NOAEL. Elle n'a pas été convertie pour une exposition continue car il s'agit d'effets fœtotoxiques (pouvant être liés à une exposition ponctuelle). La NOAEL ajustée pour l'humain est la même valeur (1 504 ppm). Cette NOAEL a été divisée par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour extrapolation interspèces et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Par ailleurs, ACGIH recommande une TLV-TWA (8 h) de 100 ppm.

DOSES DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION CHRONIQUEVoie orale

U.S EPA (2007), ATSDR (1998), Santé Canada (2004) et l'OMS (2004) ne proposent aucune dose de référence pour la voie orale. Par défaut, une valeur provisoire a été dérivée de la concentration de référence (basée sur des effets

systémiques) en considérant que le taux d'absorption par les deux voies est le même (et à partir d'un poids corporel de 70 kg et d'un taux d'inhalation de 20 m³/j).

Inhalation

La concentration de référence retenue (10 000 µg/m³, soit une dose de référence par inhalation de 2,9 mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (2007).

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude menée chez des souris CF-1 exposées au chloroéthane (0, 1 300, 4 000 ou 13 000 mg/m³) à raison de 6 heures/jour du sixième (6^{ième}) au quinzième (15^{ième}) jour de la gestation (Scortichini *et al.* 1986 cités par U.S. EPA). Une NOAEL de 4 000 mg/m³ et une LOAEL de 13 000 mg/m³ (retard d'ossification fœtale) ont été identifiées. Pour des effets sur le développement, la concentration n'est pas ajustée pour une exposition continue. Le coefficient de partage chez la souris étant inconnu (2,7 chez l'humain), il été considéré par défaut qu'il était le même que chez l'humain (le facteur de conversion (gaz : effet extraréspiratoire) souris-humain appliqué est donc de 1, par défaut). Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (3 pour extrapolation interspèce, 10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour les lacunes de la base de données).

Le niveau de confiance attribué par U.S. EPA à cette concentration de référence est moyen (pas de relation concentration-réponse établie pour un effet néfaste et étude effectuée à des niveaux d'exposition ne provoquant pas de toxicité maternelle; étude sur le développement effectuée chez une seule espèce, absence d'études de reproduction effectuées sur plusieurs générations).

Cal/EPA (2005) propose une REL chronique de 30 000 µg/m³, basée sur la même étude que celle utilisée par U.S. EPA. Cependant, la NOAEL expérimentale (4 000 mg/m³) a été ajustée pour une exposition continue (NOAEL = 1 000 mg/m³) et un facteur d'incertitude de 30 a été appliqué (3 pour extrapolation inter-espèces et 10 pour la variabilité interindividuelle).

ATSDR (1998) ne propose pas de valeur pour une exposition sous-chronique ou chronique. Le chloroéthane n'a pas été évalué par Santé Canada (2004).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

L'IARC (1999) considère le chloroéthane comme étant non classable quant à sa cancérogénicité pour l'homme. Le potentiel cancérogène du chloroéthane n'a pas été évalué par U.S. EPA (2007) ni par Santé Canada (2004). Aucun coefficient de cancérogénicité n'a donc été proposé.

RÉFÉRENCES

- ATSDR (1998). *Toxicological Profile for Chloroethane*. U.S. Department of Health and Human Services. December 1998. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp105.html>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- Cal/EPA (2005). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005. Chronic Toxicity Summary – Ethyl chloride*. http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/75003.pdf
- HSDB (2007). *Hazardous Substances Data Bank*. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search>
- IARC (1999). *Chloroethane*. IARC Monographs 71. <http://www.inchem.org/documents/iarc/vol71/075-chlorethane.html>
- Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. pp. 5. Services d'évaluation de la santé environnementale, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada. Septembre 2004.
- U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information System (IRIS) . Ethyl chloride* (dernière révision : 1995¹⁰). <http://www.epa.gov/iris/subst/0523.htm>
- WHO (2004). *Chemical Safety Information from Intergovernmental Organizations*. <http://www.inchem.org/> (site consulté en septembre 2005)

¹⁰ Substance en cours de réévaluation

8. Chlorure de vinyle (n ° CAS : 75-01-4)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
3×10^{-3} (IRIS 2000)	100 (IRIS 2000)	0,03	--

Coefficients de cancérrogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
Vie entière : 1,5 Adultes : 0,75 (IRIS 2000)	Vie entière : $8,8 \times 10^{-6}$ Adultes : $4,4 \times 10^{-6}$ (IRIS 2000) ^a	Vie entière : 0,03 Adultes : 0,015	--
Classification du potentiel cancérrogène pour l'humain selon l'U.S. EPA (IRIS 2000) ^a : cancérrogène (groupe A) selon l'IARC (1987) : cancérrogène (groupe 1) selon Santé Canada (1992) : cancérrogène (groupe I)			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA (2007).**CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË**

La concentration de référence ($180\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$, soit 72 ppm) retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë est celle proposée par Cal/EPA (2000).

Cette valeur vise à éviter tout effet néfaste (autre que le cancer) advenant une exposition de courte durée (1 heure ou moins). Elle est basée sur une NOAEL de 261 ppm obtenue chez l'humain pour une exposition de 7,5 heures (Baretta et al. 1969 cités par Cal/EPA). Des adultes volontaires avaient été exposés par inhalation à une concentration de 59, 261, 491 ou 493 ppm durant 7,5 heures. Aucun effet n'avait été rapporté chez les personnes exposées à 59 ou 261 ppm. De faibles maux de tête et de la sécheresse des yeux et du nez ont été observés chez des sujets exposés à 491 ppm (2 sujets sur 7 après 3,5 heures) et à 493 ppm (2 sujets sur 4 après 7,5 heures). Cal/EPA a extrapolé la NOAEL (261 ppm durant 7,5 h) pour une durée d'exposition de 1 heure ($261^2 \text{ ppm} \times 7,5 \text{ h} = \text{C}^2 \times 1 \text{ h}$), ce qui a conduit à une concentration de 715 ppm. Cette concentration a été divisée par un facteur d'incertitude de 10 (pour la variabilité interindividuelle).

ATSDR (2006) propose une concentration limite de $1\,200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,5 ppm) pour protéger des effets par inhalation pour une durée d'exposition plus longue, pouvant atteindre 14 jours consécutifs. Cette valeur est basée sur une NOAEL de 50 ppm obtenue chez la souris (John et al. 1977 et 1981 cités par ATSDR). Des souris ont été exposées par inhalation à des concentrations de 0, 50 ou 500 ppm à raison de 7 heures par jour durant les jours 6 à 15 de la gestation. Les paramètres observés étaient : signes cliniques et poids corporel de la mère (durant l'exposition), poids du foie de la mère et examen de l'utérus (post-mortem), examen des fœtus (poids, taille (longueur vertex-coccyx), sexe, lésions apparentes et histopathologie). Aucun effet n'a été mis en évidence à 50 ppm, à l'exception d'une légère augmentation de la taille des fœtus (non observée à 500 ppm). À 500 ppm (LOAEL), un retard d'ossification a été observé ainsi que de la toxicité chez la mère. La concentration de 50 ppm a été retenue comme NOAEL et a été convertie pour une exposition continue ($50 \text{ ppm} \times 4/24 = 15 \text{ ppm}$). La NOAEL ajustée pour l'humain est la même valeur (15 ppm). Cette NOAEL a été divisée par un facteur d'incertitude de 30 (3 pour extrapolation interspèces en utilisant une conversion dosimétrique et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Par ailleurs, l'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 1 ppm (HSDB 2007). En plus de protéger d'effets autres que le cancer, cette valeur vise à limiter le risque de cancer chez les travailleurs qui pourraient être exposés régulièrement au chlorure de vinyle.

L'AIHA (2007) a établi un ERPG-1 de 500 ppm et un ERPG-2 de 5 000 ppm

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence retenue (3×10^{-3} mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (2007) et ATSDR (2006).

Cette valeur est basée sur une étude effectuée chez des rats Wistar exposés à une concentration de 1% de chlorure de vinyle via l'alimentation durant toute leur vie (149 semaines) (Til *et al.* 1983 et 1991 cités par U.S. EPA). Les doses ingérées ont été estimées à 0, 0,014, 0,13 ou 1,3 mg/kg.j. Une NOAEL de 0,13 mg/kg.j a été obtenue (LOAEL de 1,3 mg/kg.j pour polymorphisme des cellules hépatiques). La NOAEL a été convertie en une NOAEL pour l'humain (0,09 mg/kg.j) à l'aide d'un modèle PBPK. Un facteur d'incertitude de 30 a été appliqué à la NOAEL (3 pour l'extrapolation interspèce et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette dose de référence est modéré étant donné que le niveau de confiance de l'étude est élevé (étude bien conçue, nombre adéquat d'animaux, détails sur les effets histologiques au niveau du foie et l'absence d'effet au niveau des autres organes) et que celui de la base de données se situe entre modéré et élevé (les modifications et l'histopathologie du foie sont corroborées par d'autres études chroniques (par voie orale ou par inhalation) et par des études sur la reproduction; les modèles PBPK permettent d'utiliser des données par inhalation afin de fournir des données supplémentaires aux études effectuées par voie orale; chez les animaux, les études de dominance létale et de reproduction effectuées sur plusieurs générations indiquent les effets sur la reproduction ne surviendraient qu'à des niveaux d'exposition supérieurs à ceux produisant des effets hépatotoxiques).

Bien que le RIVM ne recommande pas l'utilisation d'une dose de référence pour les substances cancérogènes, une dose tolérable de $1,3 \times 10^{-3}$ mg/kg.j basée sur des effets autres que le cancer a été dérivée par Baars *et al.* (2001). Cette valeur est issue d'une NOAEL de 13 mg/kg.j (effets sur le foie, Til *et al.* 1991 cités par Baars) divisée par un facteur d'incertitude de 100.

Aucune dose journalière admissible n'a été proposée par Santé Canada (2004).

Inhalation

La concentration de référence retenue ($100 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est celle proposée par U.S. EPA (2007).

Cette valeur découle des mêmes études que celles utilisées pour dériver la dose de référence pour la voie orale. Une NOAEL de 0,13 mg/kg.j a été obtenue (polymorphisme des cellules hépatiques) puis convertie en une concentration équivalente pour l'humain ($\text{NOAEL} = 2,5 \text{ mg}/\text{m}^3$) à l'aide d'un modèle PBPK et un facteur d'incertitude de 30 (pour les mêmes raisons que celles invoquées pour la voie orale) a été appliqué à la NOAEL. Comme pour la dose de référence par voie orale, le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette concentration de référence est modéré.

ATSDR (2006) propose une MRL de $0,08 \text{ mg}/\text{m}^3$ (0,03 ppm) pour une exposition de durée sous-chronique. Cette valeur est basée sur une BMDL_{10} de 5 ppm pour effets hépatotoxiques (hypertrophie centrolobulaire) obtenue chez des rats lors d'une étude portant sur plusieurs générations (Thornton *et al.* 2002 cités par ATSDR). Après avoir été convertie en concentration équivalente pour l'humain pour une exposition continue (1 ppm), la concentration critique a été divisée par un facteur d'incertitude de 30 (3 pour extrapolation interspécies, 10 pour variabilité interindividuelle).

Bien que le RIVM ne recommande pas l'utilisation d'une concentration de référence pour les substances cancérogènes, une concentration tolérable de $56 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a été dérivée par Baars *et al.* (2001). Cette valeur est issue d'une NOAEL de $5,6 \text{ mg}/\text{m}^3$ (pour une exposition continue, effets sur les testicules, Bi *et al.* 1985 cités par Baars) divisée par un facteur d'incertitude de 100.

Cal/EPA (2005a) et Santé Canada (2004) ne proposent aucune valeur.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le chlorure de vinyle a été classé comme cancérigène pour l'humain par U.S. EPA (2007), IARC (1987) et Santé Canada (1992).

Voie orale

Le coefficient de cancérigénicité retenu ($1,5 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$) est celui proposé par U.S. EPA (2007) pour une exposition continue durant la vie entière.

Cette valeur est basée sur une étude effectuée chez des rats Wistar femelles exposés durant 144 semaines via leur alimentation (10% de chlorure de vinyle) (Feron *et al.* 1981 cités par U.S. EPA). Les doses biodisponibles étaient de 1,7, 5,0 ou 14,1 mg/kg.j. Les doses équivalentes pour l'humain ont été estimées à l'aide d'un modèle PBPK. Des angiosarcomes du foie, des cancers primitifs du foie et des nodules néoplasiques ont été observés chez des rats exposés aux concentrations élevées de chlorure de vinyle. Le coefficient issu de ces données, dérivé selon une procédure multiétape linéarisée, était de $0,72 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$. L'estimation d'un coefficient de cancérigénicité selon une approche linéaire basée sur une LED_{10} conduisait à une valeur semblable ($0,75 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$). Afin de tenir compte de la sensibilité particulière lors d'une exposition durant les premières années de la vie et du temps de latence important pour l'angiosarcome du foie, le coefficient issu des données expérimentales a été multiplié par deux.

Santé Canada (2004) propose un coefficient de cancérigénicité de $0,26 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$. Cette valeur est basée sur une augmentation de l'incidence d'angiosarcomes hépatocellulaires chez des rats femelles exposées par voie orale (Feron *et al.* 1981, Til *et al.* 1983 cités par Santé Canada 1992).

Le RIVM (Baars *et al.* 2001) propose un coefficient de cancérigénicité de $0,17 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$. Cette valeur est basée sur les résultats des études de Feron *et al.* (1981) et de Til *et al.* (1991) (citées par Baars), mettant en évidence une augmentation de l'incidence de carcinomes, d'angiosarcomes et de nodules néoplastiques hépatocellulaires chez le rat.

Inhalation

Le risque unitaire retenu ($8,8 \times 10^{-6} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$) est celui proposé par U.S. EPA (2007) pour une exposition continue durant la vie entière.

Cette valeur découle des résultats de deux études mettant en évidence une augmentation de l'incidence d'angiomes, d'angiosarcomes hépatiques, d'hépatomes et de nodules néoplasiques chez des rats SD femelles exposés par inhalation durant 52 semaines (Maltoni *et al.* 1981, 1984 cités par U.S. EPA). Les concentrations d'exposition (14 doses comprises entre 0 et 10 000 ppm) ont été converties en concentrations équivalentes pour l'humain à l'aide d'un modèle PBPK. Le risque unitaire a été estimé à $4,4 \times 10^{-6} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$ (même valeur selon une procédure multiétape linéarisée ou selon une approche linéaire basée sur une LED_{10}). Afin de tenir compte de la sensibilité particulière lors d'une exposition lors des premières années de vie, le coefficient issu des données expérimentales a été multiplié par deux.

Le risque unitaire déterminé par U.S. EPA est plus faible que ceux dérivés auparavant par U.S. EPA (HEAST) ou par les autres organismes (voir ci-dessous). U.S. EPA justifie cette différence par le fait que l'extrapolation interspèces, réalisée par une modélisation PBPK, tient compte de tous les phénomènes impliqués dans la pharmacocinétique (coefficient de partage sang :air, taux de métabolisme et constantes physiologiques différents expliquent la plus grande sensibilité des rats par rapport à l'humain) et fournit des données plus exactes que lors de l'application de facteurs génériques (ex. extrapolation basée sur la surface corporelle).

Cal/EPA (2005b) propose un risque unitaire de $7,8 \times 10^{-5} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$. Cette valeur correspond à la valeur la plus élevée de l'intervalle de risques unitaires dérivés à partir de données épidémiologiques et expérimentales (Waxweiler *et al.* 1976; Drew *et al.* 1983, Maltoni *et al.* 1984, Bi *et al.* 1985 cités par Cal/EPA). Les valeurs obtenues chez l'humain étaient parmi les plus faibles. Cal/EPA considère que cette valeur est protectrice quel que soit l'âge auquel débute l'exposition.

Le RIVM (Baars *et al.* 2001) propose un risque unitaire de $2,8 \times 10^{-5} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$. Cette valeur est basée sur les résultats des études de Maltoni (1981, 1984 citées par Baars), menées chez le rat et la souris exposés par inhalation.

Santé Canada (2004) ne propose aucune valeur par inhalation.

RÉFÉRENCES

- AIHA (2007). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf
- ATSDR (2006). *Toxicological Profile for Vinyl chloride*. July 2006. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp20.html>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n° 711701025 (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. pp. 662. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf
- HSDB (2007). *Vinyl chloride*. Hazardous Substances Data Bank. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC (1987). *Vinyl chloride*. IARC Monographs Supplement 7. International Agency for Research on Cancer. <http://www-cie.iarc.fr/htdocs/monographs/suppl7/vinylchloride.html>
- Santé Canada (1992). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable - Documentation à l'appui. Le chlorure de vinyle*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/doc-sup-appui/vinyl_chloride/vinyl_chloride_f.pdf
- Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index_f.html
- U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information System (IRIS). Vinyl chloride (dernière révision :2003¹¹)*. <http://www.epa.gov/iris/subst/1001.htm>

¹¹ Aucune nouvelle étude notoire recensée lors de la dernière revue de littérature effectuée en 2003

9. Ethyle mercaptan (n ° CAS : 75-08-1)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg/j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg/j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg/j)	
--	--	--	--

Coefficients de cancérrogénicité			
Voie orale (mg/kg/j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg/j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg/j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (2007) : -- selon IARC (IPCS 2007) : --			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA (2007)

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur de référence correspondant à une exposition aiguë n'a été développée par U.S.EPA (2007a), ATSDR (2007), Cal/EPA (2000) ou AIHA (2007).

L'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 0,5 ppm (1 270 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Cette concentration correspond à la NOAEL chez l'humain rapportée par WHO (1990) pour une exposition unique de 8 h ou moins.

Pour la présente étude, une concentration de référence provisoire de 12,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a été retenue (TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité arbitraire de 100).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Aucune valeur n'a été proposée par ATSDR (2007), U.S. EPA (2007), Cal/EPA (2000, 2005), Santé Canada (2004) ou le RIVM (Baars et al. 2001).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNITÉ

Le potentiel cancérogène de l'éthyl mercaptan n'a pas été évalué par U.S. EPA (2007) ni par IARC (IPCS 2007).

RÉFÉRENCES

- AIHA (2007). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf
- Baars et al. (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment) <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- Cal/EPA (2005). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html

- IPCS (2007). <http://www.inchem.org/>
- Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada.* http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index_f.html
- U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information System (IRIS). Carbon disulfide (dernière révision :2002¹²).* <http://www.epa.gov/iris/subst/0061.htm>

¹² De nouvelles données concernant l'exposition par inhalation ont été mises en évidence lors d'une revue de littérature réalisée en 2002. Aucune nouvelle donnée n'a été mise en évidence par voie orale.

10. Dichlorométhane (n ° CAS : 75-09-2)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,06 (IRIS 1988) ^a	400 (Cal/EPA 2005)	0,04	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
$7,5 \times 10^{-3}$ (IRIS 1995) ^a	$1,0 \times 10^{-6}$ (Cal/EPA2005)	$3,5 \times 10^{-3}$ (Cal/EPA2005)	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1995) ^a : probablement cancérogène (groupe B2) selon IARC (1999) : cancérogène possible (groupe 2B) selon Gouvernement Canada (1993) : probablement cancérogène (groupe II)			

-- : non disponible

^a : La date indique la dernière mise à jour. IRIS réfère à la base de données toxicologiques de U.S. EPA.

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

La concentration de référence ($14\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$, soit 4 ppm) retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë est celle proposée par Cal/EPA (2000).

Cette valeur vise à éviter tout effet néfaste advenant une exposition de courte durée (1 heure ou moins). Elle est basée sur une LOAEL de 195 ppm ($680 \text{ mg}/\text{m}^3$) obtenue chez douze (12) adultes volontaires (Putz et al. 1976 cités par Cal/EPA). Une diminution significative de la performance à des tests portant sur la réalisation de tâches jumelées et sur la vigilance auditive a été mise en évidence à partir de 90 minutes d'exposition, indiquant des effets sur le système nerveux central. Par ailleurs, le taux de carboxyhémoglobine était passé de 1,35 % à 5,1 %. La LOAEL (195 ppm durant 90 min.) a été convertie pour une exposition de 1 h ($195^2 \text{ ppm} \times 1,5 \text{ h} = \text{C}^2 \times 1 \text{ h}$), ce qui a conduit à une concentration de 240 ppm. Cette concentration a été divisée par un facteur d'incertitude de 60 (6 pour l'utilisation d'une LOAEL, 10 pour la variabilité interindividuelle).

ATSDR (2000) propose une concentration limite de $2\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,6 ppm) pour protéger des effets par inhalation pour une durée d'exposition plus longue, pouvant atteindre 14 jours consécutifs. Cette valeur est basée sur une LOAEL de 60 ppm obtenue chez l'humain et relative à des effets sur le système nerveux central (Winneke 1974 et Reitz et al. 1997 cités par ATSDR). Des adultes volontaires (6 à 20/dose) avaient été exposés par inhalation à des concentrations de 0, 300, 500 ou 800 ppm, durant 3-4 heures. Les sujets ont été exposés en aveugle dans l'une ou l'autre des conditions. Des tests de comportement (portant sur la vue et la performance relative à la vigilance auditive et à des tâches psychomotrices) ont été réalisés tous les 45 minutes. Le test visuel a indiqué des effets significatifs aux trois concentrations testées avec une relation dose-réponse seulement à forte dose (entre 500 et 800 ppm). Une diminution de la vigilance auditive a été observée à 500 ppm et la performance psychomotrice était altérée à 800 ppm. Une LOAEL de 300 ppm a donc été retenue. Cette concentration a été convertie pour une exposition continue (60 ppm) à l'aide d'un modèle PBPK. Cette valeur a été divisée par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour l'utilisation d'une LOAEL et 10 pour la variabilité interindividuelle).

L'AIHA (2007) a établi un ERPG-1 de 200 ppm et un ERPG-2 de 750 ppm.

Par ailleurs, l'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 50 ppm (HSDB 2007).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence retenue (0,06 mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (2007).

Cette valeur est basée sur la mise en évidence d'effets hépatotoxiques chez des rats (85/sexe/groupe) exposés via l'eau potable durant 2 ans (0, 5, 50, 125 ou 250 mg/kg) (National Coffee Association 1982 cité par U.S. EPA). Une NOAEL de 5 mg/kg et une LOAEL de 50 mg/kg (altérations histologiques) ont été identifiées. La NOAEL a été divisée par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour extrapolation inter-espèces, 10 pour variabilité interindividuelle). Un niveau de confiance moyen est accordé à cette valeur par U.S. EPA (nombre élevé d'animaux des deux sexes, quatre doses testées, nombreux paramètres étudiés, augmentation de la sévérité des effets en fonction de la dose, mais NOAEL supportée par peu d'autres études).

ATSDR (2000) propose également une valeur de 0,06 mg/kg.j pour une exposition chronique. Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude mettant en évidence des effets hépatotoxiques chez des rats exposés via l'eau potable durant 2 ans (Serota *et al.* 1986b cité par ATSDR). La NOAEL de 6 mg/kg.j identifiée (altérations histopathologiques aux doses supérieures) a été divisée par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour extrapolation inter-espèces et 10 pour variabilité interindividuelle).

Santé Canada (2004) propose une valeur semblable (0,05 mg/kg.j) basée sur les mêmes données et sur un facteur d'incertitude de 100 (10 pour extrapolation interespèces et 10 pour variabilité interindividuelle) (Health Canada 1996).

L'OMS (WHO 2005) propose une valeur de 0,006 mg/kg.j basée sur les mêmes données que ATSDR, mais un facteur d'incertitude de 1 000 a été utilisé (10 pour extrapolation interespèces, 10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour tenir compte du potentiel carcinogène du dichlorométhane).

Aucune valeur n'a été proposée par le RIVM (Baars *et al.* 2001).

Inhalation

La concentration de référence retenue (400 µg/m³) est celle proposée par Cal/EPA (2005a).

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude mettant en évidence une augmentation de la carboxyhémoglobémie chez des travailleurs exposés par inhalation à une concentration moyenne de 40 ppm durant une période indéterminée (DiVincenzo et Kaplan 1981 cités par Cal/EPA). Après correction pour une exposition continue, la LOAEL (14 ppm) a été divisée par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour utilisation d'une LOAEL).

ATSDR (2000) propose une concentration de référence de 1 000 µg/m³ (0,3 ppm) pour une exposition chronique, basée sur la mise en évidence d'effets histopathologiques chez des rats femelles exposées par inhalation durant deux ans (Nitschke *et al.* 1988 cités par ATSDR). Les concentrations testées étaient de 0, 50, 200 et 500 ppm à raison de 6 heures/jour et 5 jours/semaine. La NOAEL (50 ppm) a été convertie pour une exposition continue (8,9 ppm). La concentration équivalente pour l'humain (8,9 ppm¹³) a été divisée par un facteur d'incertitude de 30 (3 pour extrapolation inter-espèces, 10 pour variabilité interindividuelle).

Aucune valeur n'a été proposée par U.S. EPA (2007), Santé Canada (2004) et le RIVM (Baars *et al.* 2001).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le dichlorométhane est considéré comme un cancérigène probable pour l'humain par U.S. EPA (2007) et le Gouvernement du Canada (1993), et comme cancérigène possible par IARC (1999).

Voie orale

Le coefficient de cancérigénicité retenu (7,5 x 10⁻³ (mg/kg.j)⁻¹) est la valeur proposée par U.S. EPA (2007).

Cette valeur est basée sur l'augmentation de l'incidence d'adénome ou de carcinome hépatocellulaires et sur l'augmentation de l'incidence de nodules néoplasiques et de cancer hépatocellulaire mises en évidence chez des souris exposées par inhalation (NTP 1986) ou via l'eau potable (National Coffee Association 1983), respectivement. Le coefficient a été dérivé selon la procédure multi-étapes linéarisée. Le coefficient retenu correspond à la moyenne

¹³ Le ratio des coefficients de partage sang:air_{rat/humain} étant égal à 2,2, ATSDR a appliqué un facteur de correction 1 (approche plus conservatrice).

arithmétique des coefficients issus de ces deux études ($2,6 \times 10^{-3}$ et $0,012 \text{ mg/kg.j}^{-1}$). L'étude par inhalation a été retenue car l'absorption est rapide par les deux voies.

Santé Canada (2004) recommande un coefficient de $7,9 \times 10^{-5} \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$ en se fondant sur l'incidence des adénomes ou des cancers hépatocellulaires chez la souris femelle (NTP 1985 cité par Santé Canada 1987). Le risque a été estimé après extrapolation linéaire des résultats exprimés en fonction de la concentration de métabolites dans l'organe cible (modélisation PBPK).

Aucune valeur n'a été proposée RIVM (Baars *et al.* 2001) ou l'OMS (WHO 2005).

Inhalation

Le risque unitaire retenu ($1,0 \times 10^{-6} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$) est la valeur proposée par Cal/EPA (2005b).

Cette valeur est basée sur l'augmentation de l'incidence de tumeurs pulmonaires mise en évidence chez des souris femelles exposées par inhalation (NTP 1986 et Mennear *et al.* 1988 cités par Cal/EPA) Le coefficient a été dérivé selon la procédure multi-étapes linéarisée et tient compte du métabolisme saturable du dichlorométhane.

La valeur ($4,7 \times 10^{-7} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$) proposée par U.S. EPA (2005) est basée sur l'augmentation de l'incidence combinée d'adénome et de carcinome hépatocellulaires mise en évidence chez des souris femelles exposées par inhalation (NTP 1986 cité par U.S. EPA). Le coefficient a été dérivé selon la procédure multi-étapes linéarisée et tient compte de la pharmacocinétique du dichlorométhane (doses internes basées sur le métabolisme par la voie de la glutathion-S-transférase, selon modèle PBPK).

Santé Canada (2004) propose un risque unitaire de $2,3 \times 10^{-8} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$ basé sur l'incidence combinée d'adénomes et de carcinomes du poumon chez la souris femelle (NTP 1986c cité par Health Canada 1996).

RÉFÉRENCES

- AIHA (2007). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erglevels.pdf
- ATSDR (2000). *Toxicological Profile for Methylene chloride*. September 2000. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp14.html>
- Baars *et al.* (2001). *(Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report N°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/75092.pdf
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. pp. 662. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA). May 2005. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf
- Gouvernement Canada *et al.* (1993). *Liste des substances d'intérêt prioritaire - Rapport d'évaluation pour Dichlorométhane*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/ps11-lsp1/dichloromethane/index_f.html
- Health Canada (1996). *Canadian Environmental Protection Act. Priority Substances List. Supporting Documentation: Health-Based Tolerable Daily Intakes/Concentrations and Tumorigenic Doses/Concentrations for Priority Substances*. pp. 76. Environmental Health Centre, Health Canada, Ottawa. (unedited version). August 1996.
- HSDB (2007). *Methylene chloride*. Hazardous Substances Data Bank. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC (1999). *Dichloromethane*. IARC Monographs Vol. 71. International Agency for Research on Cancer (IARC). <http://www.inchem.org/documents/iarc/vol71/004-dichloromethane.html>
- Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. Septembre 2004. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index_f.html

- U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information system (IRIS). Dichloromethane (dernière mise à jour : 1995)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0070.htm>
- WHO (2005). *Dichloromethane in Drinking-water. Background Document of WHO Guidelines for Drinking-water Quality*. WHO/SDE/WSH/03.04/18. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/dichloromethane.pdf

11. Disulfure de carbone (n ° CAS : 75-15-0)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg/j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg/j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg/j)	
0,1 (IRIS 1990) ^a	700 (IRIS 1995) ^a	0,2	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg/j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg/j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg/j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (2007) : --			
selon IARC (IPCS 2007) : --			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA (2007)

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

La concentration de référence ($3\ 100\ \mu\text{g}/\text{m}^3$, soit 1,0 ppm) retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë correspond au ERPG-1 de AIHA (2007) et à la TLV-TWA proposée par ACGIH.

La valeur proposée par Cal/EPA (2000) est plus élevée ($6\ 200\ \mu\text{g}/\text{m}^3$, soit 2 ppm) et vise à éviter tout effet néfaste sévère advenant une exposition de relativement courte durée (6 heures). Elle est basée sur les résultats d'une étude de toxicité sur le développement menée chez des rats (Saillenfait et al. 1989 cités par Cal/EPA). Des rates en gestation ont été exposées par inhalation (0, 100, 200, 400 et 800 ppm) à raison de 6 heures par jour, durant les jours 6 à 20 de la gestation. À 400 et 800 ppm, une réduction significative du poids de la mère et des fœtus a été observée. Une NOAEL de 200 ppm a été retenue. Aucun ajustement de la durée d'exposition n'a été réalisé car il s'agit d'effets sur le développement. Un facteur d'incertitude de 100 (10 pour l'extrapolation interespèces et 10 pour la variabilité interindividuelle) a été appliqué.

ATSDR (1996) ne propose aucune valeur.

L'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 1 ppm et recommande que les travailleurs ne soient jamais exposés à plus de 5 ppm (HSDB 2007).

L'AIHA (2007) a établi un ERPG-1 de 1 ppm (légers effets transitoires possibles), un ERPG-2 de 50 ppm (concentration sans effet néfaste sérieux) et un ERPG-3 de 500 ppm (concentration sans danger immédiat pour la vie).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUEVoie orale

La valeur de référence retenue par voie orale (0,1 mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (2007).

Cette valeur est basée sur une NOEL obtenue lors d'une étude sur le développement menée chez des lapins (Hardin et al. 1981). Des lapines et des rates avaient été exposées par inhalation (20 ou 40 ppm) durant toute la gestation et durant les 34 semaines précédentes. Aucun effet n'a été observé chez les rates (5 ou 10 mg/kg) ni les lapines (11 ou 22 mg/kg) exposées à 20 ppm ou 40 ppm. Toutefois, des effets ont été observés chez les fœtus des lapines exposées à 40 ppm. La dose sans effet observé (NOEL = 20 ppm, soit 62,3 mg/m³, soit 11 mg/kg.j) chez les lapines a donc été retenue pour dériver la RfD. La NOEL a été divisée par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour extrapolation interspèces. 10 pour variabilité. Interindividuelle). U.S. EPA attribue un niveau de confiance moyen à la RfD (davantage de données de toxicité chronique par voie orale et de toxicité sur la reproduction sont requises pour améliorer le niveau de confiance)

Aucune valeur n'a été proposée par ATSDR (1996), RIVM (Baars et al. 2001) ou Santé Canada (2004).

Inhalation

La concentration de référence retenue (700 µg/m³, soit une dose par inhalation de 0,2 mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (2007) pour une exposition chronique.

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude menée en milieu de travail (Johnson et al. 1983 cités par U.S. EPA). Des travailleurs de l'industrie textile exposés au disulfure de carbone ((n = 145) ont été comparés avec des travailleurs non exposés (n = 233). La durée moyenne d'exposition était de 12,1 ± 6,9 ans. Les niveaux d'exposition ont été estimés à 0,2 ppm (témoins, concentration médiane), 1,2 ppm, 5,1 ppm et 12,6 ppm (groupes exposés, concentrations moyennes). Des effets neurologiques (ralentissement de la conduction motrice) ont été observés chez les travailleurs les plus exposés. Une NOAEL de 5,1 ppm (15,9 mg/m³) et une LOAEL de 12,6 ppm (39,2 mg/m³) ont été identifiées, soit 5,7 et 14 mg/m³ pour une exposition continue, respectivement. La concentration Benchmark (BMC₁₀ = 22 mg/m³) estimée par U.S. EPA a été retenue pour dériver la RfC. Un facteur d'incertitude de 30 a été appliqué (3 pour variabilité interindividuelle et 10 pour les lacunes de la base de données).

ATSDR (1996) propose une valeur de 800 µg/m³ (0,3 ppm) pour une exposition de durée chronique. Cette valeur est basée sur les résultats de la même étude que celle retenue par U.S. EPA (Johnson et al 1983), toutefois l'approche retenue est différente. Les groupes exposés ont été définis par la concentration médiane d'exposition (1,4, 4,1 et 7,6 ppm), comme le groupe témoin (0,2 ppm). La LOAEL (7,6 ppm, soit 24 mg/m³) a été divisée par un facteur d'incertitude de 30 (3 pour utilisation d'une LOAEL pour effets minimes (conduction motrice réduite mais encore située dans l'intervalle de valeurs cliniquement normales) et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Cal/EPA (2005a) propose également une valeur de 0,3 ppm (800 µg/m³). Cette valeur est aussi basée sur l'étude Johnson et al. 1983, mais elle est basée sur une BMC₀₅ de 6,86 ppm (2,54 ppm pour une exposition continue). Cette valeur a été divisée par un facteur d'incertitude de 10 (pour la variabilité interindividuelle).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le potentiel cancérigène du disulfure de carbone n'a pas été évalué par U.S. EPA (2007) ni par IARC (IPCS 2007).

RÉFÉRENCES

- AIHA (2007). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf
- ATSDR (1996). *Toxicological Profile for Carbon disulfide*. August 1996. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp82.pdf>
- Baars et al. (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment) <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- Cal/EPA (2005). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html
- IPCS (2007). <http://www.inchem.org/>

- Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada.* http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index_f.html
- U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information System (IRIS). Carbon disulfide (dernière révision :2002¹⁴).* <http://www.epa.gov/iris/subst/0061.htm>

¹⁴ De nouvelles données concernant l'exposition par inhalation ont été mises en évidence lors d'une revue de littérature réalisée en 2002. Aucune nouvelle donnée n'a été mise en évidence par voie orale.

12. 1,1-Dichloroéthane (n ° CAS : 75-34-3)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)	(mg/kg.j)	
0,1 (HEAST 1993) ^{a,b}	500 (HEAST 1993) ^{a,b}	0,14 ^b	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	(µg/m ³) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
5,7 x 10 ⁻³ (Cal/EPA 2005) ^a	1,6 x 10 ⁻⁶ (Cal/EPA 2005) ^a	5,7 x 10 ⁻³	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1996) ^a : cancérogène possible (groupe C) selon IARC (IPCS 2007) : --			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA (2007b).

^b Valeur provisoire

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur de référence correspondant à une exposition aiguë n'a été développée par ATSDR (2007), Cal/EPA (2000), AIHA (2007) ou U.S. EPA (2007a,b).

L'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 100 ppm (soit 400 000 µg/m³). Le 1,1-dichloroéthane ne présentant pas de toxicité particulière lors d'une exposition de plus courte durée, aucune valeur limite pour une exposition à plus court terme n'a été dérivée par ACGIH.

Pour la présente étude, une concentration de référence provisoire de 4 000 µg/m³ a été retenue (TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité arbitraire de 100).

Cette valeur est plus sévère que celles qui pourrait être dérivée à partir des données disponibles dans la littérature. Une NOAEL de 3 800 ppm a été obtenue lors d'une étude sur le développement (Schwetz et al. 1974 cités par ATSDR 1990). Des rates avaient été exposées durant les jours de gestation 6 à 15, à raison de 7 heures/jour. À 6 000 ppm (LOAEL), des anomalies du squelette avaient été mises en évidence chez les fœtus. La NOAEL (3 800 ppm) a été divisée par un facteur de 100 (10 pour extrapolation interspèces et 10 pour variabilité interindividuelle), ce qui conduit à une concentration limite de 38 ppm, soit environ 150 000 µg/m³.

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence retenue (0,1 mg/kg.j) est celle proposée dans HEAST (1993a, cité par ORNL 2005) par U.S. EPA.

Cette valeur est issue d'une étude sous-chronique par inhalation (voir section inhalation ci-dessous). Elle a été obtenue après extrapolation de voie à voie (détails non disponibles) et utilisation d'un facteur d'incertitude de 1 000. Cette valeur est considérée comme provisoire car elle n'a pas été entérinée dans IRIS par U.S. EPA. Toutefois, elle est actuellement utilisée par plusieurs organisations des États-Unis (Cal/EPA 2004, U.S. EPA 2004).

Aucune autre valeur n'a été proposée par U.S. EPA (2007b), ATSDR (1990), OMS (IPCS 2007), Santé Canada (2004) ou RIVM (Baars et al. 2001).

Inhalation

La concentration de référence retenue ($500 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est celle proposée dans HEAST par U.S. EPA (1993a, cité par ORNL 2005).

Cette valeur est issue de l'étude de Hoffman *et al.* (1971 cité par ORNL 2005) menée sur des chats exposés par inhalation. La NOAEL obtenue ($138 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) a été divisée par un facteur d'incertitude de 1 000. Il est précisé que la dérivation de cette valeur n'a pas été effectuée selon la méthodologie retenue par le groupe de travail sur les doses/concentrations de référence de U.S. EPA.

Cette valeur est considérée comme provisoire car elle n'a pas été entérinée dans IRIS par U.S. EPA. Toutefois, elle est actuellement utilisée par plusieurs organisations des États-Unis (Cal/EPA 2004, U.S. EPA 2004).

Aucune autre concentration de référence n'a été proposée que ce soit par U.S. EPA (2007b), ATSDR (1990), Cal/EPA (2005a), Santé Canada (2004) ou RIVM (Baars *et al.* 2001).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le 1,1-dichloroéthane est considéré comme possiblement cancérigène chez l'humain par U.S. EPA (2007b). L'IARC et Santé Canada n'ont pas évalué cette substance quant à son potentiel cancérigène. Seule Cal/EPA (2005b) propose un coefficient de cancérigénicité.

Voie orale

Le coefficient de cancérigénicité retenu ($5,7 \times 10^{-3} (\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j})^{-1}$) est celui proposé par Cal/EPA (2005b)

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude effectuée chez des rats Osborne-Mendel exposés par gavage à des doses moyennes de 238 ou 477 $\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$ de 1,1-dichloroéthane (NCI 1977 cité par Cal/EPA). Une relation dose-réponse pour l'incidence d'adénocarcinomes des glandes mammaires et d'hémangiosarcomes a été noté chez les rats femelles. Le coefficient, basé sur l'incidence des adénocarcinomes, a été obtenu selon la procédure multi-étapes linéarisée.

Inhalation

Le risque unitaire retenu ($1,6 \times 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$) est celui proposé par Cal/EPA (2005b).

Cette valeur a été dérivée à partir du coefficient de cancérigénicité établi pour la voie orale. L'extrapolation a été effectuée pour un poids corporel de 70 kg et un taux d'inhalation de $20 \text{ m}^3/\text{j}$.

RÉFÉRENCES

- ATSDR (1990). *Minimal Risk Levels (MRLs) for Hazardous Substances*. <http://www.atsdr.cdc.gov/mrls.html> (site consulté en septembre 2005).
- Cal/EPA (2004). *Region 9 PRGs 2004 Table*. U.S. EPA Region 9. <http://www.epa.gov/region09/waste/sfund/prg/files/04prgtable.pdf>
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html. (site consulté en octobre 2005)
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II : technical support document for describing available cancer potency factors*. Office of Environmental Health Hazard Assessment, Air Toxicology and Epidemiology Section. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf
- ORNL (2005). *Toxicity summary for 1,1-dichloroethane*. The Risk Assessment Information System, Oak Ridge National Laboratory (ORNL). http://risk.lsd.ornl.gov/tox/profiles/1_1_dichloroethane_f_V1.shtml
- U.S. EPA (2004). *Superfund Chemical Data Matrix (SCDM)*. <http://www.epa.gov/superfund/sites/npl/hrsres/tools/scdm.htm>
- U.S. EPA (2007a). *Acute Exposure Guideline Levels (AEGLs)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/opptintr/aegl/>
- U.S. EPA (2007b). *Integrated Risk Information System (IRIS)*. 1,1-dichloroethane (dernière révision : 1996¹⁵) <http://www.epa.gov/iris/subst/0409.htm>

¹⁵ Aucune nouvelle étude notoire concernant la carcinogénicité n'a été recensée lors d'une revue de littérature menée en 2002.

- IPCS (2007). *Chemical Safety Information from Intergovernmental Organizations*. World Health Organization, International Program on Chemical safety (IPCS). <http://www.inchem.org/> (site consulté en septembre 2007)

13. 1,1-Dichloroéthylène (n ° CAS : 75-35-4)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,05 (IRIS 2002) ^a	200 (IRIS 2002) ^a	0,057	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
1,2 (HEAST)	$3,4 \times 10^{-4}$	1,2	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 2002) ^a : cancérogène possible (groupe C) selon IARC (1999) : non classable (groupe 3) selon Santé Canada (1984) : peut être cancérogène (groupe IIIB)			

-- : non disponible

^a : Date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA (2007)

b : Par défaut, même valeur que pour la voie orale

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur n'a été proposée par CAL/EPA (2000), ATSDR (1994), ou U.S.EPA (2007a).

L'AIHA (2007) a établi un ERPG-2 (absence d'effets sérieux) de 500 ppm (1 900 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). La dérivation d'un ERPG-1 a été jugée inadéquate par cette organisation.

Pour les fins de la présente étude, une valeur provisoire de 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a été retenue pour estimer les risques d'effets liés à une exposition aiguë. Cette valeur correspond à la concentration de référence pour une exposition chronique.

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUEVoie orale

La dose de référence retenue (0,05 mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (2007).

Cette valeur est basée sur les résultats de l'étude de Quast *et al.* (1983 cités par U.S. EPA) mettant en évidence des effets hépatotoxiques chez des rats exposés via l'eau potable durant deux ans, à des doses d'exposition moyennes de 7, 10 ou 20 mg/kg.j (mâles) et 9, 14 ou 30 mg/kg.j (femelles). Une NOAEL de 9 mg/kg.j et une LOAEL de 14 mg/kg.j (modification grasseuse au niveau du foie) ont été identifiées. Une BMDL₁₀ de 4,6 mg/kg.j a été estimée chez les mâles (6,6 mg/kg.j chez les femelles). Un facteur d'incertitude de 100 (10 pour extrapolation interspèce et 10 pour variabilité interindividuelle) a été appliqué à la BMDL₁₀ la plus faible. Le niveau de confiance accordé à cette valeur par U.S. EPA est moyen (niveau élevé pour l'étude, moyen pour la base de données).

Santé Canada (2004) recommande une valeur de 0,003 mg/kg.j. Cette dose admissible est basée sur une LOAEL de 9 mg/kg.j (modifications grasseuses à mi-zone du foie des rats femelles exposées via l'eau potable, Quast *et al.* 1983) divisée par un facteur d'incertitude de 3 000 (10 pour extrapolation inter-espèces, 10 pour variabilité interindividuelle, 10 pour utilisation d'une LOAEL et 3 pour les indications limitées de cancérogénicité). Noter que la dose considérée comme une LOAEL avait été considérée comme une NOAEL par U.S. EPA.

ATSDR (1994) et l'OMS (2004) proposent une valeur de 0,009 mg/kg.j pour une exposition chronique. Cette valeur est basée sur une NOAEL de 9 mg/kg.j (Quast et al. 1983) divisée par un facteur d'incertitude de 1 000 (10 pour extrapolation inter-espèces, 10 pour variabilité interindividuelle, 10 pour utilisation d'une LOAEL).

Aucune valeur n'a été proposée par RIVM (Baars *et al.* 2001)

Inhalation

La concentration de référence retenue (200 µg/m³) est celle proposée par U.S. EPA (2005).

Cette valeur est basée sur la mise en évidence d'effets hépatotoxiques (modifications graisseuses) chez des rats exposés par inhalation au 1,1-dichloroéthylène à raison de 6 heures/jours et 5 jours/semaine, pour une durée allant jusque 18 mois (Quast *et al.* 1986 cités par U.S. EPA). Après conversion en concentration équivalente pour l'humain, une NOAEL et une LOAEL de 17,7 et 53,2 mg/m³ ont été identifiées, et une BMCL₁₀ de 6,9 mg/m³ a été estimée. Cette concentration a été divisée par un facteur d'incertitude de 30 (3 pour extrapolation inter-espèces et 10 pour variabilité interindividuelle). Le niveau de confiance accordé à cette valeur par U.S. EPA est moyen (élevé pour étude, moyen pour base de données).

Cal/EPA (2005a) propose une valeur de 70 µg/m³ basée sur la mise en évidence d'effets hépatotoxiques chez des cochons d'Inde exposés par inhalation en continu à des concentrations comprises entre 0 et 189 mg/m³ durant 90 jours (Prendergast *et al.* 1967 cités par Cal/EPA). Une NOAEL de 20 mg/m³ (modifications enzymes sériques) et une LOAEL de 61 mg/m³ ont été identifiées. La NOAEL équivalente pour l'humain (20 mg/m³ car effet systémique et ratio des coefficients de partage =1 par défaut) a été divisée par un facteur d'incertitude de 300 (3 pour extrapolation interespèces, 10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour la durée réduite de l'étude). Les cochons d'Inde étaient plus sensibles que les autres espèces testées dans la même étude (rat, chien, singe).

ATSDR (1994) propose une MRL de 80 µg/m³ (0,02 ppm) pour une exposition sous-chronique. Cette valeur est basée sur les mêmes données expérimentales que celles retenues par Cal/EPA.

Aucune valeur n'a été proposée par RIVM (Baars *et al.* 2001) ou Santé Canada (2004).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le 1,1-dichloroéthylène est considéré comme un cancérigène possible pour l'humain par U.S. EPA (2005) selon les anciennes lignes directrices de cette organisation. Selon la nouvelle classification, il existe des *preuves suggestives* de cancérigénicité, mais les données sont insuffisantes pour une estimation quantitative du potentiel cancérigène chez l'humain. IARC (1999) considère cette substance comme non classable, et Santé Canada (1984) considère qu'elle peut être cancérigène pour l'humain.

Aucun coefficient de cancérigénicité n'a été proposé (U.S. EPA 2007, Cal/EPA 2005b, RIVM (Baars *et al.* 2001), Santé Canada 2004).

Toutefois, U.S. EPA (2004) rapporte un coefficient de cancérigénicité par voie orale de 1,2 (mg/kg.j)⁻¹. Cette valeur provient de la base de données HEAST (non disponible).

Par défaut, cette valeur a été appliquée aux deux voies d'exposition.

RÉFÉRENCES

- ATSDR (1994). *Toxicological Profile for 1,1-Dichloroethylene*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp39.html>
- Baars *et al.* (2001). *(Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report N°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/91203.pdf ; http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/79016.pdf
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA) http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf

- IARC (1999). *Vinylidene chloride*. IARC Monographs Vol. 71. International Agency for Research on Cancer (IARC). <http://www-cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol71/050-vinylchl.html>
- OMS (2004). *Guidelines for drinking-water quality*. World Health Organization. Geneva. 3rd Ed. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3/en/index.html
- Santé Canada (1984). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Documentation à l'appui - Le dichloro-1,1 éthylène*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/doc_sup-appui/dichloroethylene/index_f.html
- Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index_f.html
- U.S. EPA (2004). Superfund Chemical data Matrix. <http://www.epa.gov/superfund/sites/npl/hrsres/tools/scdm.htm>
- U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information system (IRIS). 1,1-Dichloroethylene* (dernière mise à jour : 2002). U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0039.htm>

14. Trichlorofluorométhane (n ° CAS : 75-69-4)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,3 (IRIS 2002) ^a	1 000 ^b	0,3 ^b	--

Coefficients de cancérrogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon U.S. EPA (2007b) ^b : -- selon IARC (IPCS 2007) : -- selon ACGIH (HSDB 2007) : non classable (groupe A4)			

-- : non disponible

^a : Date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA (2007b).

^b : Valeur provisoire dérivée de la dose de référence par voie orale

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur de référence correspondant à une exposition aiguë n'a été développée par U.S.EPA (2007a), ATSDR (2007), Cal/EPA (2000) ou AIHA (2007).

L'ACGIH a établi une concentration maximale d'exposition (*Ceiling limit*) de 1 000 ppm (environ 5 600 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Cette concentration correspond à la NOAEL chez l'humain rapportée par WHO (1990) pour une exposition unique de 8 h ou moins.

Pour la présente étude, une concentration de référence provisoire égale à la concentration de référence pour une exposition chronique (1 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) a été retenue.

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence retenue (0,3 mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (2007b).

Cette valeur est basée sur la mise en évidence d'une réduction de la durée de vie chez des rats et des souris et de lésions histopathologiques chez des rats exposés durant 78 semaines par gavage (NCI 1978 cité par U.S. EPA). Une LOAEL de 349 mg/kg.j (mortalité chez les rats) pour une exposition continue a été identifiée et divisée par un facteur d'incertitude de 1 000 (10 pour extrapolation interespèces, 10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour utilisation d'une LOAEL).

Le niveau de confiance accordé à cette valeur par U.S. EPA est moyen (nombre d'animaux et durée de l'étude adéquats, deux espèces testées, mais NOAEL non identifiée; absence de données sur la reproduction).

Inhalation

Aucune valeur n'a été proposée par U.S. EPA (2005), Cal/EPA (2005a), ATSDR (2005) ou Santé Canada (2004).

Une concentration de référence provisoire (1 000 µg/m³) a été dérivée à partir de la dose de référence par voie orale, pour un poids corporel de 70 kg et un taux d'inhalation de 20 m³/jour, en considérant que le taux d'absorption est identique par voie orale et par inhalation.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le potentiel cancérigène pour l'humain du trichlorofluorométhane n'a pas été évalué par U.S. EPA (2007b), IARC (IPCS 2007) ou Santé Canada (2004). Selon ACGIH, les données disponibles ne permettent pas de classer le fréon 11 pour son potentiel cancérigène envers l'humain (HSDB 2007). Aucun coefficient de cancérigénicité n'est disponible pour cette substance (U.S. EPA 2007b, Cal/EPA 2005b, Santé Canada 2004).

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2007). *Toxicological Profile information Sheet*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>
- Baars et al. (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report N°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/91203.pdf ; http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/79016.pdf
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. pp. 662. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Air Toxicology and Epidemiology Section. May 2005. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- HSDB (2007). *Trichlorodifluorométhane*. Hazardous Substances Database. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>
- IPCS (2007). *Chemical Safety Information from Intergovernmental Organizations*. International Programme on Chemical Safety. <http://www.inchem.org/>
- Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. pp. 5. Services d'évaluation de la santé environnementale, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada. Septembre 2004. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index_f.html
- U.S. EPA (2007a). *Acute Exposure Guideline Levels (AEGLs)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/opptintr/aegl/>
- U.S. EPA (2007b). *Integrated Risk Information system (IRIS). Dichlorodifluoromethane* (dernière mise à jour : 2004). U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0040.htm>
- WHO (1990) *Fully halogenated chlorofluorocarbons*. Environmental Health Criteria 113. World Health Organization. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc113.htm>

15. 1,1-Dichlorodifluorométhane (n ° CAS : 75-71-8)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,2 (IRIS 2004) ^a	700 ^b	0,2 ^b	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (2007b) ^a : -- selon IARC (IPCS 2007) : -- selon ACGIH (HSDB 2007): non classable			

-- : non disponible

^a : Date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA (2007b)

^b : Valeur provisoire dérivée de la dose de référence par voie orale

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur de référence correspondant à une exposition aiguë n'a été développée par ATSDR (2007), Cal/EPA (2000) ou U.S. EPA (2007a,b).

L'ACGIH a établi une concentration limite sans effet pour une exposition de 8 heures (TLV-TWA, *Threshold Limit Value-Time Weighted Average*) de 1 000 ppm (soit 4 950 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Le fréon 12 ne présentant pas de toxicité particulière lors d'une exposition aiguë, aucune valeur limite pour une exposition à plus court terme (ex. 15 min.) n'a été dérivée par ACGIH. La TLV-TWA correspond à la NOAEL chez l'humain pour une exposition unique (8 h et moins) (WHO 1990).

Pour la présente étude, une concentration de référence provisoire de 4 950 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a été retenue (TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité arbitraire de 100).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence retenue (0,2 mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (2007b).

Cette valeur est basée sur la mise en évidence d'une réduction de la prise de poids chez des rats exposés durant deux ans via leur alimentation (3 000 ppm soit 150 mg/kg.j) (Sherman *et al.* 1974). Aucun effet n'ayant été observé à 15 mg/kg.j, cette dernière valeur a été retenue comme NOAEL et a été divisée par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour extrapolation inter-espèces et 10 pour variabilité interindividuelle). Le niveau de confiance accordé à cette valeur par U.S. EPA est moyen (étude chronique par voie orale sur deux espèces (rat, chien), batterie exhaustive de paramètres étudiés).

L'OMS (WHO 1975) propose une valeur de 1,5 mg/kg.j basée sur une NOAEL de 150 mg/kg.j divisée par un facteur d'incertitude de 100. La NOAEL est également issue de l'étude de Sherman *et al.* (1974), mais l'OMS a considéré que la réduction de la prise de poids à la plus forte dose n'était pas un effet significativement néfaste.

Aucune valeur n'a été proposée par ATSDR (2007), Santé Canada (2004), RIVM (Baars *et al.* 2001).

Inhalation

Aucune valeur n'a été proposée par U.S. EPA (2007b), ATSDR (2007), Cal/EPA (2005a), Santé Canada (2004), WHO (1990) ni RIVM (Baars *et al.* 2001).

Par défaut, une concentration de référence provisoire ($700 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a été dérivée de la dose de référence par ingestion pour un poids corporel de 70 kg et un taux d'inhalation de $20 \text{ m}^3/\text{jour}$, en considérant que le taux d'absorption est le même pour les deux voies d'exposition.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le potentiel cancérigène du fréon 12 n'a pas été évalué par U.S. EPA (2007b), Santé Canada (2004) ou IARC (IPCS 2007). Selon ACGIH, les données disponibles ne permettent pas de classer le fréon 12 pour son potentiel cancérigène envers l'humain (HSDB 2007). Aucun coefficient de cancérigénicité n'est disponible pour cette substance (U.S. EPA 2007b, Cal/EPA 2005b, Santé Canada 2004).

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2007). *Toxicological Profile information Sheet*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report N°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/91203.pdf ; http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/79016.pdf
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. pp. 662. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Air Toxicology and Epidemiology Section. May 2005. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- HSDB (2007). *Dichlorodifluorométhane*. Hazardous Substances Database. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>
- IPCS (2007). *Chemical Safety Information from Intergovernmental Organizations*. International Programme on Chemical Safety. <http://www.inchem.org/>
- RTECS (2007). *1,1-Difluorométhane*. Registry of Toxic Effects of Chemical Substances. <http://ccinfoweb.ccohs.ca/rtecs/search.html>. Site consulté le 6 septembre 2007.
- Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. pp. 5. Services d'évaluation de la santé environnementale, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada. Septembre 2004. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index_f.html
- U.S. EPA (2007a). *Acute Exposure Guideline Levels (AEGs)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/opptintr/aegl/>
- U.S. EPA (2007b). *Integrated Risk Information system (IRIS). Dichlorodifluoromethane* (dernière mise à jour : 2004). U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0040.htm>
- WHO (1975). *Toxicological evaluation of some food colours, thickening agents, and certain other substances*. WHO Food Additives Series n° 8 (FAS 8/NMRS 55A-JECFA), World Health Organization, Geneva 1975, 19/58 <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v08je10.htm>
- WHO (1990) *Fully halogenated chlorofluorocarbons*. Environmental health Criteria 113. World Health Organization. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc113.htm>

16. 1,1,2 Trichlorotrifluoroéthane (n ° CAS : 76-13-1)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
30 (IRIS 1996) ^a	191 300	55 ^b	--

Coefficients de cancérrogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA : -- selon IARC : -- selon Santé Canada : -- selon ACGIH (HSDB 2007) : non classable			

-- : non disponible

^a : Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA (2007b)^b : Valeur provisoire**CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË**

Aucune valeur de référence correspondant à une exposition aiguë n'a été développée par U.S.EPA (2007a), ATSDR (2007) ou Cal/EPA (2000).

L'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 1 000 ppm (soit environ 7 600 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) et une STEL de 1 250 ppm (HSDB 2007). LA TLV-TWA correspond à la NOAEL observée chez l'humain pour une exposition de 6 h/jour, 5 jours/semaines, durant 2 semaines (ACGIH 1986, WHO 1990).

Pour les fins de la présente étude, la concentration de référence pour une exposition chronique (191 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) a été retenue comme valeur provisoire pour estimer les risques d'effets liés à une exposition aiguë.

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUEVoie orale

La dose de référence retenue (30 mg/kg.j) est celle proposée par U.S.EPA (2007b).

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude épidémiologique en milieu de travail (Imbus and Adkins 1972, cités par U.S. EPA). Aucun effet néfaste apparent n'avait été mis en évidence chez des travailleurs exposés par inhalation à des concentrations de 500 mg/m³ durant 11 ans ou de 5 358 mg/m³ durant 2,77 ans. La dose de référence a donc été estimée à partir d'une NOAEL de 5 358 mg/m³, ce qui correspond, pour une exposition continue (10 m³/jour de travail x 5j/7j x 1/20 m³/jour), à 1 913 mg/m³. U.S. EPA a appliqué un facteur d'absorption de 0,5 pour estimer la dose d'exposition par voie orale correspondante, et a appliqué un facteur d'incertitude de 10 (variabilité interindividuelle), ce qui conduit à une dose de référence (arrondie) à 30 mg/kg.j. U.S. EPA précise que cette dose de référence est suffisamment protectrice puisque beaucoup plus faible que la concentration à laquelle des effets ont été observés chez l'humain après exposition aiguë (19 161 mg/m³ durant 2,75 heures : observation d'une légère déficience de la performance psychomotrice).

D'autre part, chez l'animal, aucun effet (développement, reproduction et autres effets chroniques) n'avait été observé chez des animaux exposés à moins de 5 000 ppm, soit environ 39 000 mg/m³ (HSDB 2007).

Aucune valeur de référence n'a été proposée par ATSDR (2007), Santé Canada (2004), l'IPCS (2007) ou le RIVM (Baars *et al.* 2001).

Inhalation

Aucune concentration de référence n'a été proposée par U.S. EPA (2007b), ATSDR (2007), Santé Canada (2004), OMS (1990), Cal/EPA (2005a) et le RIVM (Baars *et al.* 2001) pour une exposition chronique.

La dose de référence par inhalation retenue (55 mg/kg.j) est donc une valeur provisoire basée sur les résultats de l'étude utilisée pour calculer la dose de référence par voie orale (Imbus and Adkins 1972, cités par U.S. EPA 2007). Cette valeur correspond à une concentration de référence de 1 913 mg/m³.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNITÉ

Le potentiel cancérigène du fréon 113 n'a pas été évalué par U.S. EPA, Santé Canada ou IARC (IPCS 2007). Selon ACGIH, les données disponibles ne permettent pas de classer le fréon 113 pour son potentiel cancérigène envers l'humain (HSDB 2007). Par ailleurs, les tests de génotoxicité réalisés pour cette substance se sont tous révélés négatifs (DuPont 2005, HSDB 2007). Aucun coefficient de cancérigénité n'est disponible pour cette substance (U.S. EPA 2007b, Cal/EPA 2005b, Santé Canada 2004).

RÉFÉRENCES

- ACGIH (1986). *Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices*, Fifth Edition. Cincinnati, Ohio, American Conference of Governmental Industrial Hygienists
- ATSDR (2007). *Toxicological Profile information Sheet*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report N°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/91203.pdf ; http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/79016.pdf
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. pp. 662. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Air Toxicology and Epidemiology Section. May 2005. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- DuPont (2005) *Robust summary for fluoroethane category*. <http://www.epa.gov/chemrtk/pubs/summaries/fluoreth/c15842.pdf>. Report presented to the U.S. EPA HPV Challenge Program. <http://cfpub.epa.gov/hpv-s/>
- HSDB (2007). *1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoroéthane*. Hazardous Substances Database. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>
- IPCS (2007). *Chemical Safety Information from Intergovernmental Organizations*. International Programme on Chemical Safety. <http://www.inchem.org/>
- WHO (1990) *Fully halogenated chlorofluorocarbons*. Environmental health Criteria 113. World Health Organization. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc113.htm>
- Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. pp. 5. Services d'évaluation de la santé environnementale, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada. Septembre 2004. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index_f.html
- U.S. EPA (2007a). *Acute Exposure Guideline Levels (AEGLs)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/opptintr/aegl/>

- U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information system (IRIS). 1,1,2 Trichloro-1,2,2-trifluorométhane (dernière mise à jour : 1996¹⁶)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0123.htm>

¹⁶ Aucune nouvelle étude critique concernant cette substance n'a été mise en évidence lors d'une revue de littérature effectuée pour U.S. EPA en septembre 2002.

17. 1,2-Dichlorotétrafluoroéthane (n ° CAS : 76-14-2)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,4 ^a	1 400 ^a	0,4 ^a	--

Coefficients de cancérrogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (2007b) : -- selon IARC (IPCS 2007) : -- selon Santé Canada : --			

-- : non disponible

^a : Valeurs provisoires**CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË**

Aucune valeur de référence correspondant à une exposition aiguë n'a été développée par Cal/EPA (2000), ATSDR (2007), AIHA (2007) ou U.S. EPA (2007a,b). La concentration de référence utilisée dans la présente étude ($70\,000\ \mu\text{g}/\text{m}^3$) est une valeur provisoire correspondant à la TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité de 100.

L'ACGIH a établi une concentration limite sans effet pour une exposition de 8 heures (TLV-TWA) de 1 000 ppm (soit environ $7\,000\,000\ \mu\text{g}/\text{m}^3$). ACGIH indique que cette TLV-TWA devrait protéger les travailleurs des effets possibles après une exposition de courte durée (effets sur le système respiratoire et cardiovasculaire et, à très forte concentration, narcose et asphyxie). La TLV-TWA est au moins dix(10) fois plus faible que les concentrations d'exposition pour lesquelles des effets avaient été observés chez des animaux de laboratoire (ACGIH 1986, WHO 1990, HSDB 2007). Aucun effet n'avait été noté chez des rats exposés par inhalation à 10 000 ppm de fréon 114 durant neuf (9) mois. Les données disponibles chez l'humain réfèrent à des mélanges de produits et ne permettent pas d'estimation quantitative de la toxicité du fréon 114. Par ailleurs, les données disponibles ne sont pas suffisantes pour dériver des valeurs de toxicité pour des périodes plus courtes (< 8 h).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUEVoie orale

Aucune valeur de référence n'a été développée par U.S. EPA (2007b), ATSDR (2007), Cal/EPA (2005a), Santé Canada (2004) ou le RIVM (Baars *et al.* 2001). La dose de référence utilisée dans la présente étude (0,4 mg/kg.j) est donc une valeur provisoire dérivée comme suit :

La seule étude de toxicité par voie orale recensée (Paulet et Desbrousses 1969 cités par Dupont 2005) n'a pas pu être utilisée car les informations disponibles ne permettent pas de déterminer la dose d'exposition des animaux. Dans cette étude, aucun effet significatif relié au traitement n'avait été mis en évidence chez des rats et des chiens exposés par gavage à des doses de 0, 0,5 % ou 3 % (rats) et à 0 ou 25 % (chiens) durant 90 jours. Les paramètres étudiés étaient l'hématologie, la chimie des urines, la chimie du sang, l'excrétion du fluor (rat), le comportement et d'autres effets cliniques.

Par défaut, une valeur de référence provisoire a donc été dérivée de la valeur retenue pour l'inhalation. En supposant que le taux d'absorption par ingestion et inhalation est le même, une dose de référence provisoire par voie orale de 0,4 mg/kg.j a donc été retenue pour la présente étude. Cette valeur est du même ordre de grandeur ou plus faible que celles proposées par U.S. EPA (2007b) pour d'autres chlorofluorocarbones (fréon 11, fréon 12, fréon 113). Selon WHO (1990), ces substances ont des profils de toxicité comparables.

Inhalation

Aucune valeur n'a été proposée par U.S. EPA (2007b), ATSDR (2007), Cal/EPA (2005), Santé Canada (2004) ou le RIVM (Baars *et al.* 2001). La dose de référence pour une exposition chronique utilisée dans la présente étude (0,4 mg/kg.j) est donc une valeur provisoire dérivée comme suit :

Une seule étude portant sur les effets du fréon 114 par inhalation a été recensée (Paulet et Desbrousses 1969 cités par Dupont 2005). Des souris (20 adultes) et des rats (20 adultes et 10 jeunes) ont été exposés à du fréon 114 (0 ou 10 000 ppm) à raison de 2,5 heures/jour, 5 jours/semaine durant deux mois. Aucune mortalité n'a été observée durant l'étude, aucun effet sur le poids corporel n'a été mis en évidence. Durant le 1^{er} mois, de légères modifications hématologiques ont été observées, mais celles-ci se sont résorbées durant le 2^e mois (phénomène d'adaptation probable). Aucune lésion des poumons ou des bronches n'a été mise en évidence. Sur la base de ces résultats, la concentration testée est une NOAEL. De plus, 10 souris et 10 rats ont été exposés à 0, 100 000 ou 200 000 ppm de fréon 114, à raison de 2,5 heures/jour, 5 jours/semaine durant 2 semaines. À 200 000 ppm, des lésions pulmonaires (réversibles deux semaines après l'exposition) ont été observées chez les rats.

Par défaut, les résultats de cette étude de courte durée (60 jours) ont été utilisés pour dériver une concentration de référence provisoire pour des effets chroniques. La NOAEL la plus faible (10 000 ppm), convertie pour une exposition continue (744 ppm), a été divisée par un facteur d'incertitude de 3 000 (10 pour extrapolation interspèces, 10 pour extrapolation interindividuelle, 10 pour la durée réduite de l'exposition et 3 pour le manque de données concernant la toxicité). La valeur provisoire ainsi obtenue est donc de 0,2 ppm (1 400 µg/m³), ce qui correspond à une dose de 0,4 mg/kg.j (pour un poids corporel de 70 kg et un taux d'inhalation de 20 m³/jour). Cette valeur est du même ordre de grandeur que celles retenues pour d'autres chlorofluorocarbones (fréon 11, fréon 12, fréon 113). Selon WHO (1990), ces substances ont des profils de toxicité comparables.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le fréon 114 n'a pas été évalué pour son potentiel cancérigène pour l'humain (U.S. EPA 2007, IARC (IPCS 2007), Santé Canada). ACGIH considère qu'il n'est pas classable (groupe A4). Par conséquent, aucun coefficient de cancérigénicité n'a été proposé par les organismes de santé.

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2007). *Toxicological Profile Information Sheet*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html#d> (site consulté le 5 septembre 2007)
- Baars *et al.* (2001). *(Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report N°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment)*. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/91203.pdf ; http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/79016.pdf
- DuPont (2005). *Robust summary for 1,2 Dichloro-1,1,2,2-tétrafluorométhane*. Presented to U.S. EPA. <http://www.epa.gov/chemrtk/pubs/summaries/fluoreth/c15842tc.htm>
- HSDB (2007). *Dichlorotetrafluoroéthane*. Hazardous Substances Database. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>
- IPCS (2007). *Chemical Safety Information from Intergovernmental Organizations*. International Programme on Chemical Safety. <http://www.inchem.org/> (site consulté le 5 septembre 2007)
- Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. pp. 5. Services

d'évaluation de la santé environnementale, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada. Septembre 2004. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index_f.html

- U.S. EPA (2007a). *Acute Exposure Guideline Levels (AEGs)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/opptintr/aegl/>
- U.S. EPA (2007b). *Integrated Risk Information system (IRIS)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/search.htm#woe> (site consulté le 5 septembre 2007)
- WHO (1990) *Fully halogenated chlorofluorocarbons*. Environmental health Criteria 113. World Health Organization. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc113.htm>

18. 1,2-Dichloropropane (n ° CAS : 78-87-5)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,07 (ATSDR 1989)	4 (IRIS 2002) ^a	0,001	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (2007) : -- selon IARC (1999) : non classable (groupe 3) selon ACGIH (HSDB 2007) : non classable (groupe A4)			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA (2007).

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

La concentration de référence retenue pour une exposition de courte durée ($230 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est celle proposée par ATSDR (1989).

ATSDR (1989) propose une concentration limite de $230 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,05 ppm) pour protéger des effets par inhalation pour une durée d'exposition courte (jusque 14 jours consécutifs). Cette valeur serait basée sur une NOAEL de 30 ppm obtenue chez des souris (Nitschke et Johnson 1983 cités par ATSDR). Des souris et des rats ont été exposés par inhalation à raison de 6 heures par jour, 4-5 jours/semaine durant deux semaines. À 30 ppm, aucun effet n'a été observé. À 100 ppm, une dégénérescence de la muqueuse nasale a été observée chez les rats et les souris. La NOAEL (30 ppm) a été convertie pour une exposition continue et divisée par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour extrapolation interspèces et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Cal/EPA (2000) et AIHA (2007) n'ont proposé aucune valeur. ACGIH recommande une TLV-TWA (8 h) de 75 ppm ($350\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (HSDB 2007).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence retenue (0,07 mg/kg.j) est celle proposée par ATSDR (1989) pour une exposition de durée sous-chronique, car elle est basée sur une LOAEL plus faible que celle identifiée lors d'une exposition chronique.

ATSDR (1989) propose une MRL de 0,09 mg/kg.j pour une exposition chronique, et une valeur légèrement plus faible (0,07 mg/kg.j) pour une exposition de durée sous-chronique. La MRL chronique est basée sur une LOAEL de 125 mg/kg.j (nécrose hépatique) identifiée chez des souris exposées durant 103 semaines, 5 jours/semaine (NTP 1986 cité par ATSDR). La MRL sous-chronique est basée sur une LOAEL de 100 mg/kg.j (réduction du poids corporel et anémie légère) identifiée chez des rats exposés durant 13 semaines à raison de 5 jours/semaine (Bruckner et al., 1989 cités par ATSDR). Dans les deux cas, un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué à la LOAEL après conversion pour une exposition continue (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'utilisation d'une LOAEL).

Aucune valeur n'a été proposée par RIVM (Baars *et al.* 2001), Santé Canada (2004), OMS (2005) et U.S. EPA (2007).

Inhalation

La concentration de référence retenue ($4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est celle proposée par U.S. EPA (2007).

Cette valeur est basée sur la mise en évidence d'une hyperplasie de la muqueuse nasale chez des rats exposés par inhalation ($69,3, 231$ ou $693 \text{ mg}/\text{m}^3$) durant 13 semaines à raison de 6 heures/jour et 5 jours/semaine (Nitschke *et al.* 1988 cités par U.S. EPA). Aucune NOAEL n'a pu être identifiée. La LOAEL ($69 \text{ mg}/\text{m}^3$) a été convertie en concentration équivalente pour l'humain pour une exposition continue (LOAEL = $1,3 \text{ mg}/\text{m}^3$) et divisée par un facteur d'incertitude de 300 (3 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle, 3 pour la durée sous-chronique de l'étude et 3 pour l'utilisation d'une LOAEL correspondant à des effets peu sévères). Le niveau de confiance accordé à cette valeur par U.S. EPA est moyen (élevé pour l'étude car deux espèces (rat, lapin), organe cible connu et relation dose-réponse observée, moyen pour la base de données car absence de données chroniques par inhalation).

ATSDR (1989) propose une MRL_{sc} de $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,007 ppm) pour une exposition de durée sous-chronique. Cette valeur est basée sur la LOAEL de 15 ppm ($69 \text{ mg}/\text{m}^3$) issue de l'étude de Nitschke *et al.* 1988). Selon ATSDR, la LOAEL a été ajustée pour une exposition continue et divisée par un facteur de sécurité de 1 000 (3 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'utilisation d'une LOAEL). Toutefois, cela devrait conduire à une valeur finale de 0,0026 ppm ($12 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et non de 0,007 ppm.

Aucune valeur n'a été proposée par RIVM (Baars *et al.* 2001), Santé Canada (2004) ou Cal/EPA (2005).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le potentiel cancérigène du 1,2-dichloropropane n'a pas été évalué par U.S. EPA (2007) et cette substance est considérée comme non classable par l'IARC (1999). Aucun coefficient de cancérigénicité n'a donc été proposé.

RÉFÉRENCES

- ATSDR (1989). *Toxicological Profile for 1,2-dichloropropane*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp134.html>
- Baars *et al.* (2001). Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report n° 711701025. (National Institute of Public Health and the Environment) <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- Cal/EPA (2005). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html
- HSDB (2007). *Hazardous Substances Data Bank*. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search>
- IARC (1999). *1,2-Dichloropropane*. IARC Monographs Vol. 71. <http://www-cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol71/084-12dichprop.html>
- Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index_f.html
- U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information System (IRIS). 1,2-Dichloropropane*. (dernière révision : 2002) <http://www.epa.gov/iris/subst/0601.htm>

19. 1,1,2-Trichloroéthane (n ° CAS : 79-00-5)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,004 (IRIS 1995) ^a	14 ^b	0,004 ^b	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
0,057 (IRIS 1994) ^a	$1,6 \times 10^{-5}$ (IRIS 1994) ^a	0,057	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1994) ^a : cancérogène possible (groupe C) Selon IARC (1997) : non classable (groupe 3)			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA (2007).

^b : Valeur provisoire dérivée de la dose par ingestion

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Cal/EPA (2000), ATSDR (1989) et AIHA (2007) n'ont proposé aucune valeur.

ACGIH recommande une TLV-TWA (8 h) de 10 ppm ($54\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$) une concentration maximale d'exposition de 50 ppm (HSDB 2007). La TLV-TWA est basée sur une analogie d'effets avec ceux rapportés pour le chloroforme (TLV-TWA : 10 ppm) et le tétrachloroéthane (TLV-TWA 10 ppm).

Pour la présente étude, une concentration de référence provisoire de $540 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a été retenue (TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité arbitraire de 100)

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence retenue (0,004 mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (2007) pour une exposition de durée chronique.

Cette valeur est basée sur deux (2) études (White *et al.* et Sanders *et al.* 1985 cités par U.S. EPA) effectuées chez des souris exposées au 1,1,2-trichloroéthane *via* l'eau de boisson à des doses de 0, 20, 200, 2 000 mg/L équivalant à 0, 4,4, 46 et 305 mg/kg.j pour les mâles et de 0, 3,9, 44 et 384 mg/kg.j pour les femelles durant 90 jours. Une NOAEL de 3,9 mg/kg.j a été obtenue en raison d'effets hépatotoxiques (modification de marqueurs sériques) chez les femelles. Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué (10 pour extrapolation interspèces, 10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour extrapolation d'une durée sous-chronique à chronique).

Aucune autre dose de référence n'a été proposée par ATSDR (1989), Santé Canada (2004), l'OMS (2006) ou le RIVM (Baars *et al.* 2001).

Inhalation

Aucune valeur n'a été proposée par U.S. EPA (2006), ATSDR (1989), Cal/EPA (2005a), RIVM (Baars *et al.* 2001), l'OMS (2006) ou Santé Canada (2004).

Par défaut, une concentration de référence provisoire ($14 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a été dérivée de la dose de référence par inhalation (0,004 mg/kg.j), en considérant que le taux d'absorption est le même par ingestion et inhalation, et pour un poids corporel de 70 kg et un taux d'inhalation de 20 m³/jour.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNITÉ

Le 1,1,2-trichloroéthane est classé comme cancérigène possible chez l'humain par U.S. EPA (2006), mais est considéré comme non classable par l'IARC (1999).

Voie orale

Le coefficient de cancérigénité retenu ($0,057 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$) est celui proposé par U.S. EPA (2006) et Cal/EPA (2005b).

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude effectuée chez des souris B6C3F1 exposées par gavage à des doses croissantes de 150 passant à 200 mg/kg.j ou 300 passant à 400 mg/kg.j et chez des rats Osborne-Mendel exposés par gavage à des doses croissantes de 30 passant à 50 mg/kg.j ou 70 passant à 100 mg/kg.j durant 78 semaines (5 jours/semaine) (NCI 1978 cité par U.S. EPA). Une augmentation statistiquement significative de l'incidence de carcinomes hépatocellulaires a été observée chez les souris tant pour les mâles que pour les femelles. Une augmentation dose-dépendante de l'incidence de phéochromocytome a également été identifiée chez la souris femelle. Le coefficient a été déterminé par la procédure multiétape linéarisée.

Aucune valeur n'a été proposée par Santé Canada (1996).

Inhalation

U.S. EPA (2006) et Cal/EPA (2005b) proposent un risque unitaire de $1,6 \times 10^{-5} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$. Cette valeur a été dérivée à partir du coefficient de cancérigénité pour un poids corporel de 70 kg et d'un taux d'inhalation de $20 \text{ m}^3/\text{j}$.

Aucune valeur n'a été proposée par Santé Canada (2006).

RÉFÉRENCES

- AIHA (2007). *Emergency Response Planning Guidelines*. www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-ergplevels.pdf
- ATSDR (1989). *Toxicological Profile for 1,1,2-trichloroethane*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp148.html>
- Baars *et al.* (2001) *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report n° 711701025. (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html.
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. pp. 662. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Air Toxicology and Epidemiology Section. May 2005. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf
- HSDB (2007). *Hazardous Substances Data Bank*. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search>
- IARC (1999). 1,1,2-trichloroethane. IARC monographs Vol. 71. <http://www.inchem.org/documents/iarc/vol71/049-trichloreth.html>
- OMS (2006). *Chemical Safety Information from Intergovernmental Organizations*. <http://www.inchem.org/>
- Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. pp. 5. Services d'évaluation de la santé environnementale, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada. Septembre 2004. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index_f.html
- U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information System (IRIS). 1,1,2-trichloroethane* (dernières révisions¹⁷ : 1992 à 1995). <http://www.epa.gov/iris/subst/0198.htm>

¹⁷ Une revue de littérature menée récemment (2003) n'a pas identifié de nouvelles données pertinentes concernant la toxicité du 1,1,2-trichloroéthane

20. Trichloroéthylène (n ° CAS : 79-01-6)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)	(mg/kg.j)	
1,4 x 10 ⁻³ (Santé Canada 2004)	600 (Cal/EPA 2005)	0,17	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	(µg/m ³) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
8,1 x 10 ⁻⁴ (Santé Canada 2004)	2 x 10 ⁻⁶ (Cal/EPA 2005)	7 x 10 ⁻³ (Cal/EPA 2005)	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (2007) : -- selon IARC (1995) : probablement cancérogène (groupe 2A) selon Santé Canada (2004) : probablement cancérogène (groupe II)			

-- : non disponible

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

La concentration de référence retenue pour une exposition de courte durée (10 700 µg/m³) est celle proposée par ATSDR (2004).

ATSDR (2004) propose une concentration limite de 10 700 µg/m³ (2 ppm) pour protéger des effets par inhalation pour une durée d'exposition courte (jusque 14 jours consécutifs). Cette valeur est basée sur une LOAEL de 200 ppm obtenue chez l'humain et relative à des effets neurologiques subjectifs et peu sévères (Stewart et al. 1970 cités par ATSDR). Des adultes volontaires (6) avaient été exposés par inhalation au trichloroéthylène (200 ppm) à raison de 7 heures par jour durant 5 jours. De faibles effets suggestifs (irritation de la gorge et des yeux, maux de tête, fatigue, somnolence) ont été rapportés. Aucun effet objectif, tel que mesuré par des tests de dextérité ou de coordination, n'ont été vus. Cependant, 50% des sujets ont indiqué que la réalisation des tests neurocomportementaux leur demandait un effort plus soutenu. Une LOAEL de 200 ppm a donc été retenue. La concentration a été convertie pour une exposition continue (LOAEL = 60 ppm) puis divisée par un facteur d'incertitude de 30 (3 pour l'utilisation d'une LOAEL et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA (2000) ni par AIHA (2007). ACGIH recommande une TLV-TWA de 50 ppm (HSDB 2007).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence retenue (1,4 x 10⁻³ mg/kg.j) est celle proposée par Santé Canada (2004) et WHO (2005).

Cette valeur est basée sur les résultats de l'étude de Dawson *et al.* (1993 cités par Santé Canada) mettant en évidence des effets sur le développement (malformations cardiaques) chez les rats. Les mères avaient été exposées à des doses de 0, 0,18 ou 132 mg/kg.j via l'eau potable pendant trois mois avant la gestation; pendant deux mois avant la gestation et 21 jours au cours de la gestation ou pendant 21 jours durant la gestation seulement. La LOAEL a été fixée à 0,18 mg/kg.j, compte tenu de l'incidence accrue de malformations cardiaques chez les fœtus nés de mères exposées avant et pendant la gestation. Une BMDL₁₀ de 0,146 mg/kg.j a été estimée, à laquelle un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué.

Santé Canada précise que cette étude a été choisie en dépit de ses lacunes méthodologiques (incidence des malformations par portée inconnue car résultats exprimés seulement en fonction du nombre total de fœtus du groupe exposé) car elle représentait l'étude la plus adéquate pour établir des recommandations dans l'eau potable. De plus, les effets critiques observés ont été corroborés par l'étude de Johnson *et al.* (2003 cités par Santé Canada) et appuient des constatations semblables concernant une augmentation des malformations congénitales établies à la suite d'études épidémiologiques (Goldberg *et al.* 1990 et Bove *et al.* 1995 cités par Santé Canada).

RIVM (Baars *et al.* 2001) propose une valeur provisoire de 0,05 mg/kg.j basée sur une NOAEL de 50 mg/kg.j divisée par un facteur d'incertitude de 1 000 (10 pour extrapolation interespèces, 10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour les lacunes de la base de données et le peu de fiabilité des données disponibles).

Aucune valeur n'a été proposée par ATSDR (1997) pour une exposition de durée sous-chronique ou chronique. Actuellement, aucune valeur n'est proposée dans IRIS par U.S. EPA (révision en cours).

Inhalation

La concentration de référence retenue (600 µg/m³) est celle proposée par Cal/EPA (2005a).

Cal/EPA (2005a) propose une concentration de référence (600 µg/m³) basée sur la mise en évidence d'effets neurotoxiques chez des travailleurs exposés à des vapeurs de TCE durant 8 ans (Vandervort et Polnkoff 1973 cités par Cal/EPA). Des effets (sommolence, maux de tête, fatigue et irritation des yeux) ont été rapportés chez des travailleurs exposés à des concentrations journalières moyennes de 32 ppm (170 mg/m³) et plus. Cette concentration, identifiée comme une LOAEL, a été convertie pour une exposition continue (60 mg/m³) et divisée par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour utilisation d'une LOAEL).

ATSDR (1997) propose une MRL de 600 µg/m³ (0,1 ppm) pour une exposition sous-chronique. Cette valeur est basée sur la mise en évidence d'effets neurologiques (diminution du rythme cardiaque et perturbation du sommeil) chez des rats exposés par inhalation à une concentration supérieure ou égale à 50 ppm à raison de 8 heures/jour, 5 jours/semaine, durant 6 semaines (Arito *et al.* 1994a cités par ATSDR). La LOAEL convertie en dose équivalente pour l'humain pour une exposition continue (44 ppm) a été divisée par un facteur d'incertitude de 300 (3 pour extrapolation interespèces, 10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour utilisation d'une LOAEL).

RIVM (Baars *et al.* 2001) propose une concentration de référence provisoire de 200 µg/m³. Cette valeur est basée sur une LOAEL de 200 mg/m³ obtenue chez l'animal (hépatotoxicité et dépression du système nerveux central) divisée par un facteur de sécurité de 1 000 (10 pour extrapolation interespèces, 10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour utilisation d'une LOAEL). *Cette valeur n'a pas été retenue car elle est basée sur une LOAEL chez l'animal semblable à la LOAEL identifiée chez l'humain et implique donc l'utilisation d'un facteur d'incertitude additionnel.*

Aucune valeur n'a été proposée par Santé Canada (2004). Il est possible qu'une valeur soit proposée prochainement dans IRIS par U.S. EPA.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le trichloroéthylène est considéré comme un cancérigène probable pour l'humain par IARC (1995) et Santé Canada (2004). Le classement par U.S. EPA (2007) n'est pas disponible actuellement (en cours de révision).

Voie orale

Le coefficient de cancérigénicité retenu (8,1 x 10⁻⁴ (mg/kg.j)⁻¹) est celui proposé par Santé Canada (2004) et WHO (2005).

Cette valeur est basée sur les résultats des études du NTP (1988 et 1990 cités par Santé Canada) mettant en évidence une augmentation de l'incidence de tumeurs du rein (adénomes du tubule et adénocarcinomes du rein combinés) observées chez des rats (trois souches différentes) exposés par voie orale durant 103 semaines. Les coefficients, dérivés selon la procédure multi-étapes linéarisée, ont été établis à 8,1 x 10⁻⁴ (mg/kg.j)⁻¹ chez les mâles et à 5,8 x 10⁻⁴ (mg/kg.j)⁻¹ chez les femelles. Santé Canada précise que le coefficient retenu est le plus conservateur parmi tous ceux qui ont été évalués à partir d'autres études (incidence d'adénocarcinomes rénaux après inhalation; tumeurs du foie, du testicule et lymphomes observées chez les rongeurs).

Aucune valeur n'a été proposée par le RIVM (Baars *et al.* 2001). Il est possible qu'une valeur soit proposée prochainement dans IRIS par U.S. EPA.

Inhalation

Le risque unitaire retenu ($2 \times 10^{-6} \mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$) est celui proposé par Cal/EPA (2005b).

Cette valeur est basée sur les résultats de quatre études de carcinogénicité menées chez des souris exposées par inhalation (Bell *et al.* 1978, Henschler *et al.* 1980, Fukada *et al.* 1983 et Maltoni *et al.* 1986 cités par Cal/EPA). Une augmentation de l'incidence de carcinome et adénome hépatocellulaires et une augmentation de l'incidence d'adénocarcinome pulmonaire et de lymphome malin ont été mises en évidence chez les mâles et les femelles respectivement. Le potentiel carcinogène du TCE a été estimé à partir des doses de métabolites estimées par modélisation PBPK, en utilisant la procédure multiétapes linéarisée. Les risques unitaires estimés à partir de chaque étude étaient compris entre 8×10^{-7} et $1 \times 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$. Cal/EPA (2005b) a retenu la moyenne géométrique de ces valeurs.

Santé Canada (2004) a calculé un risque unitaire de $1,2 \times 10^{-7} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ pour les mâles et de $8,1 \times 10^{-8} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ pour les femelles à partir de l'étude de Maltoni *et al.* (1986 cités par Santé Canada). Les rats avaient été exposés par inhalation durant 104 semaines, et une augmentation de l'incidence des adénocarcinomes des tubules rénaux avait été retenue comme effet critique.

WHO (2000) a retenu un risque unitaire de $4,3 \times 10^{-7} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ basé sur la mise en évidence d'une augmentation de l'incidence de tumeurs testiculaires (cellules de Leydig) chez des rats exposés par inhalation (Maltoni *et al.* 1986 cités par WHO). La procédure multi-étapes linéarisée avait été utilisée.

Aucune valeur n'a été proposée par le RIVM (Baars *et al.* 2001). Il est possible qu'une valeur soit proposée prochainement dans IRIS par U.S. EPA.

RÉFÉRENCES

- ATSDR (1997). *Toxicological Profile for Trichloroethylene*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp19.html>
- Baars *et al.* (2001). *(Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report N°711701025* (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/allchrels.pdf ; http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/79016.pdf
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA). http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf
- HSDB (2007). *Hazardous Substances Data Bank*. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search>
- IARC (1995). *Trichloroethylene*. IARC Monographs Vol. 63. International Agency for Research on Cancer (IARC). <http://www-cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol63/trichloroethylene.htm>
- Santé Canada (2004). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Documentation à l'appui - Le trichloroéthylène*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/doc_sup-appui/trichloroethylene/index_f.html
- U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information system (IRIS). Trichloroethylene (dernière mise à jour : 1992¹⁸)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0199.htm>
- WHO (2000). *Air Quality Guidelines for Europe, Second Edition. WHO regional publications, European series, No 91*. World Health Organisation (WHO), Geneva. <http://www.euro.who.int/document/e71922.pdf>
- WHO (2005). *Trichloroethene in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality*. WHO/SDE/WSH/05.08/22. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwg/chemicals/trichloroethene/en/

¹⁸ Substance actuellement en cours de révision

21. 1,1,2,2-tétrachloroéthane (n ° CAS : 79-34-5)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,04 (ATSDR 1996)	275 ^b	0,08 ^b	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
0,2 (IRIS 1994) ^a	$5,8 \times 10^{-5}$ (IRIS 1994) ^a	0,2	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1994) ^a : cancérogène possible (groupe C) selon IARC (1999) : non classable (groupe 3) selon Gouvernement du Canada (1993) : possiblement cancérogène (groupe III)			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA (2005).

^b Par défaut, valeur provisoire issue d'une valeur pour une exposition sous-chronique

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Cal/EPA (2000), ATSDR (1996) et AIHA (2007) n'ont proposé aucune valeur.

ACGIH recommande une TLV-TWA de 1 ppm ($7\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et une concentration maximale d'exposition de 5 ppm (HSDB 2007). Cette valeur vise à protéger d'effets sérieux sur la santé pour une exposition à long terme. Chez le rat, des effets sur le foie (activités enzymatiques) avaient été notés après une exposition unique à 10 ppm durant 6 heures. La TLV-TWA peut donc être considérée comme relativement sécuritaire pour une exposition de plus courte durée chez l'humain et a été retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë.

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUEVoie orale

La dose de référence retenue (0,04 mg/kg.j) est celle proposée par ATSDR (1996).

Cette valeur est basée sur une étude effectuée chez des rats Osborne-Mendel mâles et femelles exposés au 1,1,2,2-tétrachloroéthane par gavage à des doses de 62 ou 108 mg/kg.j pour les mâles et de 43 ou 76 mg/kg.j pour les femelles, à raison de cinq (5) jours par semaine durant 78 semaines. Les animaux aussi ont été observés pendant les 32 semaines suivantes (NCI 1978 cité par ATSDR). Une LOAEL de 43 mg/kg.j a été obtenue en raison d'atteintes au niveau du système respiratoire (difficulté respiratoire, respiration sifflante et écoulement nasal) chez les femelles. Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'extrapolation d'une LOAEL à une NOAEL).

Aucune autre dose de référence n'a été proposée par U.S. EPA (2005), Santé Canada (1996) ou le RIVM (Baars *et al.* 2001)

Inhalation

La concentration de référence retenue ($275 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est une valeur provisoire dérivée de la MRL_{sc} proposée par ATSDR (1996) pour une exposition de durée sous-chronique (0,4 ppm ou $2,75 \text{ mg}/\text{m}^3$).

La MRL_{sc} proposée par ATSDR est basée sur une étude effectuée chez des rats Sprague-Dawley femelles exposés cinq (5) heures par jour, cinq (5) jours par semaine, durant 15 semaines à des concentrations de 130 ppm (Truffert *et*

al. 1977 cités par ATSDR). Une LOAEL de 130 ppm a été obtenue en raison d'effets hépatiques (augmentation du ratio (poids du foie)/(poids corporel), granulation et formation de vacuole) réversibles. Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 3 pour l'extrapolation d'une LOAEL à une NOAEL).

Afin de tenir compte de la durée limite de l'exposition, la MRL_{sc} a été divisée par un facteur d'incertitude supplémentaire de 10, ce qui conduit à une concentration de référence provisoire de 0,04 ppm ($275 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Cette valeur correspond à une dose de référence par inhalation de 0,08 mg/kg.j lorsqu'elle est convertie en dose à partir d'un poids corporel de 70 kg et d'un taux d'inhalation de $20 \text{ m}^3/\text{j}$.

Aucune valeur n'a été proposée par U.S. EPA (2007), Cal/EPA (2005a), RIVM (Baars *et al.* 2001) ou Santé Canada (1996).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le 1,1,2,2-tétrachloroéthane est considéré comme possiblement cancérigène chez l'humain par U.S. EPA (2007) et Gouvernement du Canada, mais il a été considéré comme inclassable par l'IARC.

Voie orale

Le coefficient de cancérigénicité retenu ($0,2 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$) est celui proposé par U.S. EPA (2007) et Cal/EPA (2005b)

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude effectuée chez des souris B6CC3F1 mâles et femelles exposées par gavage à des doses de 142 ou 282 mg/kg.j durant 78 semaines et suivie d'une période d'observation de 12 semaines (NCI 1978 cité par U.S. EPA). Une augmentation de l'incidence de carcinomes hépatocellulaires a été observée tant chez les mâles que chez les femelles. Le coefficient a été déterminé par la procédure multiétape linéarisée.

Aucune valeur n'a été proposée par Santé Canada (1996).

Inhalation

U.S. EPA (2005) et Cal/EPA (2005b) proposent un excès de risque unitaire de $5,8 \times 10^{-5} \text{ (}\mu\text{g}/\text{m}^3\text{)}^{-1}$. Cette valeur a été dérivée à partir du coefficient de cancérigénicité pour un poids corporel de 70 kg et d'un taux d'inhalation de $20 \text{ m}^3/\text{j}$.

Aucune valeur n'a été proposée par Santé Canada (1996).

RÉFÉRENCES

- AIHA (2007). *Emergency Response Planning Guidelines*. www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erplevels.pdf
- ATSDR (1996). *Toxicological Profile for 1,1,2,2-tetrachloroethane*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp93.html>
- Baars *et al.* (2001) *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report n° 711701025. (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChRELS.html.
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. pp. 662. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Air Toxicology and Epidemiology Section. May 2005. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf
- Gouvernement du Canada (1993). *Loi canadienne pour la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaire, rapport d'évaluation : 1,1,2,2-tétrachloroéthane* <http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/dse/lisip1.htm>
- IARC (1999). *1,1,2,2-tetrachloroethane*. IARC monographs Vol. 71. <http://www-cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol71/047-1112tetch.html>

- Santé Canada (1996). *Concentrations/doses journalières admissibles et concentrations/doses tumorigènes des substances d'intérêt prioritaire calculées en fonction de critères sanitaires*. Ministre des Approvisionnements et Services, Ottawa. 16 pages. <http://dsp-psd.pwgsc.gc.ca/Collection/H46-2-96-194F.pdf>
- U.S. EPA (2075). *Integrated Risk Information System (IRIS). 1,1,2,2,-tetrachloroethane* (dernière révision : 2002). <http://www.epa.gov/iris/subst/0193.htm>

22. Hexachlorobutadiène (n ° CAS : 87-68-3)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)	(mg/kg.j)	
2 x 10 ⁻⁴ (ATSDR 1994)	0,7 ^b	2 x 10 ^{-4b}	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	(µg/m ³) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
0,078 (IRIS 1991) ^a	2,2 x 10 ⁻⁵ (IRIS 1991)	0,078 (IRIS 1991) ^a	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1991) ^a : cancérogène possible (groupe C) selon IARC (1999) : non classable (groupe 3) selon Gouvernement du Canada (1996) : -- (groupe)			

-- : non disponible

^a : Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA (2007)

^b : Par défaut, valeur provisoire extrapolée à partir des données pour ingestion

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Pour la présente étude, une concentration de référence provisoire de 100 µg/m³ a été retenue (ERPG-1 divisé par un facteur de sécurité de 100).

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA (2000) ni ATSDR (1994).

L'AAIAH (2007) a établi un ERPG-1 de 1 ppm et un ERPG-2 de 3 ppm. L'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 0,02 ppm (213 µg/m³) et recommande que les travailleurs ne soient jamais exposés à plus de 1 ppm (HSDB 2007). La TLV-TWA est basée sur une NOAEL de 0,2 mg/kg.j (obtenue chez des rats) pour une exposition continue par ingestion durant 2 ans (ACGIH 1986).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence retenue (2 x 10⁻⁴ mg/kg.j) est une valeur issue de la MRL_{sc} proposée par ATSDR (1994) pour une exposition de durée sous-chronique.

ATSDR propose une MRL de 2 x 10⁻⁴ mg/kg.j pour une durée d'exposition intermédiaire. Cette MRL est basée sur une étude effectuée chez des souris femelles exposées durant 13 semaines *via* l'alimentation (Yang *et al.* 1989 et NTP 1991 cités par ATSDR). Une LOAEL de 0,2 mg/kg.j a été obtenue en raison d'effets néphrotoxiques (dégénération tubulaire) et un facteur d'incertitude de 1 000 y a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'extrapolation d'une LOAEL à une NOAEL). Exceptionnellement, aucun facteur d'incertitude supplémentaire n'a pas été pris en considération afin d'extrapoler une étude de durée sous-chronique à chronique puisque la MRL proposée a un effet protecteur contre une exposition de durée chronique. En effet, une étude antérieure a montré qu'aucun effet n'avait été observé chez des rats ayant été exposés durant deux (2) ans à une dose de 0,2 mg/kg.j d'hexachlorobutadiène (Kociba *et al.* 1977 cités par ATSDR).

U.S. EPA (2004) propose également une valeur de 2 x 10⁻⁴ mg/kg.j, issue de la base de données HEAST. La valeur autrefois publiée dans la base de données IRIS a été retirée en 1993 et aucune valeur n'est actuellement proposée par (U.S. EPA 2005).

Santé Canada (1996) propose une dose tolérable de $3,4 \times 10^{-4}$ mg/kg.j. Cette valeur est fondée sur la BMDL₀₅ (0,034 mg/kg) correspondant à une augmentation de 5% de la régénération tubulaire à partir des mêmes études utilisées par ATSDR (Yang *et al.* 1989 et NTP 1991). Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Inhalation

U.S. EPA (2004, 2007), Cal/EPA (2005a), ATSDR (1994) et Santé Canada (2001) ne proposent aucune concentration de référence.

En absence de données expérimentales par inhalation adéquates pour la dérivation d'une concentration de référence, une valeur provisoire ($0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a été extrapolée à partir de la dose de référence par ingestion (pour un poids corporel de 70 kg et un taux d'inhalation de $20 \text{ m}^3/\text{jour}$).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

L'hexachlorobutadiène est considéré comme possiblement cancérigène chez l'humain par U.S. EPA (2007), mais il a été considéré comme inclassable par IARC (1999). Aucun estimateur de risque pour le cancer n'a été proposé par ces institutions ni par Cal/EPA (2005b), RIVM (Baars *et al.* 2001) et Santé Canada (2001).

Voie orale

Le coefficient de cancérigénicité retenu ($0,078 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$) est celui proposé par U.S. EPA (2007).

Cette valeur est basée sur une étude effectuée chez des rats Sprague-Dawley males exposés via leur alimentation et durant 22-24 mois à des doses de 0,2, 2,0 ou 20,0 mg/kg.j d'hexachlorobutadiène (Kociba *et al.* 1977 cités par U.S. EPA). À la fin de la période d'exposition des adénomes et des carcinomes s'étaient développés au niveau des tubules rénaux chez les femelles (9/39) ayant reçu la plus forte dose (incidence nulle dans les autres groupes). Aucune augmentation significative de l'incidence de néoplasmes n'a été mise en évidence à d'autres sites. Chez l'humain, ces doses équivalent à 0,04, 0,4 ou 4,0 mg/kg.j. Le type de tumeurs observés chez les rats exposés sont des adénocarcinomes et des adénomes tubulaires rénaux.

Inhalation

Le risque unitaire retenu ($2,2 \times 10^{-5} \text{ (}\mu\text{g}/\text{m}^3\text{)}^{-1}$) est celui proposé par U.S. EPA (2005).

Cette valeur a été extrapolée à partir du coefficient de cancérigénicité dérivé pour la voie orale (pour un poids corporel de 70 kg et un taux d'inhalation de $20 \text{ m}^3/\text{jour}$)

RÉFÉRENCES

- AIHA (2007). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. www.aiha.org/1/documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf
- ATSDR (1994). *Toxicological Profile for hexachlorobutadiene*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp42.html>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report N° 711701025. National Institute of Public Health and the Environment. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. pp. 662. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Air Toxicology and Epidemiology Section. May 2005. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf
- Environnement Canada et Santé Canada (2001). *Loi canadienne pour la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaire, rapport d'évaluation : hexachlorobutadiène*. Février 2001. 46 pages. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/psl2-lsp2/hexachlorobutadiene/index_f.html
- IARC (1999). *Hexachlorobutadiene*. IARC monographs Vol. 73. <http://www.inchem.org/documents/iarc/vol73/73-09.html>
- U.S. EPA (2004). *Superfund Chemical Data Matrix*. <http://www.epa.gov/superfund/sites/npl/hrsres/tools/scdm.htm>

- U.S. EPA (2007) *Integrated Risk Information System (IRIS). Hexachlorobutadiene* (dernière révision : 1993). <http://www.epa.gov/iris/subst/0058.htm>

23. 1,2-Dichlorobenzène (n ° CAS : 95-50-1)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,09 (IRIS 1991)	600 (RIVM 2001) ^a	0,17 ^a	--

Coefficients de cancérrogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1991) ^b : non classable (groupe D) selon IARC (1999) : non classable (groupe 3) selon Gouvernement du Canada (1993) : probablement non cancérigène (groupe IV)			

-- : non disponible

^a : Valeur provisoire

^b : Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère la base de données de U.S. EPA (2007)

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Cal/EPA (2000), ATSDR (2004) et AIHA (2007) n'ont proposé aucune valeur.

ACGIH recommande une TLV-TWA (8 h) de 25 ppm (150 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), et une STEL de 50 ppm.

Pour la présente étude, une concentration de référence provisoire de 1 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a été retenue (TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité arbitraire de 100).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUEVoie orale

La dose de référence retenue pour le 1,2-DCB (0,09 mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (2007).

Cette valeur est issue d'une étude effectuée chez des rats et des souris (mâles et femelles) exposés par gavage au 1,2-dichlorobenzène (0, 60 et 120 mg/kg.j) à raison de 5 jours par semaine durant 103 semaines (NTP 1985 cité par U.S. EPA). Ces doses d'exposition ont été converties respectivement à des valeurs de 43 et 86 mg/kg.j pour une exposition continue. La régénération des tubules rénaux observée chez les rats exposés à 86 mg/kg.j a été considérée comme un effet non significatif (forte mortalité observée dans le groupe à forte dose (apparemment due à une erreur lors du gavage), incidence de régénération des tubules rénaux dans le groupe contrôle particulièrement faible comparé aux taux observés dans d'autres groupe contrôle exposés dans des conditions similaires dans la même animalerie, et effet non observé dans d'autres espèces). Par conséquent, U.S. EPA a considéré que la plus forte dose (86 mg/kg.j) correspondait à une NOAEL. Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour les lacunes de la banque de données).

Le niveau de confiance attribué par U.S. EPA à cette dose de référence est faible (NOAEL et LOAEL pour plusieurs effets critiques après exposition chronique et sous-chronique mais effets biochimiques et cliniques non évalués dans l'étude chronique; nombre limité d'études sur la reproduction et sur des espèces autres que les rongeurs).

Santé Canada (2004) et le RIVM (Baars *et al.* 2001) proposent une valeur de 0,43 mg/kg.j. basée sur la même étude, mais la dose (ajustée) de 86 mg/kg.j a été considérée comme une LOAEL. Un facteur d'incertitude de 100 a été

appliqué (10 pour variabilité interspèce et 10 pour variabilité interindividuelle) à la NOAEL. La valeur de 0,4 mg/kg.j proposée par ATSDR (2004) est la même valeur arrondie à un seul chiffre significatif.

Inhalation

La concentration de référence retenue (600 µg/m³) est celle proposée par le RIVM (Baars *et al.* 2001).

Cette valeur est basée sur les résultats d'études sous-chroniques menées chez différentes espèces animales (Hollingsworth *et al.* 1958 cités par Baars). Une NOAEL de 290 mg/m³ (49 ppm) ajustée à 60 mg/m³ pour une exposition continue a été retenue (LOAEL de 93 ppm pour diminution du poids de la rate chez le cochon d'Inde mâle). Un facteur d'incertitude de 100 a été utilisé (10 pour variabilité interspèce et 10 pour variabilité interindividuelle; aucun facteur n'a été appliqué pour tenir compte de la durée limitée de l'expérimentation car, selon des données cinétiques, le 1,2-DCB ne s'accumulerait pas de façon significative). Cette concentration tolérable est considérée par le RIVM comme provisoire du fait de la base de données limitée.

U.S. EPA (2005), Cal/EPA (2005a), ATSDR (2004) et Santé Canada (2004) ne proposent aucune valeur.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNICITÉ

Le 1,2-dichlorobenzène n'a pu être classé pour son potentiel cancérigène pour l'humain par U.S. EPA (2005) et IARC (1999), mais il est considéré comme probablement non cancérigène pour l'humain par Santé Canada (Gouvernement du Canada 1993). Aucun estimateur de risque pour le cancer n'a donc été proposé (U.S. EPA 2005, Cal/EPA 2005b, Santé Canada 2004)

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2004). *Toxicological Profile for Dichlorobenzenes*. Draft for public comment – sept. 2004. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp10.html>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n° 711701025 (National Institute of Public Health and the Environment) <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html.
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA) http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf
- Gouvernement du Canada, Environnement Canada et Santé Canada (1993). *1,2-Dichlorobenzène. Rapport d'évaluation, Loi canadienne sur la protection de l'environnement, liste des substances d'intérêt prioritaire*. http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/dse/pdf/1_2_dichlorobenzene.pdf
- IARC (1999). *Dichlorobenzenes*. IARC Monographs 73, International Agency for Research on Cancer (IARC) <http://www.cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol73/73-08.html>
- Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index_f.html
- U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information System (IRIS). 1,2-dichlorobenzene (dernière révision :1991)*. <http://www.epa.gov/iris/subst/0408.htm>

24. 1,2,4-Triméthylbenzène (n ° CAS : 95-63-6)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
--	--	--	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (2007b) : -- selon IARC : -- selon Santé Canada : --			

-- : non disponible

^a : Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère la base de données de U.S. EPA (2007)

CONCENTRATIONS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur de référence pour des effets liés à une exposition aiguë n'est disponible (U.S. EPA (2007a), ATSDR (2007), Cal/EPA (2000), AIHA (2007), ACGIH (HSDB 2007).

En milieu de travail, ACGIH recommande une TLV-TWA (8 h) de 25 ppm (122 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (HSDB 2007).

Pour la présente étude, une concentration de référence provisoire de 1 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a été retenue (TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité arbitraire de 100).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Aucune valeur de référence n'a été identifiée parmi U.S. EPA (2007), ATSDR (2007), Santé Canada, IPCS (2007), CalEPA (2005) ou RIVM (Baars et al. 2001).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNITÉ

Le 1,2,4-triméthylbenzène n'a pas été évalué pour son potentiel cancérogène probable pour l'humain par U.S. EPA (2007), IARC (IPCS 2007) ou Santé Canada.

RÉFÉRENCES

- AIHA (2007). *Emergency Response Planning Guidelines*. www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf
- ATSDR (2007). *Toxicological Profile Information Sheet*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>
- Baars et al. (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report N°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELs.html

- Cal/EPA (2005). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/91203.pdf ; http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/79016.pdf
- HSDB (2007). *Hazardous Substances Data Bank*. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search>
- U.S. EPA (2007a). *Acute Exposure Guideline Levels*. <http://www.epa.gov/opptintr/aegl/pubs/rest1.htm> U.S. EPA (2007b). *Integrated Risk Information system (IRIS)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/search.htm#woe>

25. Éthylbenzène (n ° CAS : 100-41-4)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,1 (IRIS 1991) ^a	770 (RIVM 2001) ^a	0,22	--

Coefficients de cancérrogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérrogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1991) : non classable (groupe D) selon IARC (2000) : cancérrogène possible (groupe 2B)			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA (2007).

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur n'a été proposée par ATSDR (1999), Cal/EPA (2000), ou AIHA (2007).

L'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 100 ppm (soit 435 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Cette valeur permet de s'assurer de l'absence d'effets irritants sur les yeux et le nez chez l'humain (ACGIH 1986).

Pour la présente étude, une concentration de référence provisoire de 4 350 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a été retenue (TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité arbitraire de 100).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUEVoie orale

La dose de référence retenue (0,1 mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (2007) et RIVM (Baars *et al.* 2001).

Cette valeur est issue de l'étude de Wolf *et al.* (1956 cités par U.S. EPA) dans laquelle des rats femelles étaient exposés par gavage à des doses de 0, 13,6, 136, 408 et 680 mg/kg.j d'éthylbenzène à raison de 5 jours par semaine, durant 6 mois. Une NOEL de 136 mg/kg.j et une LOAEL de 408 mg/kg.j (modifications histologiques au niveau du foie et des reins) ont été obtenues (soit des doses de 97 et 291 mg/kg.j après conversion pour une exposition continue). Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué à la NOAEL ajustée (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'utilisation d'une étude sous-chronique).

Le niveau de confiance attribué par U.S.EPA à cette dose de référence est faible car les niveaux de confiance accordés à l'étude (seuls des rats femelles ont été testés, la durée de l'étude n'était pas chronique) et à la banque de données (pas d'autre étude par voie orale recensée) sont faibles.

ATSDR (1999) et Santé Canada (2004) ne proposent aucune valeur. L'éthylbenzène n'a pas été évaluée par Santé Canada dans le cadre de la LCPE et la concentration maximale tolérable dans l'eau potable est basée sur des considérations organoleptiques (« objectif esthétique » $\leq 2,4 \mu\text{g}/\text{L}$, Santé Canada 1986).

Inhalation

La concentration de référence retenue (770 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) est celle proposée par le RIVM (Baars *et al.* 2001).

Cette valeur est basée sur deux études du NTP menées chez le rat et la souris exposés par inhalation durant 13 semaines (0, 430, 1 075, 2 150, 3 225, 4 300 mg/m^3 , NTP 1992 cité par Baars) et 2 ans (0, 320, 1 075 et

3 225 mg/m³, NTP 1999 cité par Baars), respectivement, à raison de 6 heures par jour et 5 jours par semaine. En exposition sous-chronique, une augmentation du poids hépatique a été observée chez les rats mâles à partir de la concentration de 1 075 mg/m³ (250 ppm), ce qui conduit à une NOAEL de 430 mg/m³ (100 ppm), soit 77 mg/m³ après ajustement pour une exposition continue. Chez les femelles, c'est principalement une augmentation du poids pulmonaire qui est significative à 250 ppm. Lors de l'exposition chronique, une diminution de la survie des rats mâles a été observée à la concentration de 3 225 mg/m³ (750 ppm), ce qui conduit à une NOAEL de 1 075 mg/m³ (250 ppm). Selon le RIVM, la NOAEL de l'étude chronique étant supérieure à la NOAEL de l'étude sous-chronique, c'est cette dernière qui doit être retenue pour l'élaboration de la concentration tolérable. Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué à la NOAEL ajustée de l'exposition sous chronique (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle).

Cal/EPA (2005a) propose une REL chronique de 2 000 µg/m³ (ou 0,4 ppm). Cette valeur est calculée à partir de l'étude chronique du NTP (1999 cité par Cal/EPA) chez le rat et la souris exposés par inhalation. Les effets sur les systèmes hépatique et endocrinien chez la souris, la diminution du poids corporel et les effets sur le système rénal chez le rat ont été identifiés comme étant les effets critiques à partir de 1 075 mg/m³ (250 ppm). Une NOAEL de 325 mg/m³ (75 ppm) a été ensuite ajustée à 57 mg/m³ (ou 13 ppm) pour prendre en considération une exposition continue. Un facteur d'incertitude de 30 a été appliqué (3 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle). L'utilisation d'un facteur d'incertitude de 3 pour extrapolation interspèce (au lieu de 10) ne nous semble pas justifiée car le coefficient de partage sang:air n'étant pas connu chez le rat et l'humain, un ratio de 1,0 a été utilisé par défaut.

U.S. EPA (2007) propose une concentration de référence de 1 000 µg/m³. Cette valeur découle d'études effectuées chez des rats et des lapins exposés à des concentrations de 0, 430 ou 4 300 mg/m³ durant, respectivement, les 19 et les 24 premiers jours de gestation (Andrew *et al.* 1981 cités par U.S. EPA). Chez les lapins, une NOAEL de 430 mg/m³ (100 ppm) a été obtenue (absence d'effets sur le développement, possible effet sur la mortalité foetale à la plus forte dose). Chez les rats, une LOAEL de 4 300 mg/m³ (1 000 ppm) a été établie du fait de l'observation d'effets sur le développement (côtes surnuméraires) à la plus forte dose. Les doses expérimentales n'ont pas été converties pour une exposition continue car il s'agit d'une étude sur le développement. Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué à la NOAEL (3 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour les lacunes de la base de données). Le niveau de confiance attribué par U.S. EPA à cette valeur est faible. Aucune étude chronique et aucune étude sur le développement effectuée sur plusieurs générations n'avait été recensée lors de la publication des données présentées ici par U.S. EPA. La valeur de U.S. EPA (établie en 1991) n'a pas été retenue car elle n'a pas été remise en jour en fonction des nouvelles données disponibles. Elle est actuellement en cours de réévaluation.

ATSDR (1999) propose une MRL_{sc} de 4 300 µg/m³ pour une exposition sous-chronique. Cette valeur est calculée à partir de la même NOAEL que celle utilisée par U.S. EPA (430 mg/m³ soit 100 ppm) à laquelle un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce et 10 pour la variabilité interindividuelle).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

L'éthylbenzène n'est pas classé pour sa cancérogénicité pour l'humain par U.S. EPA (2007), mais il est considéré comme étant possiblement cancérogène pour l'homme par l'IARC (2000). Aucun coefficient de cancérogénicité n'a été proposé par Cal/EPA (2005b), Santé Canada ou le RIVM.

RÉFÉRENCES

- ACGIH (1986). *Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices*, Fifth Edition. Cincinnati, Ohio, American Conference of Governmental Industrial Hygienists
- ATSDR (1999). *Toxicological Profile for Ethylbenzene*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp110.pdf>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment) <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html.
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. pp. 662. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA),

Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Air Toxicology and Epidemiology Section. May 2005. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf

- Santé Canada (1986). *Toluene, Ethylbenzene and the Xylenes*. Guidelines for Canadian Groundwater Drinking Water Quality – supporting document. 3 pages. <http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/water/pdf/dwg/toluene.pdf>
- Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. pp. 5. Services d'évaluation de la santé environnementale, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada. Septembre 2004.
- OMS (1996). *Guidelines for Drinking-Water Quality, Second Edition. Volume 2 - Health criteria and other supporting information*. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwg/en/2edvol2p2b.pdf
- U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information System (IRIS). Ethylbenzene* (dernière révision : 1991) <http://www.epa.gov/iris/subst/0041.htm>

26. Styène (n ° CAS : 100-42-5)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,12 (Santé Canada 1993) ^a	260 (ATSDR 1992) ^a	0,07	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (2005) : -- selon IARC (2002) : cancérogène possible (groupe 2B) selon Gouvernement du Canada (1993) : peut être cancérogène (groupe III)			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

La concentration de référence (21 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, soit 5,1 ppm) retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë est celle proposée par Cal/EPA (2000).

Cette valeur vise à éviter tout effet néfaste advenant une exposition de courte durée (1 heure ou moins). Elle est basée sur une NOAEL de 51 ppm (210 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) obtenue chez l'humain (Stewart et al. 1968 cités par Cal/EPA). Des volontaires avaient été exposés par inhalation à différentes concentrations (51 ppm, 99 ppm, 216 ppm ou 376 ppm). Aucun symptôme n'a été mis en évidence après 1 heure à 51 ppm (NOAEL). Après 20 minutes d'exposition à 99 ppm (LOAEL), une irritation des yeux et de la gorge a été observée sur trois des six (3/6) volontaires. Une exposition allant jusqu'à une heure (1 h) à 216 ppm n'a pas causé d'effet sur mesurable sur la coordination et l'équilibre, mais un dysfonctionnement du cervelet (nausées, inconfort significatif et test de Romberg anormal) a été mis en évidence après 25 minutes d'exposition à 376 ppm. La concentration de référence pour une exposition de 1 heure correspond à la NOAEL (51 ppm) divisée par un facteur d'incertitude de 10 (pour la variabilité interindividuelle).

L'AIHA (2007) a établi un ERPG-1 de 50 ppm et un ERPG-2 de 250 ppm.

Par ailleurs, l'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 20 ppm et une STEL de 40 ppm (HSDB 2007).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence retenue (0,12 mg/kg.j) est celle proposée par Santé Canada (2004) et le RIVM (Baars *et al.* 2001).

Santé Canada propose une dose journalière admissible de 0,12 mg/kg.j basée sur une étude menée chez des rat Sprague-Dawley mâles et femelles exposés sur 3 générations à du styrène dans l'eau de boisson (125 et 250 mg/L) (Beliles 1985 cité par Gouvernement du Canada 1993). Pour les femelles, les doses journalières ont été estimées à 12 et 21 mg/kg.j, respectivement. Des effets embryo- et foeto-toxiques ayant été observés uniquement à la plus forte dose (diminution de la survie gestationnelle et de la survie et du poids des petits), une NOAEL de 12 mg/kg.j a été retenue pour les femelles. Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle). Aucun facteur n'a été appliqué pour tenir compte du caractère cancérogène du styrène

car i) aucun effet cancérigène n'a été noté dans cette étude, ii) les effets cancérigènes ont été documentés à des doses beaucoup plus élevées et iii) la formation du métabolite précurseur des effets cancérigènes serait moindre chez l'humain que chez l'animal.

Le RIVM propose également une valeur de 0,12 mg/kg.j, basée sur une étude chronique (2 ans) dans laquelle des rats ont été exposés à du styrène dans l'eau de boisson aux concentrations de 0, 125, 250 mg/L (Litton Bionetics 1980 citée par Baars *et al.* 2001). Une NOAEL de 12 mg/kg.j chez le rat femelle (correspondant à une concentration de 125 mg/L) a été obtenue (diminution du poids corporel par rapport au groupe témoin chez les femelles uniquement à la concentration de 250 mg/L soit 21 mg/kg.j). Pour les rats mâles, une NOAEL de 14 mg/kg.j a été estimée car aucun effet n'a été observé, même à la plus forte dose. Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle).

La dose de référence de 0,2 mg/kg.j proposée par U.S. EPA (2005) est basée sur une étude menée chez des chiens Beagle mâles et femelles (4/groupe) exposés par gavage durant 560 jours (19 mois) à des doses de 0, 200, 400 ou 600 mg/kg.j de styrène (Quast *et al.* 1979 cités par U.S. EPA). Une NOAEL de 200 mg/kg.j et une LOAEL de 400 mg/kg.j (effets hématologiques et hépatiques) ont été identifiées. Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué à la NOAEL (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'utilisation d'une étude de durée sous-chronique). Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette dose de référence est modéré (nombre restreint d'animaux/groupe, absence d'étude chronique adéquate). Cette dose de référence a été établie en 1990. Il convient de noter que les études utilisées par Santé Canada et le RIVM ne sont pas citées par U.S.EPA.

ATSDR (1992) propose une MRL_{sc} de 0,2 mg/kg.j pour une exposition sous-chronique, issue d'une LOAEL de 200 mg/kg.j associée à l'observation d'effets hépatiques (niveaux enzymatiques) chez des rats mâles exposés par gavage 6 jours par semaine, durant 60 jours (Srivastava *et al.* 1989 cités par ATSDR). Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour la durée de l'exposition).

L'OMS (1996) a établi une dose journalière tolérable de $7,7 \times 10^{-3}$ mg/kg.j à partir de la même étude que celle retenue par le RIVM (Litton Bionetics 1980). Toutefois, la NOAEL retenue (dose estimée à 7,7 mg/kg.j correspondant à une concentration de 125 mg/L) est celle associée au rat mâle. Le document de l'OMS ne précise pas quels sont les effets observés chez les mâles. Un facteur d'incertitude de 1 000 (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour le fait qu'un métabolite (le 7,8-oxyde de styrène) est cancérigène et génotoxique) a été appliqué.

Inhalation

La concentration de référence retenue (260 µg/m³) correspond à celle proposée par ATSDR (1992) et OMS (2000).

Cette valeur est basée sur les résultats d'études épidémiologiques effectuées chez des travailleurs. Des effets sur la perception visuelle et sur la mémoire ont été observés à des concentrations comprises entre 107 et 214 mg/m³ (Härkönen 1978, Mutti *et al.* 1984, Gobba *et al.* 1991 et Eguchi *et al.* 1995 cités par ATSDR). La LOAEL de 107 mg/m³ correspond à 26 mg/m³ pour une exposition continue, laquelle a été divisée par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'utilisation d'une LOAEL).

La concentration de référence de 900 µg/m³ proposée par Cal/EPA (2005a) est basée sur l'étude épidémiologique de Mutti *et al.* (1984 cité par Cal/EPA) effectuée chez 50 travailleurs exposés au styrène en milieu de travail (concentrations estimées entre 46 et 1 280 mg/m³ pendant une durée moyenne (sous-chronique) de 8,5 années). Une relation dose-réponse a été mise en évidence entre les concentrations urinaires de métabolites (exprimées en mole de créatinine et mesurées le lendemain de l'exposition) et certains tests neuropsychologiques effectués le jour du prélèvement. Après avoir classé les individus en fonction de leur concentration de métabolites urinaires (4 groupes + contrôle), une concentration Benchmark (BMC) a été établie en fonction des performances obtenues aux tests neuropsychologiques (réponse dichotomique par rapport à une performance anormale dans au moins 3 tests). Suite à une analyse log-normal probit, un estimé le plus probable (BMC₀₅) de 17 mg/m³ a été obtenu, pour une réponse de 5%. La limite de confiance inférieure à 95% de cette valeur correspond à 7,2 mg/m³ (BMCL₀₅), soit 2,6 mg/m³ pour une exposition continue. Un facteur d'incertitude de 3 a été appliqué pour la variabilité interindividuelle, ce qui conduit à une concentration de référence pour une exposition chronique de 900 µg/m³. Toutefois, l'application d'un facteur d'incertitude additionnel de 3 pour tenir compte des lacunes de la banque de données nous semble souhaitable, ce qui conduirait à une concentration de référence de 290 µg/m³.

Les mêmes données épidémiologiques ont été exploitées de façon différente par U.S. EPA (2005), qui propose une concentration de référence de 1 000 µg/m³. Aucun effet n'ayant été observé chez les travailleurs montrant des concentrations atteignant 150 mmol de métabolites urinaires/mol créatinine, la concentration de styrène dans l'air correspondante (106 mg/m³) pour une durée d'exposition de 8 hr a été retenue comme concentration sans effet. La limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95% de cette concentration (94 mg/m³) a été retenue comme NOAEC puis ajustée à 34 mg/m³ pour une exposition continue dans la population générale (*cette valeur est environ 10 fois plus élevée que son homologue dérivée par Cal/EPA*). Un facteur d'incertitude de 30 a été appliqué (3 pour la variabilité interindividuelle (utilisation de la limite de confiance 95% de la concentration), 3 pour le manque de données relatives aux effets sur le système respiratoire et 3 pour le manque d'information sur les études de durée chronique). Le niveau de confiance attribué par U.S. EPA à la concentration de référence est modéré.

Le RIVM (Baars *et al.* 2001) propose une valeur de 900 µg/m³, basée sur les études épidémiologiques en milieu de travail citées dans OMS (2000). Un LOAEL de 107 mg/m³ ajusté pour une exposition continue à 26 mg/m³ a été retenu pour des effets légers sur le système nerveux central, mais un facteur d'incertitude de 30 a été appliqué (3 pour l'extrapolation du LOAEL au NOAEL et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Santé Canada (Gouvernement du Canada *et al.* 1993) propose une valeur de 0,041 mg/kg.j basée sur une étude chez la descendance de rats *Wistar* exposés *in utero* durant 14 jours, à raison de 6 heures par jour (Kishi 1992 cité par Gouvernement du Canada). Cette valeur a été déterminée comme suit : la LOAEL retenue (260 mg/m³, diminution du poids corporel et effets neurotoxiques) équivaut à une concentration continue de 65 mg/m³ et à une dose d'exposition pour les rats estimée à 20 mg/kg.j pour les rats (0,35 kg, 0,11 m³/j). Un facteur d'incertitude de 500 a été appliqué (5 pour l'utilisation du LOEL (effets observés non nettement nocifs), 10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle), ce qui conduit à une concentration de référence de 143 µg/m³ (dose de 0,041 mg/kg.j convertie pour un poids corporel de 70 kg et un taux d'inhalation de 20 m³/j). Cette valeur n'a pas été retenue car la méthodologie appliquée ne nous semble pas adéquate¹⁹. Aussi, l'étude expérimentale ne comportant que deux portées, l'analyse statistique des données est peu fiable.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le potentiel cancérigène du styrène n'a pas été évalué par U.S. EPA (2005). Selon la dernière évaluation de l'IARC (2002), le styrène est considéré comme un cancérigène possible pour l'humain. Santé Canada considère qu'il peut être cancérigène pour l'être humain (Gouvernement du Canada 1993). Aucun estimateur de risque de cancer n'a été proposé par Cal/EPA (2005b) et Santé Canada (2004).

RÉFÉRENCES

- AIHA (2007). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf
- ATSDR (1992). *Toxicological Profile for Styrene*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp53.html>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n° 711701025 (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELEs.html
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html, http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/100425.pdf
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. pp. 662. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Air Toxicology and Epidemiology Section. May 2005. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf

¹⁹ En effet, lorsque des données par inhalation sont disponibles, la concentration de référence est dérivée directement (dans ce cas : concentration continue de 65 mg/m³ divisée par 500, soit 130 µg/m³). Si la concentration devait être transformée en dose, l'approche suivante devrait être utilisée : i) $dose_{humain} = dose_{rat}(\text{poids}_{rat}/\text{poids}_{humain})^{-0,25} = 75 \text{ mg/kg.j}$, ii) $DJA = 75/(5 \times 3 \times 10) = 0,5 \text{ mg/kg.j}$ (le facteur de 3 remplace celui de 10 pour extrapolation interspèce car ajustement basé sur surface corporelle) et iii) concentration de référence = $0,5 \times 70/20 = 1,8 \text{ mg/m}^3$.

- Gouvernement du Canada *et al.* (1993). *Liste des substances d'intérêt prioritaire, rapport d'évaluation : le styrène*. <http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/dse/pdf/styrene.pdf>
- Litton Bionetics (1980). *Toxicological study on styrene incorporated in drinking water of rats for two years in conjunction with a three-generation reproduction study. Styrene*. Revised final report, weeks 1-105. Vol. I. Washington, DC, Chemical Manufacturers Association.
- OMS (1996). *Guidelines for Drinking-Water Quality, Second Edition. Volume 2 - Health criteria and other supporting information*. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/en/2edvol2p2b.pdf
- OMS (2000). *Air Quality Guidelines for Europe, Second Edition. Part II. Evaluation of risk to human health, Chap. 5.12 Styrene*. WHO regional publications, European Series, N°91. http://www.euro.who.int/document/aig/5_12styrene.pdf
- Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. pp. 5. Services d'évaluation de la santé environnementale, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada. Septembre 2004.
- U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information System (IRIS). Styrene* (dernière révision : 1992) <http://www.epa.gov/iris/subst/0041.htm>

27. α -Chlorotoluène (n ° CAS : 100-44-7)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
--	--	--	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
0,17 (IRIS 1994) ^a	$4,9 \times 10^{-5}$ (Cal/EPA 2005b) ^a	0,17 (Cal/EPA 2005b) ^a	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1994) : probablement cancérogène (groupe B2) selon IARC (1999) : probablement cancérogène (groupe 2A) selon Santé Canada : --			

-- : non disponible

^a : Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision.

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

La concentration de référence ($240 \mu\text{g}/\text{m}^3$, soit 0,046 ppm) retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë est celle proposée par Cal/EPA (2000).

Cette valeur vise à éviter tout effet néfaste advenant une exposition de courte durée (1 heure ou moins). Elle est basée sur une NOAEL de 20 ppm obtenue chez des rats et des souris (Mikhailova 1965 cité par Cal/EPA). Une irritation des yeux, du nez et de la gorge ainsi qu'un taux de ventilation réduit ont été observés chez des rats et des souris exposés durant 2 heures à du α -chlorotoluène (20 ppm). Cal/EPA a extrapolé la LOAEL (20 ppm sur 2 heures) pour une durée d'exposition de 1 heure ($20^2 \text{ ppm} \times 2 \text{ h} = \text{C}^2 \times 1 \text{ h}$), ce qui a conduit à une concentration de 28 ppm. Cette concentration a été divisée par un facteur d'incertitude de 600 (6 pour utilisation d'une LOAEL, 10 pour l'extrapolation interespèces, 10 pour la variabilité interindividuelle).

Par ailleurs, l'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 1 ppm et recommande que les travailleurs ne soient jamais exposés à plus de 5 ppm (HSDB 2007).

L'IAIH (2007) a établi un ERPG-1 de 1 ppm et un ERPG-2 de 10 ppm.

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

Aucune valeur de référence n'a été proposée par U.S. EPA (2007), ATSDR (2007), OMS (IPCS (2007), Santé Canada (2004) ou le RIVM (Baars *et al.* 2001).

Inhalation

Aucune valeur n'a été proposée par U.S. EPA (2007), Cal/EPA (2005a), Santé Canada (2004) ou le RIVM (Baars *et al.* 2001).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le α -chlorotoluène est considéré comme un cancérigène probable pour l'humain par U.S. EPA (2007) et l'IARC (1999) classe les α -chlorotoluènes (mélanges) comme cancérigènes probables.

Voie orale

Le coefficient de cancérigénicité retenu ($0,17 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$) est celui proposé par U.S. EPA (2007).

Cette valeur est basée sur les résultats obtenus chez des rats femelles exposés par gavage, à raison de trois fois/semaine durant 104 semaines (Lijinsky, 1986 cité par U.S. EPA). Une augmentation de l'incidence de carcinome/adénome de cellules C de la glande thyroïde a été mise en évidence. Les doses équivalentes pour l'humain ont été calculées pour une exposition journalière durant 107,5 semaines. Le coefficient de cancérigénicité a été estimé en utilisant la procédure multiétapes linéarisée (extra risk). Des coefficients plus faibles ont été obtenus chez la souris.

Inhalation

Le risque unitaire retenu ($4,9 \times 10^{-5} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$) est celui proposé par Cal/EPA (2005b).

Cette valeur a été dérivée du coefficient de cancérigénicité par voie orale ($0,17 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$) en supposant un taux d'absorption par inhalation de 100%, un taux d'inhalation de $20 \text{ m}^3\text{/jour}$ et un poids corporel de 70 kg ont été utilisés.

Aucune valeur n'a été proposée par U.S. EPA (2007) ni par Santé Canada (2004).

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2007). *Toxicological Profile Information Sheet*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html#b>
- Baars *et al.* (2001). *(Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report N°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment)*. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/91203.pdf ; http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/79016.pdf
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. pp. 662. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Air Toxicology and Epidemiology Section. May 2005. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf
- IARC (1999). *α -Chlorinated toluenes and benzoyl chloride (combined exposures)*. IARC Monographs Vol. 71. International Agency for Research on Cancer (IARC). <http://www.inchem.org/documents/iarc/vol71/013-chltoluenes.html>
- U.S. EPA (1994). *Integrated Risk Information system (IRIS). Benzyl chloride (dernière mise à jour : 2003)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0393.htm>

28. 1,4-Dichlorobenzène (n° CAS : 106-46-7)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)	(mg/kg.j)	
0,07 (ATSDR 2004)	120 (ATSDR 2004)	0,03	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	(µg/m ³) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
0,04 (Cal/EPA 2005b)	1,1 x 10 ⁻⁵ (Cal/EPA 2005b)	0,04	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (2007) : -- selon IARC (1999) : cancérogène possible (groupe 2B) selon Gouvernement du Canada (1993) : cancérogène possible (groupe III)			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Cal/EPA (2000) et AIHA (2007) n'ont proposé aucune valeur. La valeur retenue (12 000 µg/m³, soit 2 ppm) pour évaluer les risques d'effets chroniques est celle proposée par ATSDR (2004).

Cette valeur est basée sur une NOAEL obtenue chez l'humain (Hollingsworth et al. 1956 cités par ATSDR). Des travailleurs (58 hommes) percevaient l'odeur à partir de 30 ppm et ressentaient une irritation du nez et des yeux à partir de 50 ppm. ATSDR a considéré que 30 ppm correspondait à une LOAEL pour des effets mineurs, et a retenu une NOAEL de 15 ppm. Cette valeur a été divisée par dix (10) afin de tenir compte de la variabilité interindividuelle.

ACGIH recommande une TLV-TWA (8 h) de 10 ppm et une concentration maximale d'exposition de 50 ppm (HSDB 2007).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence retenue (0,07 mg/kg.j) est celle proposée par ATSDR (2004).

Cette valeur est issue de l'étude de Naylor *et al.* (1996 cités par ATSDR) dans laquelle des chiens Beagle mâles et femelles (5/groupe) ont été exposés à des doses de 1,4-DCB (0, 10, 50 ou 150 mg/kg.j; forte dose réduite à 100 puis à 75 mg/kg.j après 3 et 6 semaines respectivement) sous forme de capsules durant un an (probablement 5 jours par semaine). Une NOAEL de 10 mg/kg.j et une LOAEL de 50 mg/kg.j (effets hépatiques) ont été déterminées. Après ajustement de la NOAEL pour une exposition continue (NOAEL = 7,1 mg/kg.j), un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle).

L'OMS (WHO 1996) propose une dose journalière tolérable de 0,107 mg/kg.j basée sur une étude expérimentale de 2 ans réalisée chez le rat exposé par gavage alimentaire (0, 150 et 300 mg/kg.j) à raison de 5 jours par semaine (NTP 1987 cité dans IPCS-WHO 1991). Les effets critiques retenus sont des altérations rénales et une hyperplasie de la parathyroïde pour lesquelles une LOAEL de 150 mg/kg.j a été déterminée chez les rats mâles (soit 107 mg/kg.j pour une exposition continue). Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'extrapolation à partir d'un LOAEL et pour prendre en compte la nature cancéreuse des effets observés).

Le RIVM a déterminé une dose de référence (0,1 mg/kg.j) à partir des résultats de l'étude de Naylor *et al.* (1996), soit une NOAEL de 10 mg/kg.j divisée par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour l'extrapolation interespèce, 10 pour la variabilité interindividuelle).

Santé Canada (1996, 2004) propose un DJA de 0,11 mg/kg.j, mais l'origine de cette valeur n'a pas pu être retracée. Il est possible qu'elle soit basée sur la même justification que celle de l'OMS (WHO 2003).

Aucune dose de référence n'a encore été proposée dans IRIS par U.S. EPA (2007). Toutefois, dans un document de travail révisé par les pairs, une RfD de 0,03 mg/kg.j est proposée (U.S. EPA 2006b). Celle-ci est basée sur les mêmes résultats que ceux retenus par ATSDR, mais elle a été dérivée selon l'approche Benchmark (BMDL₁₀ = 9,1 mg/kg.j). Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interespèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 3 pour lacunes de la base de données concernant la toxicité sur la reproduction et sur le développement). Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette RfD est moyen. Cette RfD n'a pas été retenue car elle n'a pas encore été entérinée officiellement par U.S. EPA.

Inhalation

La concentration de référence retenue (120 µg/m³, soit 0,02 ppm), soit une dose de 0,03 mg/kg.j) est celle proposée par ATSDR (2004).

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude chronique dans laquelle des rats et des souris (50/sexe/groupe) ont été exposés au 1,4-DCB (0, 20, 75 ou 300 ppm, soit 0, 120, 450 et 1 800 mg/m³) par inhalation à raison de 6 heures/jour, 5 jours/semaine durant 104 semaines (Japan Bioassay Research Center (JBRC) 1995 cité par ATSDR). Les effets les plus sensibles ont été observés à partir de 450 mg/m³ chez les rats femelles (lésions nasales) et chez les souris mâles (minéralisation des testicules). Dans les deux espèces, la NOAEL est donc de 120 mg/m³ (soit 21,5 mg/m³ pour une exposition continue). Suite à l'ajustement dosimétrique pour extrapolation animal-humain (rat : correction par RGDR_{ET} = 0,16 car effet extrathoracique, soit NOAEL_{humain} = 3,4 mg/m³ ; souris : correction par ratio des coefficients de partage sang:air (1 par défaut), soit NOAEL = 21,4 mg/m³), la NOAEL ajustée pour l'humain retenue est de 3,4 mg/m³. Un facteur d'incertitude de 30 a été appliqué à la NOAEL (3 pour extrapolation inter-espèces et 10 pour variabilité interindividuelle). ATSDR précise que le traitement des mêmes données expérimentales selon une approche Benchmark basée sur l'incidence de changements modérés à sévères de l'épithélium olfactif nasal avait conduit à une concentration de référence du même ordre de grandeur (60 µg/m³).

Le RIVM (Baars *et al.* 2001) propose une concentration tolérable dans l'air de 670 µg/m³. Cette valeur est basée sur une étude chronique chez des rats exposés par inhalation au 1,4-DCB (0, 75 ou 500 ppm, soit 0, 450 ou 3 000 mg/m³) à raison de 5 heures/jour, 5 jours/semaine durant 76 semaines (Riley 1980 cité par Baars). Le poids du foie et des reins était augmenté à la plus forte dose, mais aucune modification histopathologique et aucun effet sur la chimie clinique n'ont été mis en évidence. Aucune modification histopathologique de la cavité nasale et des autres tissus n'a été démontrée. La NOAEL de 450 mg/m³ ajustée à 67 mg/m³ pour une exposition continue a été divisée par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour l'extrapolation inter-espèces, 10 pour la variabilité interindividuelle).

U.S. EPA (2007) et Cal/EPA (2005a) proposent une concentration de référence par inhalation de 800 µg/m³ (0,13 ppm). Cette valeur est basée sur une étude sous-chronique (10 semaines) chez le rat sur deux générations (Chlorobenzene Producers Association 1986 cité par U.S. EPA). Une NOAEL de 301 mg/m³, ajusté à 75 mg/m³ afin de tenir compte d'une exposition continue et équivalente à l'humain, a été retenue (augmentation du poids du foie chez les parents mâles). Un facteur d'incertitude de 90 a été appliqué (3 pour l'extrapolation inter-espèces puisque des ajustements dosimétriques ont déjà été appliqués, 10 pour la variabilité interindividuelle et 3 pour la durée d'exposition sous-chronique).

Santé Canada (2004) propose une concentration tolérable de 95 µg/m³. Toutefois, il n'a pas été possible de retracer l'origine de cette valeur. Dans un document antérieur, une dose journalière admissible basée sur une étude par inhalation de 0,078 mg/kg.j avait été déterminée (Gouvernement du Canada *et al.* 1993). Cette valeur était issue d'une NOAEL de 67 mg/m³ chez le rat, exprimée pour une exposition continue. Étant donné qu'il s'agit d'une NOAEL relative à des effets systémiques chez le rat, et que les coefficients de partage sang:air ne sont pas connus, la concentration correspondante pour l'humain serait aussi 67 mg/m³, ce qui après division par le facteur d'incertitude de 150 utilisé par Gouvernement du Canada (1993), conduirait à une concentration de référence de 450 µg/m³.

Dans un document de travail révisé par les pairs, U.S. EPA (2006) propose une nouvelle RfC de 80 µg/m³. Celle-ci est basée sur les mêmes résultats que ceux retenus par ATSDR, mais elle a été dérivée selon l'approche Benchmark. Une BMCL_{10,humain} = 2,52 mg/m³ basée sur les changements éosinophiles dans l'épithélium nasal de rats

femelles a été obtenue après ajustement dosimétrique ($RDGR_{ET} = 0,16$). Un facteur d'incertitude de 30 a été appliqué (3 pour extrapolation inter-espèces et 10 pour variabilité interindividuelle). Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette RfC est moyen. Cette RfC n'a pas été retenue car elle n'a pas encore été entérinée officiellement par U.S. EPA.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

L'IARC (1999) et Santé Canada (Gouvernement du Canada *et al.* 1993) considèrent cette substance comme étant possiblement cancérigène pour l'homme (groupe 2B et groupe III, respectivement). Dans un récent document de travail (U.S. EPA 2006), U.S. EPA considère qu'il est vraisemblable que le 1,4-dichlorobenzène soit cancérigène pour l'humain, par voie orale et par inhalation. Le 1,4-DCB étant classé dans le groupe III, aucune dose ou concentration tumorigène n'est proposée par Santé Canada (de plus, le 1,4-DCB est considéré comme non-génotoxique).

Voie orale

Le coefficient de cancérigénicité retenu ($0,04 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$) est celui proposé par Cal/EPA (2005b).

Cette valeur est basée sur une étude effectuée chez des rats F344 femelles et souris B6C3F1 mâles et femelles exposés par intubation orale cinq (5) jours par semaine, durant 103 semaines, à des doses de 0, 300 ou 600 mg/kg et à des doses de 0, 150 ou 300 mg/kg pour les rats mâles (NTP, 1987). Afin de tenir compte d'une exposition quotidienne continue, ces doses ont été converties en des doses de 0, 214 ou 428 mg/kg.j pour les souris et 0, 107 ou 214 mg/kg.j pour les rats. Une augmentation significative de l'incidence des carcinomes et adénomes hépatocellulaires a été notée chez les souris mâles et femelles et le NTP conclut que la substance est cancérigène chez le rat mâle. Le coefficient de cancérigénicité a été calculé à partir des données de carcinomes et adénomes hépatocellulaires chez les souris mâles. Un modèle linéaire multi-étapes a été utilisé pour calculer le coefficient de cancérigénicité.

Dans un document de 1997 (*1,4-Dichlorobenzene in Drinking Water California Public Health Goal*), Cal/EPA proposait un coefficient de cancérigénicité par voie orale de $5,4 \times 10^{-3} \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$, basé sur les mêmes données que celles utilisées en 2005. Cette valeur n'a pas été retenue du fait du manque de clarté des calculs et parce que la valeur proposée en 2005 est plus conservatrice.

Dans un document de travail révisé par les pairs, U.S. EPA (2006) propose un coefficient de cancérigénicité de $0,02 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$. Celui-ci est basé sur les mêmes résultats que ceux retenus par Cal/EPA, mais a été dérivé à partir de la LED_{50} ($30,3 \text{ mg/kg.j}$) après conversion des doses pour l'humain. Cette valeur n'a pas été retenue car elle n'a pas encore été entérinée officiellement par U.S. EPA.

Inhalation

Cal/EPA (2005b) propose comme unité de risque d'inhalation une valeur de $1,1 \times 10^{-5} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$ basée sur la même étude que celle utilisée pour dériver le coefficient de cancérigénicité pour la voie orale. Cette valeur correspond donc à un coefficient de cancérigénicité de $0,04 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$ pour un poids corporel de 70 kg et d'un taux d'inhalation de $20 \text{ m}^3/\text{j}$.

Dans un document de travail révisé par les pairs, U.S. EPA (2006) propose un risque unitaire de $4 \times 10^{-6} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$. Cette valeur est basée sur l'incidence d'adénomes et de carcinomes hépatocellulaires chez des souris mâles et femelles exposées par inhalation (Aiso et al. 2005, JBRC 1995 cités par U.S. EPA). Elle a été dérivée à partir de la LEC_{10} ($22,6\text{-}22,9 \text{ mg/m}^3$) après conversion des concentrations pour l'humain. Cette valeur n'a pas été retenue car elle n'a pas encore été entérinée officiellement par U.S. EPA.

RÉFÉRENCES

- AIHA (2007). *Emergency Response Planning Guidelines*. www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf
- ATSDR (2004). *Toxicological Profile for Dichlorobenzenes*. Draft for public comment – sept. 2004. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp10.html>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html

- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html, http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/selenium.pdf
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. pp. 662. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Air Toxicology and Epidemiology Section. May 2005. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf
- HSDB (2007). *Hazardous Substances Data Bank*. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search>
- IARC (1999). *Dichlorobenzenes*. IARC monographs vol. 73. <http://www-cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol73/73-08.html>
- IPCS-WHO (1991). *Chlorobenzenes other than hexachlorobenzene*. Environmental Health Criteria :128. World Health Organisation (WHO) <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc128.htm>
- WHO (1996). *Background Document for Development of WHO Guidelines for Drinking Water Quality. Dichlorobenzenes in Drinking Water*. WHO/SDE/WSH/03.04/28. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwg/chemicals/trichlorobenzenes.pdf
- Gouvernement du Canada, Environnement Canada et Santé Canada (1993). *Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation. 1,4-dichlorobenzène*. Ministère des Approvisionnements et Services Canada. http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/dse/pdf/1_4_dichlorobenzene.pdf
- U.S. EPA (2006). *Toxicological review of dichlorobenzenes. In support of summary information on the Integrated Risk Information System (IRIS)*. Revised Final Draft. May 2006.
- U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information System (IRIS). 1,4-dichlorobenzene* (dernière révision : 1996). <http://www.epa.gov/iris/subst/0552.htm> (site consulté le 11 septembre 2007).

29. 1,2-Dibromoéthane (n ° CAS : 106-93-4)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
9×10^{-3} (IRIS 2004) ^a	9,0 (IRIS 2004) ^a	$2,6 \times 10^{-3}$	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
2,0 (IRIS 2004) ^{a,b}	6×10^{-4} (IRIS 2004) ^{a,b}	2,1	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 2004) : « <i>likely to be carcinogenic to humans</i> » (anciennement, groupe B2 : probablement cancérogène pour l'humain) selon IARC : probablement cancérogène pour l'humain selon Santé Canada :			

-- : non disponible

^a : Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère la base de données de U.S. EPA (2005)

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Pour les fins de la présente étude, une valeur provisoire de $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a été retenue pour estimer les risques d'effets liés à une exposition aiguë. Cette valeur correspond à la concentration de référence pour une exposition chronique.

Aucune valeur n'a été proposée par ATSDR (2007), Cal/EPA (2000), AIHA (2007) ou ACGIH

NIOSH et OSHA recommandent une concentration moyenne (sur 10 h) maximale de 0,045 ppm ($345 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ou de 20 ppm ($153\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$), respectivement. La valeur proposée par NIOSH vise à réduire l'exposition au maximum car le 1,2-dibromoéthane est cancérogène chez l'animal. La valeur de 0,045 ppm n'est donc pas liée à des effets aigus.

DOSES DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence retenue (9×10^{-3} mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (2007).

Cette valeur est basée sur la mise en évidence d'effets sur les testicules, le foie et les glandes surrénales chez des rats exposés par gavage durant environ un an (NCI 1978 cités par U.S. EPA). Les rats (mâles et femelles) ont été exposés à des doses moyennes de 37-38 et 39-41 mg/kg.j, 5 jours/semaine. Une mortalité élevée (18/50 mâles et 20/50 femelles) a été observée à la 16^e semaine dans le groupe à forte dose ce qui a nécessité l'interruption temporaire du traitement de ce groupe. Une LOAEL de 38 mg/kg.j (peliose du foie (mâles et femelles), atrophie testiculaire et dégénération du cortex des glandes surrénales chez les mâles) a été identifiée. La LOAEL convertie pour une exposition continue (27 mg/kg.j) a été divisée par le facteur d'incertitude maximal recommandé par U.S. EPA, soit 3 000. Le facteur initial aurait été de 10 000 (10 pour utilisation d'une LOAEL, 10 pour extrapolation interspèces, 10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour la faible qualité et étendue de l'étude et pour les lacunes de données relatives à la toxicité sur le développement, la reproduction et le système endocrine après une exposition par voie orale). Le niveau de confiance accordé à cette valeur par U.S. EPA est faible à moyen (étude chronique, nombre d'animaux adéquat (50/sex/groupe), mais mortalité élevée, doses rapprochées, absence de NOAEL; peu de données sur toxicité par voie orale).

Aucune valeur n'a été proposée par ATSDR (1992), Santé Canada (2004) ni par le RIVM (Baars *et al.* 2001).

Inhalation

La concentration de référence retenue ($9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est celle proposée par U.S. EPA (2007).

Cette valeur est basée sur la mise en évidence d'inflammation nasale chez des souris exposées par inhalation durant 78 à 91 semaines (NTP 1982). Des souris et des rats (50/sexe/espèce/dose) ont été exposés par inhalation ($0, 77$ ou $307 \text{ mg}/\text{m}^3$) à raison de 6 heures/jour, 5 jours/semaine. Une mortalité élevée a été observée à partir de la 60^e semaine (84-90% à la plus forte dose, 62 % à la plus faible dose). Les effets observés incluaient une nécrose hépatique (rats des deux sexes), une dégénérescence testiculaire (rat), une atrophie de la rétine et une dégénérescence du cortex des glandes surrénales (rats femelles), une hématopoïèse splénique (souris femelles) et une inflammation de la cavité nasale (souris femelles). Des concentrations Benchmark ont été estimées pour chacun des effets, puis elles ont été converties pour une exposition continue et pour des concentrations équivalentes chez l'humain (pour les effets systémiques, méthode pour les gaz de catégorie 3; pour les effets sur la cavité nasale, méthode pour les gaz de catégorie 1). La BMDL₁₀ pour l'inflammation de la cavité nasale ($2,8 \text{ mg}/\text{m}^3$) s'est avérée la plus faible parmi toutes les BMDL obtenues. Cette valeur a été divisée par un facteur d'incertitude de 300 (3 pour extrapolation interspèces basée sur un ajustement dosimétrique, 10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour l'incertitude liée à la base de données) a été appliqué. Le niveau de confiance accordé à cette valeur par U.S. EPA est moyen (étude chronique bien menée mais mortalité élevée; doutes quant aux effets à faible dose sur la qualité du sperme).

Cal/EPA (2005a) propose une concentration de référence de $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,1 ppb) basée sur la mise en évidence d'effets sur la reproduction chez des travailleurs exposés lors de la fumigation de papayes (Ratcliff et al. 1987 cités par Cal/EPA). La durée d'exposition moyenne des travailleurs (46) était de 5 ans et la concentration d'exposition (moyenne géométrique sur 8 h) était de 88 ppb avec des pics d'exposition à 262 ppb. Le groupe témoin consistait en 43 travailleurs non exposés. Après considération des facteurs confondants, des effets significatifs sur la qualité et la quantité de sperme ont été observés. La LOAEL de 88 ppb a été convertie pour une exposition continue dans la population générale. La LOAEL convertie (31 ppb) a été divisée par un facteur d'incertitude de 300 (10 pour variabilité interindividuelle, 10 pour l'utilisation d'une LOAEL et 3 pour la durée réduite de l'exposition (< 10% de la durée de vie). Selon U.S. EPA (2007), l'étude de Ratcliff n'est pas adéquate pour dériver un estimateur de risque quantitatif.

Aucune valeur n'a été proposée par Santé Canada (2004) ou le RIVM (Baars *et al.* 2001).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le 1,2-dibromoéthane est considéré comme « vraisemblablement cancérigène pour l'humain »²⁰ par U.S. EPA (2007) et Santé Canada (1986) et comme un cancérigène possible par IARC (1999).

Voie orale

Le coefficient de cancérigénicité retenu ($2 \text{ (mg}/\text{kg}\cdot\text{j})^{-1}$) est la valeur la plus prudente proposée par U.S. EPA (2007).

Cette valeur est basée sur les résultats obtenus chez des rats mâles exposés par gavage durant 104 semaines (NCI 1978 cité par U.S. EPA). Une augmentation de l'incidence de tumeurs du pré-estomac, d'hémangiosarcomes et d'adénomes ou de carcinomes des follicules thyroïdiens avait été mise en évidence. U.S.EPA a calculé les estimateurs de risque pour chaque type de tumeur (3) à l'aide d'une extrapolation linéaire. Un estimateur du risque total (*central tendency risk estimate*) égal à $1 \text{ (mg}/\text{kg}\cdot\text{j})^{-1}$ a été estimé en additionnant les trois valeurs obtenues. La limite supérieure de l'intervalle de confiance (95%) de cette valeur est de $2 \text{ (mg}/\text{kg}\cdot\text{j})^{-1}$.

Inhalation

Le risque unitaire retenu ($6 \times 10^{-4} \text{ (}\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$) est celui proposé par U.S. EPA (2007).

Cette valeur est basée sur les résultats obtenus chez des rats mâles exposés par inhalation durant 103 semaines (NTP 1982 cité par U.S. EPA). Une augmentation de l'incidence de tumeurs de la cavité nasale, d'hémangiosarcomes et de mésothéliomes avait été mise en évidence. U.S.EPA a estimé le risque unitaire à l'aide d'une extrapolation linéaire.

²⁰ Traduction libre de « *likely to be carcinogenic to humans* »

Le risque unitaire ($7,1 \times 10^{-5} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$) proposé par Cal/EPA (2005b) est également basé sur les résultats de l'étude du NTP (1982). Cette valeur (limite supérieure de l'intervalle de confiance) a été obtenue à partir de l'incidence de tumeurs nasales chez le rat, à l'aide d'un modèle de Weibull-multiétapes.

Aucune valeur n'a été proposée par Santé Canada (2004).

RÉFÉRENCES

- ATSDR (1992). *Toxicological Profile for 1,2-Dibromoethane*. July 1992. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp37.html>
- Baars *et al.* (2001). *(Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report N°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/91203.pdf ; http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/79016.pdf
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. pp. 662. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Air Toxicology and Epidemiology Section. May 2005. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf
- IARC (1999). *Ethyl dibromide*. IARC Monographs Vol. 71. International Agency for Research on Cancer (IARC). <http://www.cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol71/022-ethdibromide.html>
- U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information system (IRIS). 1,2-dibromoéthane (dernière mise à jour : 2004)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0361.htm>

30. 1,2-Dichloroéthane (n ° CAS : 107-06-2)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,02 ^a	400 _(Cal/EPA 2005a) ^b	0,11	--

Coefficients de cancérrogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
0,091 _(IRIS 1991) ^b	$2,6 \times 10^{-5}$ _(IRIS 1991) ^b	0,091	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1991) ^b : cancérogène possible (groupe B2) selon IARC (1999) : cancérogène possible pour l'humain (groupe 2B) selon Gouvernement du Canada 1(994) : probablement cancérogène (groupe II)			

-- : non disponible

^a Valeur provisoire dérivée de la dose proposée par ATSDR (2001) pour une exposition de durée sous-chronique

^b Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S.EPA (2007).

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Cal/EPA (2000) et ATSDR (2001) n'ont proposé aucune valeur.

ACGIH recommande une TLV-TWA (8 h) de 10 ppm (40 400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), et une concentration maximale d'exposition de 50 ppm.

L'AIHA (2007) a établi un ERPG-1 de 50 ppm (202 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) et un ERPG-2 de 200 ppm.

Pour la présente étude, une concentration de référence provisoire de 2 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a été retenue (ERPG-1 divisée par un facteur de sécurité arbitraire de 100).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUEVoie orale

La dose de référence retenue (0,02 mg/kg.j) est une valeur provisoire dérivée du Minimal Risk Level (MRL_{sc}, 0,2 mg/kg.j) proposée par ATSDR (2001) pour une durée d'exposition sous-chronique.

Le MRL_{sc} proposé par ATSDR pour une exposition sous-chronique (0,2 mg/kg.j) est basé sur une étude effectuée chez des rats femelles exposés durant 13 semaines au 1,2-dichloroéthane via l'eau de consommation (0, 500, 1 000, 2 000, 4 000 ou 8 000 ppm) à des doses estimées à 0, 58, 102, 172, 311 ou 531 mg/kg.j (NTP 1991 cité par ATSDR). Une LOAEL de 58 mg/kg.j a été obtenue (effets néphrotoxiques). Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 3 pour l'utilisation d'un LOAEL). *Le MRL proposé par ATSDR a été divisé par un facteur d'incertitude supplémentaire de dix (10) afin de tenir compte de la durée de l'exposition (sous-chronique). La valeur retenue pour effectuer la présente analyse de risques est donc de 0,02 mg/kg.j.*

Aucune autre dose de référence n'a été proposée (Santé Canada 2004, RIVM (Baars *et al.* 2001), U.S. EPA 2005).

Inhalation

La concentration de référence retenue (400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) est celle proposée par Cal/EPA (2005a).

Cette valeur est issue d'une étude expérimentale au cours de laquelle des rats ont été exposés par inhalation à 0, 5, 10, 50 et 150 - 250 ppm de 1,2-dichloroéthane durant 3 à 18 mois (7 h/j, 5 j/sem) (Spreafico *et al.* 1980 cités par Cal/EPA). Une NOAEL de 10 ppm et une LOAEL de 50 ppm (pour une exposition sur 12 mois) ont été établies pour les effets hépatiques (modification du taux d'enzymes sériques hépatiques). La NOAEL de 10 ppm a été ajustée à 2,1 ppm pour une exposition continue puis a été convertie en équivalent humain à 3,2 ppm, soit 13 mg/m³ (gaz à effet systémique, RGDR=1,5). Un facteur d'incertitude de 30 a été appliqué (3 pour l'extrapolation interspèce et 10 pour la variabilité interindividuelle).

ATSDR (2001) propose une concentration de référence par inhalation de 2 430 µg/m³. Cette valeur découle d'une étude chronique effectuée chez des rats mâles et femelles (50/groupe) exposés à 50 ppm de 1,2-dichloroéthane à raison de 7 heures par jour, 5 jours par semaine durant 2 ans (Cheever *et al.* 1990 cités par ATSDR). Seule l'histopathologie du foie et des autres organes a été documentée. Des modifications au niveau du pancréas ont été observées, mais les données disponibles ne permettent pas de statuer quant à l'aspect significatif de cet effet. Une NOAEL de 50 ppm a été établie par ATSDR (non ajustée pour exposition continue car équilibre atteint en 2-3 heures, ratio des coefficients de partage sang:air_{animal-humain}= 1 par défaut). Un facteur d'incertitude de 90 a été appliqué (3 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 3 pour le manque d'études dans la base de données). Le niveau de confiance de cette concentration de référence est jugé bon par ATSDR (nombre élevé d'animaux, étude de l'organe le plus sensible selon plusieurs études de durée sous-chroniques et chroniques par inhalation).

Aucune autre concentration de référence n'a été par U.S. EPA (2005) et Santé Canada (2004).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le 1,2-dichloroéthane est considéré comme probablement cancérigène chez l'humain par U.S. EPA (2005) et possiblement cancérigène par l'IARC (1999).

L'étude de NCI (1978 citée par U.S. EPA) portant sur des rats Osborne-Mendel et des souris B6C3F1 exposés au 1,2-dichloroéthane (0, 47 et 95 mg/kg.j) par gavage (5 jours/semaine) durant 78 semaines (puis période d'observation de 32 semaines). Les doses d'exposition moyennes étaient de. a montré une augmentation significative de l'incidence de diverses tumeurs (hémangiosarcomes et carcinomes des cellules squameuses du pré-estomac (rats mâles), adénocarcinomes des glandes mammaires (rats et souris femelles), adénocarcinomes alvéolaire/bronchiolaire (souris mâles et femelles), sarcomes et polypes de l'endomètre (souris femelles) et carcinomes hépatocellulaire (souris mâles)). Une mortalité précoce et sévère a été notée, surtout chez les rats mâles.

Aucune augmentation significative de tumeurs n'a été mise en évidence chez des rats (Wistar, SD) et des souris (Swiss) exposés par inhalation à des concentrations ajustées pour une exposition continue comprises entre 4 et 200 mg/m³ (Maltoni *et al.* 1980 cités par Cal/EPA 2005b). Une augmentation de l'incidence de papillomes bénins au niveau pulmonaire a été observée chez des souris Swiss ICR/Ha après application cutanée du 1,2-DCE ou de son métabolite actif (chloroacétaldéhyde), mais aucun papillome ou carcinome n'a été mis en évidence au niveau de la peau (van Duuren *et al.* 1979 cités par Cal/EPA 2005b).

Voie orale

Les coefficients de cancérigénicité proposés par U.S. EPA (2005), Cal/EPA (2005b) et Santé Canada (2004) sont tous basés sur les mêmes données expérimentales (hémangiosarcome chez le rat mâle, NCI 1978) et sont du même ordre de grandeur ($7,0 \times 10^{-3}$ à $9,1 \times 10^{-2}$ (mg/kg.j)⁻¹). Les résultats détaillés sont présentés au Tableau 1.

La valeur retenue est la plus conservatrice, soit celle de U.S. EPA (2005).

Tableau 1. Coefficients de cancérrogénicité par voie orale proposés par différents organismes

Référence	Coefficient de cancérrogénicité (mg/kg.j) ⁻¹	Détails de l'approche utilisée
U.S. EPA (2005)	9,1 x 10 ⁻²	Prise en compte de la durée de vie des rats, de la saturation du métabolisme (<50% à 47 mg/kg.j, saturation à 95 mg/kg.j). Extrapolation interspèce basée sur la surface corporelle (poids rat = 0,5 kg) Procédure LMS (risque = limite supérieure de l'IC95) Incidence de carcinome hépatocellulaire (souris mâle) : 6,2 x 10 ⁻² (mg/kg.j) ⁻¹
Cal/EPA (1999)	4,7 x 10 ⁻²	Durée d'exposition corrigée par rapport à durée d'exposition standard (i.e. 104 semaines) Doses d'exposition corrigées pour une exposition continue Extrapolation interspèce basée sur la surface corporelle (poids rat : 0,35 kg). Approche Benchmark (BMDL ₁₀) Approche par procédure LMS : 5,0 x 10 ⁻² (mg/kg.j) ⁻¹ (risque = limite supérieure de l'IC95)
Cal/EPA (2005b)	7,2 x 10 ⁻²	Prise en compte de la durée de vie (modèle de Weibull) et de la saturation du métabolisme Extrapolation interspèce basée sur la surface corporelle Procédure LMS (risque = limite supérieure de l'IC95)
Santé Canada (2004), Gouvernement du Canada <i>et al.</i> (1994)	8,1 x 10 ⁻³	Durée de vie corrigée par rapport à la durée de vie et à la durée d'exposition standards (i.e. 104 semaines). Pas d'extrapolation interspèce car effet lié à un métabolite Procédure LMS Coeff. minimal selon autres tumeurs (NCI 1978) : 1,7 x 10 ⁻⁴
RIVM (Baars <i>et al.</i> 2001)	7,0 x 10 ⁻³	Détails non précisés par Baars (2001).

IC95 : Intervalle de confiance à 95%

LMS : procédure multiétape linéarisé

Inhalation

U.S. EPA (2005), Cal/EPA (2005b) et le RIVM (Baars *et al.* 2001) ont dérivé un risque unitaire à partir du coefficient de cancérrogénicité par voie orale en considérant un taux d'absorption par inhalation et voie orale de 100%, un poids corporel de 70 kg et un taux d'inhalation 20 m³/j. Les valeurs sont indiquées dans le tableau 2.

Tableau 2. Risques unitaires de cancer proposés par divers organismes

Référence	Risque unitaire (µg/m ³) ⁻¹
U.S. EPA (2005)	2,6 x 10 ⁻⁵
Cal/EPA (2005b)	2,1 x 10 ⁻⁵
RIVM (Baars 2001)	2,1 x 10 ⁻⁶

La valeur retenue (2,6 x 10⁻⁵ (µg/m³)⁻¹) est celle proposée par U.S. EPA (2005).

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2001). *Toxicological Profile for 1,2-Dichloroethane*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp38.html>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025, National Institute of Public Health and the Environment. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (1999). *Public Health Goals for 1,2-Dichloroethane in Drinking Water*. http://www.oehha.ca.gov/water/phg/pdf/12dca_f.pdf
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005. Chronic toxicity summary : Ethylene dichloride*. http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/107062.pdf
- Cal/EPA (2005b). *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, Air Toxicology and Epidemiology Section. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/TSDNov2002.pdf
- Gouvernement du Canada, Environnement Canada, and Santé Canada. 1994. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation. 1,2-Dichloroéthane*. Ministère des Approvisionnements et Services Canada. http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/dse/pdf/1_2_dichloroethane.pdf

- Santé Canada (2004). *Valeurs guides fondées sur des critères sanitaires pour les substances figurant sur la deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire*. pp. 32. Ottawa. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/existsub/value-valeur/index_f.html
- IARC (1999). *1,2-Dichloroethane*. IARC Monographs 71. <http://www-cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol71/015-dichloretha.html>
- U.S. EPA (2005). *Integrated Risk Information System (IRIS). 1,2-Dichloroethane* (dernière révision : 1991). <http://www.epa.gov/iris/subst/0149.htm>

31. 1,3,5 Triméthylbenzène (n ° CAS : 108-67-8)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
--	--	--	--

Coefficients de cancérrogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA : -- selon IARC : -- selon Santé Canada : --			

-- : non disponible

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur de référence pour des effets liés à une exposition aiguë n'est disponible (U.S. EPA (2007a), ATSDR (2007), Cal/EPA (2000), AIHA (2007), ACGIH (HSDB 2007).

En milieu de travail, NIOSH recommande une TLV-TWA (10 h) de 25 ppm (125 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (HSDB 2007).

Pour la présente étude, une concentration de référence provisoire de 1 250 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a été retenue (TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité arbitraire de 100).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Aucune valeur de référence pour des effets chroniques ou sous-chroniques, par voie orale ou par inhalation, n'est disponible (U.S. EPA (2007b), ATSDR (2007), Cal/EPA (2005), IPCS (2007), RIVM (Baars et al. 2001), Santé Canada (2004).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNICITÉ

Le potentiel cancérogène du 1,3,5-triméthylbenzène n'a été évalué par aucune organisation (U.S. EPA (2007b), IARC (2007), Santé Canada (2004), ACGIH (HSDB 2007).

RÉFÉRENCES

- AIHA (2007). *Emergency Response Planning Guidelines*. www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf
- ATSDR (2007). *Toxicological Profile Information Sheet*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>
- Baars et al. (2001). *(Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report N°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>

- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- Cal/EPA (2005). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/91203.pdf ; http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/79016.pdf
- HSDB (2007). *Hazardous Substances Data Bank*. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search>
- U.S. EPA (2007a). *Acute Exposure Guideline Levels*. <http://www.epa.gov/opptintr/aegl/pubs/rest1.htm>
- U.S. EPA (2007b). *Integrated Risk Information system (IRIS)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/search.htm#woe>

32. Toluène (n ° CAS : 108-88-3)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,08 (IRIS 2005) ^a	5 000 (IRIS 2005) ^a	1,7 ^b	--

Coefficients de cancérrogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 2005) ^a : non classable (informations inadéquates) selon IARC (1999) : non classable (groupe 3) selon Gouvernement du Canada (1992) : probablement non cancérogène pour l'humain (groupe IV-C) <i>ancienne classification avant 1994</i>			

-- : non disponible

^a : Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision

^b : dérivé de la concentration en tenant compte du taux d'absorption par inhalation (83% selon ATSDR)

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

La concentration de référence (37 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, soit 9,8 ppm) retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë est celle proposée par Cal/EPA (2000).

Cette valeur vise à éviter tout effet néfaste advenant une exposition de courte durée (1 heure ou moins). Elle est basée sur une NOAEL de 40 ppm obtenue chez l'humain (Andersen et al. 1983 cités par ATSDR 2000). Des adultes de sexe masculin (4/dose) avaient été exposés par inhalation (0, 10, 40 ou 100 ppm) à raison de 6 heures par jour durant 4 jours. Des mesures physiologiques, une évaluation d'inconfort et des tests de performance (8) ont été réalisés. Toutes les doses d'exposition non nulles ont conduit à une modification significative du flux mucociliaire nasal. À 100 ppm, une augmentation significative de l'irritation du nez et des yeux a été observée (absence d'irritation de la gorge ou des voies respiratoires supérieures), ainsi qu'une augmentation de l'incidence de maux de tête, d'étourdissements et de sensation d'intoxication et un temps de réaction plus long à certains tests de performance. Aucun effet néfaste n'a été observé à 10 et 40 ppm. La concentration de référence est donc basée sur une NOAEL de 40 ppm obtenue chez l'humain pour une exposition de 6 heures. Cal/EPA a extrapolé cette exposition de 6 heures pour une durée d'exposition de 1 heure ($40^2 \text{ ppm} \times 6 \text{ h} = \text{C}^2 \times 1 \text{ h}$), ce qui a conduit à une concentration de 98 ppm. Cette concentration a été divisée par un facteur d'incertitude de 10 (pour la variabilité interindividuelle).

Cette valeur de référence est plus élevée que la MRL (1 ppm) proposée par ATSDR (2000) pour une exposition plus longue, pouvant atteindre 14 jours consécutifs. La MRL est aussi basée sur la NOAEL de 40 ppm obtenue chez l'humain par Andersen et al. 1983. La NOAEL a été convertie à 9,5 ppm pour une exposition continue puis divisée par un facteur d'incertitude de 10 (pour la variabilité interindividuelle). ATSDR propose une valeur arrondie (1 ppm au lieu de 0,95 ppm).

Par ailleurs, l'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 50 ppm et recommande que les travailleurs ne soient jamais exposés à plus de 250 ppm durant 30 minutes ou moins (HSDB 2007).

L'IAIH (2007) a établi un ERPG-1 de 50 ppm et un ERPG-2 de 300 ppm.

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUEVoie orale

La dose de référence retenue pour le toluène (0,08 mg/kg.j) est celle proposée récemment par U.S. EPA (2007).

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude menée chez des rats F344 mâles et femelles exposés au toluène par gavage 5 jours par semaine durant 13 semaines à des doses de 0, 312, 625, 1 250, 2 500 ou 5 000 mg/kg.j (NTP 1990 cité par U.S. EPA). Une NOAEL de 312 mg/kg.j et une LOAEL de 625 mg/kg.j (augmentation significative du poids du foie et des reins chez les mâles) ont été identifiées chez les mâles (soit NOAEL = 223 mg/kg.j et LOAEL = 446 mg/kg après ajustement pour une exposition continue). L'effet critique retenu est l'augmentation du poids des reins car les effets toxiques du toluène sur les tubules rénaux ont été rapportés dans plusieurs études menées chez l'humain (exposition aiguë par voie orale ou par inhalation). Aucun effet sur le poids du rein n'avait été observé chez des souris exposées dans des conditions similaires.

La dose de référence proposée par U.S. EPA est basée sur la BMDL₁₀ (238 mg/kg.j) correspondant à une augmentation de 10% du poids du rein par rapport au 98^e centile du poids du rein dans le groupe témoin. Un facteur d'incertitude de 3 000 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'utilisation d'une étude sous-chronique et 3 pour les lacunes de la banque de données (neurotoxicité, reproduction sur deux générations) et les contradictions concernant les données d'immunotoxicité). U.S. EPA accorde un niveau de confiance moyen à cette valeur.

La valeur proposée par l'OMS (1996), le RIVM (Baars *et al.* 2001) et Santé Canada (2004) est de 0,2 mg/kg.j. Cette valeur est basée sur la NOAEL (223 mg/kg.j) issue de l'étude utilisée par U.S. EPA (NTP 1990) à laquelle un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'utilisation d'une étude sous-chronique et les lacunes de la banque de données).

ATSDR (2000) propose une MRL_{SC} de 0,02 mg/kg.j pour une exposition de durée sous-chronique. Cette valeur a été établie à partir d'une LOAEL de 5 mg/kg.j prenant en compte une augmentation de la concentration de neurotransmetteurs dans le cerveau de souris, après une exposition par l'eau de boisson contaminée au toluène durant 28 jours (Hsieh *et al.* 1990 cités par ATSDR). Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 3 parce que le MRL est établi à partir d'une LOAEL). Cette valeur n'a pas été retenue car, selon U.S. EPA (2005), les effets ont été mesurés une seule fois immédiatement après la cessation de l'exposition. Il n'y a donc pas de données concernant la persistance de cet effet. De plus, aucune étude de neurotoxicité par voie orale n'ayant été réalisée pour le toluène, la modification du niveau de neurotransmetteurs n'a pu être corrélée avec des changements sur le comportement ou au niveau neuropsychologique ou neuroanatomique.

Inhalation

La concentration de référence retenue 5 000 µg/m³ est celle proposée récemment par U.S. EPA (2007).

Cette valeur est basée sur les résultats de l'analyse de dix (10) études épidémiologiques menées chez des travailleurs et mettant en évidence des effets neurologiques (effet le plus sensible)²¹. Les NOAEL et les LOAEL étaient comprises entre 25 et 50 ppm et entre 83 et 132 ppm, respectivement. La moyenne arithmétique des NOAEL (34 ppm ou 128 mg/m³) a été utilisée pour dériver la concentration de référence, après ajustement pour une exposition continue dans la population générale (NOAEL_{ajustée} = 46 mg/m³). Cette valeur a ensuite été divisée par un facteur d'incertitude de 10 (variabilité interindividuelle) qui permet d'assurer la protection des enfants. U.S. EPA accorde un niveau de confiance élevé à cette concentration de référence.

Santé Canada (2004) propose une concentration admissible (3 800 µg/m³) qui est du même ordre de grandeur. Cette valeur est basée sur une étude clinique menée chez 16 volontaires, exposés 6 heures par jour, pendant 4 jours consécutifs, aux concentrations de 0, 10, 40 et 100 ppm (0, 38, 153, 383 mg/m³) (Andersen *et al.* 1983 cités par Gouvernement du Canada 1992). Les sujets ont été exposés à des concentrations différentes chaque jour. Aucun effet n'a été observé pour les concentrations de 38 et 153 mg/m³, mais des effets neurologiques et une irritation des voies respiratoires ont été observés à la plus forte concentration. La NOEL convertie pour exposition continue (37,5 mg/m³) a été divisée par un facteur d'incertitude de 10.

Cal/EPA (2005a) propose une REL chronique de 300 µg/m³ basée sur les résultats de l'étude de Hillefors-Berglund *et al.* (1995 cités par Cal/EPA) mettant en évidence des effets neurotoxiques chez des rats exposés par inhalation durant 4 semaines (après ajustement pour exposition continue : NOAEL = 7 ppm, LOAEL = 14 ppm). Des LOAEL semblables ont été obtenues dans quatre autres études, dont une menée chez l'humain. Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué à la NOAEL (1 pour variabilité interspèces, 10 pour variabilité interindividuelle, 10 pour la durée sous-chronique de l'étude).

ATSDR (2000) propose une MRL de 300 µg/m³ (0,08 ppm) pour une exposition chronique. Cette valeur est basée sur une LOAEL de 35 ppm (80 ppm pour une exposition continue) obtenue chez des travailleurs présentant des troubles

²¹ Contrairement à ce qui a été observé chez les animaux, l'irritation des voies respiratoires n'a été observée chez l'humain qu'à des doses supérieures à celles entraînant des effets neurologiques.

de la vision des couleurs (études de Zavalic *et al.* citées par ATSDR). Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour utilisation d'une LOAEL).

Le RIVM (Baars *et al.* 2001) a retenu la valeur proposée antérieurement dans la banque de données IRIS de U.S. EPA, soit 400 µg/m³. Cette valeur découle d'une étude épidémiologique transversale effectuée chez des travailleuses exposées professionnellement au toluène à une concentration moyenne de 332 mg/m³ durant en moyenne 5,7 années (groupe contrôle exposé à 49 mg/m³) (Foo *et al.* 1990 cités par Baars *et al.*). Une LOAEC de 332 mg/m³ (119 mg/m³ pour une exposition continue) a été identifiée (effets neurocomportementaux). Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (10 pour variabilité interindividuelle, 10 pour utilisation d'une LOAEC et 3 pour les lacunes dans la banque de données).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le toluène est considéré comme non classable quant à son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA, IARC). Santé Canada (Gouvernement du Canada 1992) considère le toluène comme probablement non cancérigène pour l'humain. Aucun estimateur de risque pour le cancer n'a été proposé par U.S. EPA (2005), Cal/EPA (2005b), RIVM (Baars *et al.* 2001) ou Santé Canada (2004).

RÉFÉRENCES

- AIHA (2007). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf
- ATSDR (2000). *Toxicological Profile for Toluene*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp56.html>
- Baars *et al.* (2001) *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report n° 711701025. (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. pp. 662. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Air Toxicology and Epidemiology Section. May 2005. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf
- Gouvernement du Canada (1992). *Liste des substances d'intérêt prioritaire, le toluène*. Rapport d'évaluation n° 4. <http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/dse/lcip1.htm>
- HSDB (2007). *Toluene*. Hazardous Substances Data Bank. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>
- Santé Canada (1996). *Health-Based Tolerable daily intakes/Concentrations and Tumorigenic Doses/Concentrations for Priority Substances*. Rapport n° 96-EHD-194. Ottawa, Ontario. <http://dsp-psd.pwgsc.gc.ca/Collection/H46-2-96-194E.pdf>
- Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. pp. 5. Services d'évaluation de la santé environnementale, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada. Septembre 2004. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index_f.html
- U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information System (IRIS). Toluene* (dernière révision : 2005) <http://www.epa.gov/iris/subst/0118.htm>

33. Chlorobenzène (n ° CAS : 108-90-7)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)	(mg/kg.j)	
0,09 (OMS 1996)	500 (RIVM 2001) ^a	0,14 (RIVM 2001) ^a	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	(µg/m ³) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 2003) : non classable (groupe D) selon IARC (IPCS 2007) : -- selon Gouvernement du Canada (1992): cancérogène possible (groupe IIIB)			

-- : non disponible

^a : Valeur provisoire

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Cal/EPA (2000), ATSDR (1990) et AIHA (2007) n'ont proposé aucune valeur.

ACGIH recommande une TLV-TWA (8 h) de 10 ppm (46 000 µg/m³) et recommande que les travailleurs ne soient jamais exposés à plus de 50 ppm.

Pour les fins de la présente étude, une valeur provisoire de 500 µg/m³ a été retenue pour estimer les risques d'effets liés à une exposition aiguë. Cette valeur correspond à la concentration de référence pour une exposition chronique.

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence retenue (0,09 mg/kg.j) est celle proposée par l'OMS (WHO 1996).

Cette valeur est issue des résultats de deux études chroniques menées chez le rat et la souris exposés au chlorobenzène par gavage durant 2 ans, 5 jours/semaine (NTP 1983 et Kluwe *et al.* 1985 cités par WHO). Une NOAEL de 60 mg/kg.j (soit une dose de 43 mg/kg.j pour une exposition continue) a été définie en prenant comme effet critique la légère augmentation de survenue de nodules néoplasiques au niveau hépatique chez des rats mâles. Aucune augmentation significative de l'incidence tumorale n'a été observée même à forte dose. Un facteur d'incertitude de 500 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 5 pour les preuves limitées de cancérogénicité).

La dose de référence (0,02 mg/kg.j) proposée par U.S. EPA (2005) est basée sur une étude sous-chronique effectuée chez des chiens Beagle mâles et femelles exposés par voie orale au chlorobenzène (sous forme de capsule) à des doses de 27, 55 ou 273 mg/kg.j et ce à raison de 5 jours par semaine durant 13 semaines (Monsanto Co. 1967a et Knapp *et al.* 1971 cités par U.S. EPA). Une NOAEL de 27 mg/kg.j et une LOAEL de 55 mg/kg.j (modifications histopathologiques au niveau du foie) ont été obtenues. La NOAEL ajustée pour une exposition continue est de 19 mg/kg.j. Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué à la NOAEL (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'utilisation d'une étude sous-chronique). Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette dose de référence est modéré du fait que les niveaux de confiance de l'étude (qui fournit une NOAEL et une LOAEL et incorpore plusieurs effets biochimiques et biologiques) et de la base de données (plusieurs études de toxicité sous-chroniques, chroniques, sur le développement et sur la reproduction supportent l'étude principale, cependant, elles ne fournissent pas une évaluation complète de la toxicité) sont modérés. *Cette dose de*

référence n'a pas été retenue car l'application d'un facteur de 10 pour l'utilisation d'une étude sous-chronique ne semble pas justifié du fait que, lors de deux études chroniques (rat, souris), la NOAEL obtenue (43 mg/kg.j pour une exposition continue) était supérieure à celle observée lors de l'étude sous-chronique.

Le RIVM propose une dose journalière tolérable de 0,2 mg/kg.j pour une exposition chronique par voie orale (Baars *et al.* 2001). Cette valeur a été calculée à partir de la même étude que celle retenue par U.S. EPA (Knapp *et al.* 1971, NOAEL ajustée de 19,5 mg/kg.j). Toutefois, un facteur d'incertitude de 100 (10 pour l'extrapolation interspèce et 10 pour la variabilité interindividuelle) a été appliqué (un facteur supplémentaire pour tenir compte de la durée sous-chronique de l'étude n'a pas été jugé nécessaire en raison de l'existence d'une NOAEL chronique plus élevée obtenue lors de l'étude du NTP 1985). Selon le RIVM, la fiabilité de cette valeur est moyenne.

Santé Canada (2004) et ATSDR (1990) recommandent une valeur de 0,43 mg/kg.j issue de l'étude du NTP (NOAEL = 43 mg/kg.j) divisée par un facteur d'incertitude de 100.

Inhalation

Trois études de toxicité par inhalation sont disponibles pour le chlorobenzène.

- Dans l'étude de Nair *et al.* (1987 cités par Cal/EPA 2000) visant à identifier des effets sur la reproduction, des rats mâles et femelles ont été exposés à des vapeurs de chlorobenzène (0, 50, 150 ou 450 ppm) à raison de 6 heures par jour, pendant 10-11 semaines avant accouplement et jusqu'au 20^{ème} jour de gestation, sur deux générations. Aucun effet sur la reproduction n'a été mis en évidence, mais des effets systémiques sur le foie, le rein et les testicules ont été observés à partir de 150 ppm (LOAEL). La NOAEL (50 ppm) ajustée pour une exposition continue est de 13 ppm (43 mg/m³), ce qui correspond à une NOAEL équivalente pour l'humain de 87 mg/m³ (gaz avec effets systémiques, ratio des coefficients de partition sang:air (RGDR)_{rat/humain} = 2);
- Dans l'étude de Dilley (1977 cité par Cal/EPA 2000), des rats et des lapins ont été exposés à des vapeurs de chlorobenzène (0, 75 ou 200 ppm) durant 11 et/ou 24 semaines (7 heures par jour, 5 jours par semaine). La plus faible LOAEL (75 ppm ou 341 mg/m³) a été établie chez le rat (effets rénaux). Après ajustement pour une exposition continue (LOAEL_{continue} = 71 mg/m³) et conversion pour l'humain (RGDR = 2), la LOAEL pour l'humain est de 142 mg/m³;
- Dans la troisième étude disponible (toxicité du développement, John *et al.* 1984 cités par U.S. EPA 2007), une NOAEL de 210 ppm (ajustée pour une exposition continue à 53 ppm, soit 240 mg/m³) a été déterminée (toxicité maternelle chez des lapines exposées durant les périodes majeures de l'organogenèse).

L'étude de Dilley ayant conduit à l'établissement d'une LOAEL plus faible que celle établie dans l'étude de Nair, il est souhaitable de tenir compte de ces données pour l'établissement de la concentration de référence. Cette étude a d'ailleurs été retenue par Santé Canada et l'OMS pour l'établissement d'une valeur de référence par inhalation (Gouvernement du Canada *et al.* 1992, IPCS-WHO 1991). Les effets observés étant systémiques, il convient de tenir compte du fait que *parmi les études disponibles (chroniques et sous-chroniques, par ingestion et inhalation, voir U.S. EPA 2005), celle de Dilley conduit à la plus faible LOAEL établie. L'utilisation d'un facteur d'incertitude relatif à la durée de l'étude ne serait donc pas pertinent.* Des effets sur le système nerveux central ayant été observés chez l'humain exposé par inhalation (Cal/EPA 2005a), et de tels effets n'ayant pas été documentés chez l'animal, il convient d'appliquer un facteur d'incertitude pour les lacunes de la base de données.

La concentration de référence retenue a donc été dérivée de la LOAEL pour l'humain (142 mg/m³) issue de Dilley *et al.* (1977) divisée par un facteur d'incertitude de 270 (3 pour extrapolation interspèces, 10 pour variation interindividuelle, 3 pour utilisation d'une LOAEL et 3 pour les limites de la base de données), ce qui conduit à une concentration de référence de l'ordre de 500 µg/m³.

Une valeur provisoire identique est recommandée par le RIVM (Baars *et al.* 2001). Cette valeur, dérivée par IPCS-WHO (1991) est issue de la LOAEL de Dilley (341 mg/m³) divisée par un facteur d'incertitude de 1 000 (non détaillé).

Cal/EPA (2005a) propose une valeur plus élevée (1 000 µg/m³) été établie à partir de l'étude de Nair *et al.* (1987). Un facteur d'incertitude de 100 (3 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 3 pour la durée de l'étude) a été appliqué à la NOAEL_{humain} (87 mg/m³).

Une valeur provisoire plus restrictive (10 µg/m³) est proposée par Santé Canada (2004). La justification de cette valeur n'est pas disponible, mais il est probable qu'elle découle de la LOAEL issue de l'étude de Dilley (71 mg/m³ pour une exposition continue) divisée par un facteur d'incertitude de 5 000 (voir calcul de la DJA dans Gouvernement du Canada *et al.* 1992).

U.S.EPA (2007) et ATSDR (1990) ne proposent aucune concentration de référence.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNITÉ

Le chlorobenzène n'a pu être classé par U.S. EPA (2005) pour son potentiel cancérigène chez l'humain, et il n'a pas été évalué par l'IARC (2007). Il a été classé dans le groupe IIIB (possibilité de cancérigénité chez l'homme) par Gouvernement du Canada *et al.* (1992). Aucun coefficient de cancérigénité n'a été proposé par U.S. EPA (2007), Cal/EPA (2005b) ou Santé Canada (2004).

RÉFÉRENCES

- AIHA (2007). *Emergency Response Planning Guidelines*. www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf
- ATSDR (1990). *Toxicological Profile for chlorobenzene*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp131.pdf>
- Baars *et al.* (2001). Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report N° 711701025, National Institute of Public Health and the Environment. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html, http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/108907.pdf
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. pp. 662. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Air Toxicology and Epidemiology Section. May 2005. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf
- Gouvernement du Canada, Environnement Canada et Santé Canada (1992). *Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation n°3 - chlorobenzène*. Ministère des Approvisionnements et Services Canada. <http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/dse/pdf/chlorobenzene.pdf>
- HSDB (2007). *Hazardous Substances Data Bank*. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search>
- IARC (2005). <http://www.cie.iarc.fr/> (site consulté en août 2005)
- IPCS-WHO (1991). *Chlorobenzenes other than hexachlorobenzene*. Environmental Health Criteria :128. (International Programme on Chemical Safety (IPCS), World Health Organization (WHO)). <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc128.htm#SectionNumber:8.5>
- Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. pp. 5. Services d'évaluation de la santé environnementale, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada. Septembre 2004. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contam/site/part-partie_ii/index_f.html
- U.S. EPA (2005). *Integrated Risk Information System (IRIS). Chlorobenzene* (dernière mise à jour : 2003) <http://www.epa.gov/iris/subst/0399.htm>
- WHO (1996). *Guidelines for Drinking Water Quality*, 2nd edition. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwg/en/2edvol2p2c.pdf

34. 1,2,4-Trichlorobenzène (n ° CAS : 120-82-1)

Doses/concentrations de référence			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	Dose de référence (mg/kg.j)
0,01 (IRIS 1996) ^a	50 (OMS 1991) ^b	0,014 ^b	--

Coefficient de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1991) ^a : non classable (groupe D) selon IARC (2007): --			

-- : non applicable

^a : Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA (2007)

^b : Valeur provisoire

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Cal/EPA (2000), ATSDR (2007) et AIHA (2007) n'ont proposé aucune valeur.

ACGIH recommande que les travailleurs ne soient jamais exposés à plus de 5 ppm (40 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (HSDB 2007). A cette concentration, une légère irritation des yeux et de la gorge a été rapportée chez des travailleurs. Une concentration de 0,5 ppm (application d'un facteur de sécurité de 10 pour tenir compte de la variabilité interindividuelle) devrait donc être assurée de l'absence d'effet chez l'humain pour une exposition aiguë par inhalation.

Pour la présente étude, une concentration de référence provisoire de 400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a été retenue (TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité arbitraire de 100).

DOSES DE RÉFÉRENCEVoie orale

La dose de référence retenue (0,01 mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (2007).

Cette valeur est basée sur une étude de toxicité sur la reproduction menée sur plusieurs générations. Des rats mâles et femelles ont été exposés via l'eau de consommation à des concentrations de 0, 25, 100 ou 400 ppm de 1,2,4-trichlorobenzène (Robinson *et al.* 1981 cités par U.S. EPA). Une NOAEL de 100 ppm (14,8 mg/kg.j) et une LOAEL de 400 ppm (53,6 mg/kg.j) ont été obtenues (augmentation significative du poids des glandes surrénales chez les mâles et les femelles de F0 et F1). Un facteur d'incertitude de 1 000 (10 pour extrapolation interespèces, 10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour le manque d'études chroniques) a été appliqué à la NOAEL. Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette dose de référence est moyen (données suffisantes sur de nombreux paramètres fournies par l'étude portant sur plusieurs générations; absence d'étude chronique).

Le RIVM (Baars *et al.* 2001) et l'OMS (2004) proposent une dose tolérable de 8×10^{-3} mg/kg.j basée sur l'étude Côté *et al.* (1988 cités par Baars). Des rats mâles et femelles avaient été exposés via l'alimentation durant 13 semaines à des doses de 1, 10, 100 ou 1 000 ppm de 1,2,4-trichlorobenzène dissous dans l'huile de maïs. Une NOAEL de 100 ppm (correspondant à 7,8 mg/kg.j) et une LOAEL de 1 000 ppm (78 mg/kg.j) ont été obtenues (augmentation du poids du foie et des reins par rapport au poids corporel, changements histologiques au niveau du foie, des reins et de la thyroïde). Un facteur d'incertitude de 1 000 (10 pour extrapolation interespèces, 10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour manque de données chroniques) a été appliqué.

Santé Canada (2004) propose une dose journalière admissible de $1,6 \times 10^{-3}$ mg/kg.j qui découle de la NOAEL (7,8 mg/kg.j) identifiée dans l'étude Côté *et al.* divisée par un facteur d'incertitude de 5 000 (Health Canada 1996).

Aucune valeur n'a été proposée par ATSDR (2007).

Inhalation

La concentration de référence retenue ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est celle proposée par l'OMS (IPCS-WHO 1991) et par le RIVM (Baars *et al.* 2001).

Cette valeur provisoire a été établie par l'OMS à partir de deux études de toxicité sous-chronique dans lesquelles des rats étaient exposés par inhalation durant 3 mois (Watanabe *et al.* 1977, Sasmore *et al.* 1983 cités par IPCS-WHO). Une NOAEL de $22,3 \text{ mg}/\text{m}^3$ (augmentation légère et réversible de la porphyrinurie) a été identifiée chez le rat et un facteur d'incertitude de 500 a été appliqué. Les NOAEL et LOAEL identifiées dans les autres études (Kociba *et al.* 1981 cités par Baars) ou d'autres espèces (chien, lapin) étaient supérieures à cette valeur. La fiabilité accordée à cette valeur étant jugée faible par le RIVM, celle-ci est considérée comme provisoire.

Santé Canada propose une concentration de $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ basée sur les résultats de l'étude sous-chronique de Kociba *et al.* (1981). Une NOAEL de $223 \text{ mg}/\text{m}^3$ et une LOAEL de $446 \text{ mg}/\text{m}^3$ (augmentation du poids du foie et des reins) ont été identifiées chez des rats exposés au 1,2,4-trichlorobenzène durant 44 jours (Health Canada 1996). La NOAEL a été ajustée pour une exposition continue, pour des enfants âgés de 5 à 11 ans²², puis divisée par un facteur d'incertitude de 5 000 (10 pour extrapolation interspèces, 10 pour variabilité interindividuelle, 10 pour données sous-chroniques et 5 pour lacunes de banque de données (carcinogénicité et toxicité chronique). *Cette valeur n'a pas été retenue car l'application d'un facteur d'incertitude de 10 pour la variabilité interindividuelle associée à la dérivation de la concentration pour des enfants est redondante.*

U.S. EPA (2005) ne propose aucune concentration de référence mais une valeur de $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (issue de HEAST) est recommandée par U.S. EPA (2004). Cal/EPA (2005) et ATSDR (2007) ne proposent aucune valeur.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le 1,2,4-trichlorobenzène n'a pas pu être classé pour son potentiel cancérigène par U.S. EPA (2007) et il n'a pas été évalué par IARC (IPCS 2007) ni par Santé Canada. Aucun coefficient de cancérigénicité n'a donc été proposé.

RÉFÉRENCES

- AIHA (2007). *Emergency Response Planning Guidelines*. www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf
- ATSDR (2007). *Minimal Risk Levels (MRLs) for Hazardous Substances*. <http://www.atsdr.cdc.gov/mrls.html> (site consulté en septembre 2007)
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report N° 711701025, National Institute of Public Health and the Environment. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2005). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHA as of February 2005*. http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html
- Gouvernement du Canada, Environnement Canada et Santé Canada (1993). *Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation n°3 - Trichlorobenzènes*. Ministère des Approvisionnements et Services Canada. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl1-lsp1/trichlorobenzenes/trichlorobenzenes_f.pdf
- Health Canada (1996). *Canadian Environmental Protection Act. Priority Substances List. Supporting Documentation: Health-Based Tolerable Daily Intakes/Concentrations and Tumorigenic Doses/Concentrations for Priority Substances*. pp. 76. Environmental Health Centre, Health Canada, Ottawa. (unedited version). August 1996.
- HSDB (2007). *Hazardous Substances Data Bank*. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search>
- IPCS (2007). <http://www.inchem.org/>
- IPCS-WHO (1991). *Chlorobenzenes other than hexachlorobenzene*. Environmental Health Criteria :128. (International Programme on Chemical Safety (IPCS), World Health Organization (WHO)). <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc128.htm#SectionNumber:8.5>

²² Rats : $0,11 \text{ m}^3/\text{j}$ pour 0,35 kg; enfants : $12 \text{ m}^3/\text{j}$ pour 27 kg

- OMS (2004). *Background Document for Development of WHO Guidelines for Drinking Water Quality. Trichlorobenzenes in Drinking Water*. WHO/SDE/WSH/03.04/117. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwg/chemicals/trichlorobenzenes.pdf
- Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. pp. 5. Services d'évaluation de la santé environnementale, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada. Septembre 2004.
- U.S. EPA (2004). *Superfund Chemical Data Matrix (SCDM)*. <http://www.epa.gov/superfund/sites/npl/hrsres/tools/scdm.htm>
- U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information System (IRIS). 1,2,4-trichlorobenzene* (dernière révision : 1996²³) <http://www.epa.gov/iris/subst/0119.htm>

²³ De nouvelles études notoires concernant la carcinogénicité (mais non pour la dose de référence par voie orale) ont été recensées lors d'une revue de littérature menée en 2001

35. Tétrachloroéthylène (n ° CAS : 127-18-4)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,014 (Santé Canada 2004)	250 (ATSDR 1997)	0,07	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
0,05 (IRIS 1985) ^a	$5,9 \times 10^{-6}$ (Cal/EPA 2005)	0,021 (Cal/EPA 2005)	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (2007) : -- selon IARC (1995) : probablement cancérogène (groupe 2A) selon Environnement Canada et al. (1993) : cancérogène possible (groupe III)			

-- : non disponible

^a : Valeur provisoire (en cours de révision par U.S. EPA 2005). IRIS réfère à la base de données toxicologiques de U.S. EPA (2007).

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

La concentration de référence ($20\,000\ \mu\text{g}/\text{m}^3$, soit 2,9 ppm) retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë est celle proposée par Cal/EPA (2000).

Cette valeur vise à éviter tout effet néfaste advenant une exposition de courte durée (1 heure ou moins). Elle est basée sur une LOAEL ($700\ \text{mg}/\text{m}^3$) obtenue chez l'humain (Stewart et al. 1970 cités par Cal/EPA). Des adultes avaient été exposés par inhalation à une concentration de 100 ppm ($700\ \text{mg}/\text{m}^3$) à raison de 7 heures par jour. À partir de 3 heures d'exposition, des effets sur le système nerveux central (test de positionnement dans l'espace de Rhombert modifié anormalement, maux de tête), une faible irritation des yeux, du nez et de la gorge ainsi que de légers étourdissements ont été observés. Cal/EPA a extrapolé cette exposition de 3 heures pour une durée d'exposition de 1 heure ($700^2\ \text{mg}/\text{m}^3 \times 3\ \text{h} = \text{C}^2 \times 1\ \text{h}$), ce qui a conduit à une concentration de $1\,200\ \text{mg}/\text{m}^3$. Cette concentration a été divisée par un facteur d'incertitude de 60 (6 pour l'utilisation d'une LOAEL, 10 pour la variabilité interindividuelle).

ATSDR (1997) propose une concentration limite de $1\,300\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,2 ppm) pour protéger des effets par inhalation pour une durée d'exposition plus longue, pouvant atteindre 14 jours consécutifs. Cette valeur est basée sur une NOAEL de 10 ppm obtenue chez l'humain (Altmann et al. 1992 cités par ATSDR). Des adultes volontaires de sexe masculin (28) avaient été exposés par inhalation à des concentrations de 10 ppm (n=12) ou de 50 ppm (n=16), à raison de 4 heures par jour durant 4 jours. Les sujets ont été exposés en aveugle dans l'une ou l'autre des conditions. La concentration de 10 ppm, supérieure au seuil de détection olfactif, avait été considérée comme un témoin (les sujets ne pouvaient pas identifier quelle était la concentration d'exposition). Des tests de performance et une évaluation de l'humeur ont été réalisés avant, pendant et après l'exposition. À 50 ppm, des effets entre les deux groupes ont été notés sur certains tests, indiquant une diminution de la vigilance et de la coordination œil-main ainsi qu'une augmentation du temps de réaction simple. Par ailleurs, l'amélioration de la réponse aux tests via l'apprentissage était moins bonne à 50 ppm qu'à 10 ppm. La concentration de 10 ppm a été retenue comme NOAEL. Après conversion pour une exposition continue (10 ppm x 4/24), la NOAEL a été divisée par un facteur d'incertitude de 10 (pour la variabilité interindividuelle).

L'AIHA (2007) a établi un ERPG-1 de 100 ppm et un ERPG-2 de 200 ppm.

Par ailleurs, l'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 25 ppm et une STEL de 100 ppm (HSDB 2007).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUEVoie orale

La dose de référence retenue (0,014 mg/kg.j) est celle proposée par Santé Canada (2004) et WHO (2005).

Cette valeur est basée sur l'étude sous-chronique de Hayes *et al.* (1986). Une prise de poids avait été mise en évidence chez des rats exposés durant 90 jours via l'eau potable à une dose de 14 mg/kg.j (NOEL). La NOEL a été divisée par un facteur d'incertitude de 1 000 (10 pour extrapolation interespèces, 10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour utilisation d'une étude sous-chronique).

Des valeurs très semblables (0,01 et 0,016 mg/kg.j) ont été proposées par U.S. EPA (2005) et le RIVM (2001) :

- La valeur (0,01 mg/kg.j) proposée par U.S. EPA (1988) est basée sur les résultats d'une étude mettant en évidence des effets hépatotoxiques (augmentation de la triglycéridémie et du poids relatif du foie) chez des souris exposées au tétrachloroéthylène par gavage (Buben and O'Flaherty 1985 cités par U.S. EPA). La NOAEL (14 mg/kg.j) a été divisée par un facteur d'incertitude de 1 000 (10 pour extrapolation interespèces, 10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour utilisation d'une étude chronique) et arrondie à une seule décimale;
- La valeur (0,016 mg/kg.j) proposée par le RIVM est basée sur la mise en évidence d'effets hépatotoxiques (augmentation du poids du foie et de l'activité aniline hydroxylase) chez des rats exposés par gavage durant 4 semaines à des doses supérieures ou égales à 81 mg/kg.j (Vries *et al.* 1982 cités par Baars *et al.* 2001). La NOAEL (16 mg/kg.j) a été divisée par un facteur d'incertitude de 1 000 (10 pour extrapolation interespèces, 10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour utilisation d'une étude chronique).

Aucune valeur n'a été proposée par ATSDR (1997) pour une exposition sous-chronique ou chronique.

Inhalation

La concentration de référence retenue (250 µg/m³) est celle proposée par ATSDR (1997) et WHO (2000) pour une exposition chronique.

Cette valeur a été dérivée par ATSDR à partir de la mise en évidence d'effets neurologiques (scores réduits à différents tests de performance) chez des travailleuses exposées en moyenne durant 10,1 années (Ferroni *et al.* 1992 cités par ATSDR). Une LOAEL de 15 ppm (105 mg/m³) a été identifiée. Après conversion pour une exposition continue, la LOAEL (24 mg/m³) a été divisée par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour utilisation d'une LOAEL).

La même valeur a été dérivée par WHO (2000) à partir des résultats d'une étude épidémiologique menée chez des travailleurs exposés sur une durée moyenne de 10 ans (Mutti *et al.* 1992 cités par WHO). Une augmentation significative de marqueurs d'effets néphrotoxiques précoces (excrétion urinaire de diverses protéines) a été mise en évidence dans le groupe exposé à une concentration médiane de 100 mg/m³ (LOAEL). Après conversion pour une exposition continue, la LOAEL (24 mg/m³) a été divisée par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour utilisation d'une LOAEL). Pour comparaison une valeur de 680 µg/m³ a été dérivée de la seule étude chronique (NTP 1986 citée par WHO 2000) menée chez des animaux (souris, LOAEL de 680 mg/m³ divisée par 1 000). La valeur dérivée par WHO (2000) a été adoptée par le RIVM (Baars *et al.* 2001).

Santé Canada (2004) propose une valeur de 360 µg/m³ basée sur les résultats de l'étude chronique (103 semaines) menée sur des souris par le NTP (1986 cité par Health Canada 1996). Une LOAEL de 67 mg/m³ avait été identifiée (survie réduite et effets hépatotoxicité chez les mâles, congestion pulmonaire et effets néphrotoxiques chez les mâles et les femelles). Après conversion pour une exposition continue, la LOAEL équivalent pour l'humain a été estimée à 360 mg/m³ pour des enfants âgés de 5 à 11 ans. Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué.

Cal/EPA (2005a) propose une valeur de 35 µg/m³ (document de justification non localisé mais cette valeur protégerait d'effets néphrotoxiques).

Il est possible qu'une valeur soit proposée prochainement dans IRIS par U.S. EPA.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNITÉ

Le tétrachloroéthylène est considéré comme un cancérigène probable pour l'humain par IARC (1995) et comme un cancérigène possible par Santé Canada (Environnement Canada *et al.* 1993). Le classement par U.S. EPA (2005) n'est pas disponible actuellement (en cours de révision).

Voie orale

Le coefficient de cancérigénité retenu ($0,05 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$) est une valeur proposée dans IRIS par U.S. EPA en 1985 (ORNL 2005). Il est considéré comme provisoire car une réévaluation est actuellement en cours.

Cette valeur est issue des résultats de l'étude de NCI (1977 cité par ORNL) dans laquelle une augmentation de l'incidence de carcinomes hépatocellulaires a été mise en évidence chez des souris. Les animaux avaient été exposés par gavage durant 78 semaines à des doses moyennes de 536 ou 1 072 mg/kg (mâles) et 386 ou 772 mg/kg (femelles). L'augmentation de l'incidence de tumeurs était statistiquement significative, mais la relation dose-réponse n'était pas claire. Aucune tumeur n'a été mise en évidence chez des rats (mâles et femelles) exposés à des doses comprises entre 471 et 949 mg/kg.

Cette valeur est du même ordre de grandeur que celle qui serait dérivée du coefficient par inhalation proposé par Cal/EPA ($0,021 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$) en tenant compte du fait que le taux d'absorption par voie orale (80-100%) est supérieure au taux par inhalation (<20%).

Aucune valeur n'a été proposée par le RIVM (Baars *et al.* 2001) ni par Santé Canada (2004). Il est possible qu'une valeur soit proposée prochainement dans IRIS par U.S. EPA.

Inhalation

Le risque unitaire retenu ($5,9 \times 10^{-6} \text{ } \mu\text{g/m}^3\text{-}^{-1}$) est celui proposé par Cal/EPA (2005b).

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude du NTP (1986 cité par Cal/EPA) qui a mis en évidence l'induction de leucémie des cellules mononucléées chez le rat et une augmentation de l'incidence de tumeurs hépatiques chez la souris. Les animaux avaient été exposés par inhalation durant 103 semaines à raison de 6 heures/jour, 5 jours/semaine (souris : 16 et 32 mg/m³, rats : 33 et 66 mg/m³). Le potentiel carcinogène du tétrachloroéthylène a été estimé à partir des doses de métabolites cancérigènes par deux approches (à l'équilibre et selon modélisation PBPK), en considérant que 18,5% de la dose appliquée est transformée en métabolites cancérigènes. L'extrapolation à faible dose a été réalisée avec le modèle polynomial de Crump (1984 cité par Cal/EPA). Les coefficients de cancérigénité obtenus selon les deux approches (rat et souris, mâles et femelles) et exprimés pour l'humain étaient comprises entre $0,0025$ et $0,094 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$. La valeur retenue par Cal/EPA ($0,021 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$) est basée sur l'incidence d'adénome et de carcinome hépatocellulaire chez la souris mâle. Cette valeur est conservatrice car la souris est plus sensible que l'humain en regard des tumeurs hépatiques (car elle produit davantage d'acide trichloroacétique, métabolite cancérigène).

Aucune valeur n'a été proposée par le RIVM (Baars *et al.* 2001) ni par Santé Canada (2004). Il est possible qu'une valeur soit proposée prochainement dans IRIS par U.S. EPA.

RÉFÉRENCES

- AIHA (2007). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf
- ATSDR (1997). *Toxicological Profile for Tetrachloroethylene (PERC)*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp18.html>
- Baars *et al.* (2001). *(Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report N°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment)*. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELEs.html
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/91203.pdf ; http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/79016.pdf

- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. pp. 662. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA). May 2005. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf
- Environnement Canada, Santé Canada (1993). *Liste des substances d'intérêt prioritaire - Rapport d'évaluation pour tétrachloroéthylène*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/psl1-lsp1/tetrachloroethylene/index_f.html
- Health Canada (1996). *Canadian Environmental Protection Act. Priority Substances List. Supporting Documentation: Health-Based Tolerable Daily Intakes/Concentrations and Tumorigenic Doses/Concentrations for Priority Substances*. pp. 76. Environmental Health Centre, Health Canada, Ottawa. (unedited version). August 1996.
- HSDB (2007). *Tetrachloroethylene*. Hazardous Substances Data Bank. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC (1995). *Tetrachloroethylene*. IARC Monographs Vol. 63. International Agency for Research on Cancer (IARC). <http://www-cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol63/tetrachloroethylene.htm>
- ORNL (2005). *The Risk Assessment Information System – Toxicity Summary for Tetrachloroethylene*. Oak Ridge National Laboratory (ORNL) http://rais.ornl.gov/tox/profiles/tetrachloroethylene_f_V1.shtml#t21 (site consulté en novembre 2005)
- Santé Canada. 2004. *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. pp. 5. Septembre 2004. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index_f.html
- U.S. EPA (2005). *Integrated Risk Information system (IRIS). Tetrachloroethylene (dernière mise à jour : 1988²⁴)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0106.htm>
- WHO (2000). *Air Quality Guidelines for Europe, Second Edition. WHO regional publications, European series, n°91*. World Health Organisation (WHO), Geneva. <http://www.euro.who.int/document/e71922.pdf>

²⁴ Substance actuellement en cours de révision

36. **Cis-1,2-dichloroéthylène (n ° CAS : 156-59-2)**

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,006 (RIVM 2001)	30 (RIVM 2001) ^a	0,006 (RIVM 2001) ^a	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1995) ^b : non classable (groupe D) selon IARC (2005) : --			

-- : non disponible

^a : Valeur provisoire

^b : Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S.EPA (2005).

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA (2000) ou AIHA (2007).

ATSDR propose une MRL de 1 mg/kg.j pour l'isomère *cis*- du 1,2-dichloroéthylène pour une exposition aiguë par voie orale. Cette valeur est basée sur une NOAEL de 97 mg/kg.j obtenue chez des rats exposés par gavage durant 14 jours, divisée par un facteur d'incertitude de 100. La conversion de cette MRL pour une exposition par inhalation conduit à une concentration de 3 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, soit environ 1,2 ppm (en supposant un taux d'absorption semblable par voie orale et par inhalation, pour un poids corporel de 70 kg et un taux d'inhalation de 20 m³/jour)

ATSDR (1996) propose également une MRL de 0,2 ppm (500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) pour l'isomère *trans*- du 1,2-dichloroéthylène. Cette valeur est basée sur une LOAEL de 200 ppm (effets hépatiques) obtenue chez des rats exposés par inhalation durant 8 heures, divisée par un facteur d'incertitude de 1 000.

L'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 200 ppm pour le 1,2-dichloroéthylène (isomères *cis*- et *trans*- mélangés) et recommande que les travailleurs ne soient jamais exposés à plus de 1 000 ppm (HSDB 2007).

Pour la présente étude, une valeur provisoire de 1,2 ppm (3 400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) a été retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë par inhalation. Cette valeur a été dérivée de la MRL par voie orale proposée par ATSDR.

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence retenue pour le *cis*-1,2-dichloroéthylène (0,006 mg/kg.j) est celle proposée par le RIVM (Baars et al. 2001).

Cette valeur est basée sur une étude sous-chronique menée chez des rats mâles et femelles exposés par gavage à du *cis*-1,2-DCE (0, 32, 97, 290 ou 870 mg/kg.j) pendant 90 jours (McCauley *et al.* 1990). L'augmentation du poids relatif du foie, non associée à des modifications histopathologiques, a été observée chez les deux sexes à partir de 97 mg/kg.j. Chez les mâles, le poids relatif du rein était augmenté à partir de 32 mg/kg.j. Des modifications ont été observées au niveau de la biochimie clinique à partir de 32 mg/kg.j chez les mâles et de 97 mg/kg.j chez les femelles. Chez les mâles, l'hématocrite était significativement diminué à partir de 97 mg/kg.j. D'autres effets hématologiques (diminution du taux d'hémoglobine) ont aussi été observés chez les femelles, mais il n'y avait pas de relation dose-réponse évidente. RIVM a retenu la diminution de l'hématocrite comme effet critique et a appliqué un facteur

d'incertitude de 5 000 à la NOAEL de 32 mg/kg.j (10 pour l'extrapolation interspèces et 10 pour la variabilité interindividuelle, 10 pour la durée limitée de l'étude et 5 pour la sévérité des effets).

La valeur proposée par U.S. EPA (2004) est de 0,01 mg/kg.j. Cette valeur provient de la base de données HEAST (non disponible).

La valeur proposée par ATSDR (0,3 mg/kg.j) pour une exposition de durée sous-chronique est basée sur la même étude et la même NOAEL, mais un facteur d'incertitude de 100 été utilisé (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle).

Aucune valeur n'a été proposée par U.S. EPA (2005). Le *cis*-1,2-DCE n'a pas été évalué par le Gouvernement du Canada dans le cadre de la LCPE.

Inhalation

La concentration de référence retenue (30 µg/m³) est la valeur provisoire proposée par le RIVM (Baars *et al.* 2001). En l'absence de données expérimentales par inhalation adéquates, cette valeur a été obtenue par extrapolation de la dose de référence par voie orale. Toutefois, le niveau de confiance accordé à cette valeur par le RIVM est faible.

U.S. EPA (2004, 2005), Cal/EPA (2005a), ATSDR (1996) et Santé Canada (1996) ne proposent aucune concentration de référence.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le *cis*-1,2-DCE n'est pas classable vis-à-vis de son potentiel cancérigène pour l'humain selon U.S. EPA (2007) et le potentiel cancérigène de cette substance n'a pas été évalué par IARC (2005) ni par le Gouvernement du Canada. Aucun estimateur de risque pour le cancer n'a été proposé par ces institutions ni par Cal/EPA (2005b) ou le RIVM (Baars *et al.* 2001).

RÉFÉRENCES

- AIHA (2007). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf
- ATSDR (1996). *Toxicological Profile for 1,2 Dichloroethene*. U.S. Department of Health and Human Services.
- Baars (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report N° 711701025. National Institute of Public Health and the Environment. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. pp. 662. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Air Toxicology and Epidemiology Section. May 2005. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf
- IARC (2005) Search IARC Agents. <http://www.cie.iarc.fr/htdig/search.html>
- McCauley, P.T., M. Robinson, *et al.* (1995). *The effects of subacute and subchronic oral exposure to cis-1,2-dichloroethylene in sprague-dawley rats*. *Drug and chemical toxicology* **18** (2&3): 171-184
- Santé Canada (1996). *Concentrations/doses journalières admissibles et concentrations/doses tumorigènes des substances d'intérêt prioritaire calculées en fonction de critères sanitaires*. Ministre des Approvisionnements et Services, Ottawa. 16 pages. <http://dsp-psd.pwgsc.gc.ca/Collection/H46-2-96-194F.pdf>
- U.S. EPA (2004). <http://www.epa.gov/superfund/sites/npl/hrsres/tools/scdm.htm>
- U.S. EPA (2007) *Integrated Risk Information System (IRIS)*. *Cis*-1,2-Dichloroethylene (dernière révision : 1995). <http://www.epa.gov/iris/subst/0418.htm>

37. 1,3-Dichlorobenzène (n ° CAS : 541-73-1)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)	(mg/kg.j)	
0,002 ^a	7 ^a	0,002 ^a	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	(µg/m ³) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1990) : non classable (groupe D) selon IARC (IPCS 2007) : -- selon Santé Canada : -- selon ACGIH (HSDB 2007) : --			

-- : non disponible

^a : Valeur provisoire

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA (2000), ATSDR (2006), ACGIH (HSDB 2007) ou AIHA (2007).

Par défaut, la concentration de référence pour les effets chroniques (7 µg/m³) a été retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë.

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

Aucune valeur de référence pour une durée d'exposition chronique n'a été proposée par U.S. EPA (2007), ATSDR (2006), Santé Canada (2004), IPCS (2007) ou RIVM (Baars et al. 2001). En l'absence de donnée chronique, une valeur provisoire a été dérivée de la dose de référence proposée par ATSDR (2006) pour une durée d'exposition sous-chronique (MRL_{sc}).

ATSDR a proposé une MRL_{sc} de 0,02 mg/kg.j. Cette valeur est basée sur une BMDL₁₀ de 2,1 mg/kg.j (augmentation de l'incidence de lésions de l'hypophyse) obtenue chez rats exposés par gavage (0, 9, 37, 147 ou 588 mg/kg.j) durant 90 jours consécutifs (McCauley et al. 1995). Les paramètres observés incluaient signes cliniques, mortalité, poids corporel, consommation d'eau et de nourriture, hématologie, chimie clinique, poids des organes, pathologie et histopathologie. Une diminution du poids corporel et de la prise de poids, une augmentation du poids relatif du rein, des altérations hématologiques et des effets (niveaux sériques et histopathologie) sur le foie et le système endocrine (hypophyse, thyroïde). La LOAEL identifiée (9 mg/kg.j) correspondait à des effets sur le foie et la thyroïde. La BMDL₁₀ retenue (2,1 mg/kg.j) a été obtenue avec trois (3) modèles différents. Elle a été divisée par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour extrapolation interspèces, 10 pour variabilité interindividuelle).

Pour les fins de la présente étude, la MRL_{sc} a été divisée par un facteur additionnel de 10 afin de tenir compte de la durée sous-chronique de l'exposition, ce qui conduit à une valeur provisoire de 0,002 mg/kg.j

Inhalation

Aucune valeur n'a été proposée par U.S. EPA (2007), Cal/EPA (2005), Santé Canada (2004) ou le RIVM (Baars *et al.* 2001). La concentration de référence retenue ($7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est une valeur provisoire dérivée de la dose de référence par voie orale (0,002 mg/kg.j).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le 1,3-dichlorobenzène a été jugé non classable pour son potentiel cancérigène par U.S. EPA (2007). Il n'a pas été évalué par IARC (IPCS 2007) ni ACGIH (HSDB 2007).

RÉFÉRENCES

- AIHA (2007). *Emergency Response Planning Guidelines*. www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf
- ATSDR (2006). *Toxicological Profile for Dichlorobenzenes*. August 2006. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp10.html>
- Baars *et al.* (2001). *(Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report N°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment)*. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2005). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html.
- HSDB (2007). *Hazardous Substances Data Bank*. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search>
- IPCS (2007). <http://www.inchem.org/>
- U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information system (IRIS). 1,3-dichlorobenzène (dernière mise à jour : 1992²⁵)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0447.htm>

²⁵ Substance actuellement en cours de révision

38. 1,3-Dichloropropène (n ° CAS : 542-75-6)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)	(mg/kg.j)	
0,03 (IRIS 2000) ^a	20 (IRIS 2000) ^a	0,006	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	(µg/m ³) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
0,1 (IRIS 2000) ^a	4 x 10 ⁻⁶ (IRIS 2000) ^a	0,014	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 2000) ^a : probablement cancérogène (groupe B2) selon IARC (1999) : possiblement cancérogène (groupe 2B) selon Santé Canada : --			

-- : non disponible

^a : Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA (2007b)

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Les études de toxicité aiguë actuellement disponible ne sont pas adéquates pour déterminer une concentration de référence pour une exposition de courte durée. Aucune valeur n'a donc été proposée par Cal/EPA (2000), ATSDR (2007) ou U.S. EPA (2007a).

L'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 1 ppm (5 000 µg/m³) et recommande que les travailleurs ne soient jamais exposés à plus de 5 ppm (25 mg/m³). L'inhalation journalière de 1 ppm de dichloropropène durant six mois n'a provoqué aucun effet chez six espèces d'animaux de laboratoire (ACGIH 1986). Cette valeur est donc sécuritaire pour une exposition de plus courte durée.

Pour la présente étude, une concentration de référence provisoire de 50 µg/m³ a été retenue (TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité arbitraire de 100).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence retenue (0,03 mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (2007b).

Cette valeur est basée sur la mise en évidence d'une irritation chronique du préestomac chez des rats exposés via leur alimentation durant une période de deux (2) ans (Stott et al. 1995 cités par U.S. EPA). Les rats (50/sexe/dose) ont été exposés à du Telone II (96 % de dichloropropène) à des doses de 0, 2,5, 12,5 ou 25 mg/kg.j. La gamme d'effets observés incluait : poids corporel, consommation de nourriture, chimie clinique, hématologie, analyse d'urine, poids des organes, pathologie et histopathologie. Deux effets critiques ont été mis en évidence : une diminution du poids corporel (à 25 mg/kg.j) et une irritation chronique du préestomac (légère hyperplasie des cellules basales de la muqueuse à partir de 12,5 mg/kg.j). Avec un modèle gamma, une BMDL₁₀ de 3,4 mg/kg.j a été estimée pour l'irritation chronique du préestomac. La dose de référence correspond à la BMDL₁₀ divisée par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour extrapolation interespèces et 10 pour variabilité interindividuelle; les données disponibles ont été jugées suffisantes pour ce qui concerne la génotoxicité, la toxicité systémique, le mode d'action, la pharmacocinétique, la toxicité de la reproduction et du développement et le cancer). Le niveau de confiance accordé à cette valeur par U.S. EPA est élevé (étude bien menée, effet critique sur le principal organe cible avec relation

dose-réponse; valeur supportée par d'autres études chroniques (souris) et sous-chroniques (rat et souris), irritation de la muqueuse gastrique également observée chez l'humain).

ATSDR (2006) propose également une MRL 0,03 mg/kg.j pour une exposition de durée chronique. Cette valeur correspond à celle proposée par U.S. EPA (2007). ATSDR a retenu cette valeur car elle est semblable à celle qui aurait été obtenue à partir de données plus récentes obtenues chez le rat et le chien (Stebbins et al. 1999 et 2000, respectivement, cités par ATSDR).

Aucune valeur n'a été proposée par Santé Canada (2004), IPCS (2007) ou le RIVM (Baars *et al.* 2001).

Inhalation

La concentration de référence retenue (20 µg/m³) est celle proposée par U.S. EPA (2007b).

Cette valeur est basée sur la mise en évidence d'effets histopathologiques sur l'épithélium nasal de souris exposées par inhalation (0, 22,7, 90,8 ou 272 mg/m³) (Lomax et al. 1989 cités par U.S. EPA). Des souris et des rats (50/sexe/dose) ont été exposés au dichloropropène (pureté : 92 %) dans des chambres d'inhalation à raison de 6 heures/jour, 5 jours/semaine, durant une période de deux (2) ans. Les protocoles standards d'étude de toxicité et de cancérogénicité ont été suivis. Chez la souris, les effets suivants, qualifiés de légers, ont été observés : augmentation du poids des poumons chez les mâles (272 mg/m³), augmentation de l'incidence d'hypertrophie et d'hyperplasie de l'épithélium respiratoire et/ou dégénérescence de l'épithélium olfactif chez les deux sexes (90,8 et 272 mg/m³). Chez les rats, les seuls effets reliés au traitement étaient des changements histopathologiques des tissus nasaux, observés à la plus forte dose après 24 mois (ni à 6, ni à 12 mois). Les concentrations d'exposition ont été converties pour une exposition continue et une pureté de 100 %. Avec un modèle gamma, une BMCL₁₀ de 3,7 mg/m³ a été estimée pour l'hypertrophie/hyperplasie de l'épithélium nasal chez la souris. La BMCL₁₀ ajustée pour l'humain est de 0,72 mg/m³. La concentration de référence correspond à la BMCL₁₀ divisée par un facteur d'incertitude de 30 (3 pour extrapolation interspèces (pharmacodynamique) et 10 pour variabilité interindividuelle; les données disponibles ont été jugées suffisantes pour ce qui concerne la génotoxicité, la toxicité systémique, le mode d'action, la pharmacocinétique, la toxicité de la reproduction et du développement et le cancer). Le niveau de confiance accordé à cette valeur par U.S. EPA est élevé (étude menée selon les protocoles standards sur deux espèces (mâles et femelles); effets critiques semblables à ceux observés lors d'études sous-chroniques). L'effet critique retenu a également été observé chez l'humain.

La valeur proposée par ATSDR (2006) pour une exposition chronique (MRL = 0,007 ppm, soit 30 µg/m³) est également basée sur les résultats de Lomax et al. (1989 cités par ATSDR). L'effet critique retenu était également l'hypertrophie/hyperplasie de l'épithélium nasal chez les souris femelles (LOAEL = 272 mg/m³), mais le modèle retenu pour estimer la BMCL était différent. Avec un modèle log-probit, une BMCL₁₀ de 4,57 mg/m³ a été estimée pour la souris, ce qui correspond à une concentration équivalente chez l'humain de 0,913 mg/m³ (soit 0,2 ppm) pour une exposition continue au produit pur. La MRL correspond à la BMCL₁₀ divisée par un facteur d'incertitude de 30 (3 pour extrapolation interspèces (pharmacodynamique) et 10 pour variabilité interindividuelle).

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA (2005a), Santé Canada (2004), IPCS (2007) ou le RIVM (Baars *et al.* 2001).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNITÉ

Le 1,3-dichloropropène est considéré comme un cancérigène probable pour l'humain par U.S. EPA (2007b) et comme un cancérigène possible par IARC (1999). Selon les nouvelles directives de U.S. EPA, le 1,3-dichloropropène serait classé comme « *likely* » to be a human carcinogen.

Voie orale

Le coefficient de cancérogénité retenu (0,1 (mg/kg.j)⁻¹) est celui proposé par U.S. EPA (2007b).

Cette valeur est basée sur les résultats obtenus chez des souris exposées au 1,3-dichloropropène par gavage, 7 jours/semaine durant 2 ans (NTP 1985 cité par U.S. EPA). Une augmentation de l'incidence de carcinome de la vessie a été mise en évidence chez les femelles. Le coefficient de cancérogénité a été estimé en utilisant la procédure multiétapes linéarisée. La valeur retenue est la plus élevée parmi celles estimées par U.S. EPA à partir d'autres résultats, selon la même procédure (0,05 (mg/kg.j)⁻¹ basé sur carcinome/adénome hépatocellulaire chez le rat mâle exposé par gavage ou via l'alimentation (NTP 1985 et Stott et al. 1995, respectivement, cités par U.S. EPA)).

Inhalation

Le risque unitaire retenu ($4 \times 10^{-6} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$) est celui proposé par U.S. EPA (2007b).

Cette valeur est basée sur la mise en évidence d'une augmentation de l'incidence d'adénome bronchioalvéolaire chez des souris mâles exposées par inhalation durant 2 ans (Lomax et al. 1989 cités par U.S. EPA). Les détails de l'étude ont été décrits précédemment (voir section « Doses de référence – inhalation » du présent document). L'adénome bronchioalvéolaire était la seule réponse néoplasique mise en évidence. Les taux d'incidence étaient de 9/50, 6/40, 13/50 et 22/50, pour des concentrations d'exposition de 0, 22,7, 90,8 et 272 mg/m^3 , respectivement. Seule l'incidence observée à plus forte concentration était significativement différente de celle observée dans les témoins historiques du laboratoire. Le coefficient de cancérogénicité a été estimé en utilisant la procédure multiétapes linéarisée, après correction pour la pureté du produit, conversion pour une exposition continue et extrapolation interspèces basée sur un ajustement dosimétrique. Le niveau de confiance accordé à la valeur retenue est jugé moyen par U.S. EPA (étude bien menée, résultats concordants avec ceux d'une autre étude chez la souris; incertitude concernant le potentiel cancérogène à faible dose, du fait du métabolisme détoxifiant : l'évaluation des risques selon une approche linéaire est jugée très conservatrice (prudente) par U.S. EPA). Le risque unitaire retenu a été converti en coefficient de cancérogénicité ($0,014 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$) sur la base d'un poids corporel de 70 kg et d'un taux d'inhalation de 20 m^3/jour .

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA (2005b) ni par Santé Canada (2004).

RÉFÉRENCES

- ACGIH (1986). *Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices*, Fifth Edition. Cincinnati, Ohio, American Conference of Governmental Industrial Hygienists
- ATSDR (2006). *Toxicological Profile for Dichloropropenes*. Draft for Public Comments, September 2006. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp40.html>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report N°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/91203.pdf ; http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/79016.pdf
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. pp. 662. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Air Toxicology and Epidemiology Section. May 2005. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf
- HSDB (2007). 1,3-dichloropropene. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>
- IARC (1999). *1,3-Dichloropropene*. IARC Monographs Vol. 71. International Agency for Research on Cancer (IARC). <http://www.inchem.org/documents/iarc/vol71/035-dichlpr13.html>
- IPCS (2007). <http://www.inchem.org/>
- U.S. EPA (2007a). *Acute Exposure Guideline Levels (AEGs)*. U.S. Environmental Protection Agency. Site consulté le 3 septembre 2007. <http://www.epa.gov/opptintr/aegl/>
- U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information system (IRIS). 1,3-Dichloropropene (DCP) (dernière mise à jour : 2000²⁶)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0020.htm>

²⁶ Aucune nouvelle étude d'importance concernant la toxicité du DCP n'a été mise en évidence lors d'une revue de littérature réalisée pour U.S.EPA en 2003.

39. Xylènes (n ° CAS : 1330-20-7)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,2 (IRIS 2003) ^a	100 (IRIS 2003) ^a	0,03	--

Coefficients de cancérrogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (2007) : -- (données inadéquates) selon IARC (1999) : non classable (groupe 3) selon Gouvernement du Canada (1993) : probablement non cancérogène pour l'humain (groupe IV) <i>ancienne classification avant 1994</i>			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA (2005)

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

La concentration de référence (22 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, soit 5 ppm) retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë est celle proposée par Cal/EPA (2000).

Cette valeur vise à éviter tout effet néfaste advenant une exposition de courte durée (1 heure ou moins). Elle est basée sur une NOAEL de 100 ppm (430 mg/m^3) obtenue chez l'humain (Hastings et al. 1984 cités par Cal/EPA). Des adultes volontaires (50) avaient été exposés à de l'air filtré ou à des concentrations de 100, 200 ou 400 ppm durant 30 minutes afin d'évaluer le potentiel irritant du xylène sur les yeux, le nez et la gorge. Les pourcentages de sujets rapportant de l'irritation des yeux étaient de 56 %, 60 %, 70 % et 90 % pour les groupes témoins, 100 ppm, 200 ppm et 400 ppm, respectivement. Une NOAEL de 100 ppm (durant 30 min.) a été retenue puis convertie pour une exposition de 1 h ($100^1 \text{ ppm} \times 0,5 \text{ h} = \text{C}^1 \times 1 \text{ h}$), ce qui a conduit à une concentration de 50 ppm. Cette concentration a été divisée par un facteur d'incertitude de 10 (pour la variabilité interindividuelle).

ATSDR (2005) propose une concentration limite de 8 600 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (2 ppm) pour protéger des effets par inhalation pour une durée d'exposition plus longue, pouvant atteindre 14 jours consécutifs. Cette valeur est basée sur une LOAEL de 50 ppm obtenue chez l'humain et relative à des effets (faibles) sur le système respiratoire et des symptômes subjectifs de neurotoxicité (Ernstgard et al. 2002 cités par ATSDR). Des adultes volontaires (28 par sexe) avaient été exposés, à deux semaines d'intervalle entre chaque condition, à de l'air filtré (témoin), du *m*-xylène (50 ppm) et du 2-propanol (150 ppm) durant 2 heures. Durant et après l'exposition, les sujets ont remplis des questionnaires portant sur leur inconfort. La fonction pulmonaire, l'enflure nasale et l'inflammation nasale ont été mesurés avant, juste après et/ou 3 heures après l'exposition, ainsi que la vision des couleurs et l'aveuglement. Une augmentation faible mais significative des symptômes rapportés par les sujets exposés au *m*-xylène a été observée à partir de 60 ou 118 minutes d'exposition (inconfort oculaire et nasal, détection d'odeur de solvant, sensation d'intoxication, inconfort de la gorge et des voies aériennes chez les femmes, difficultés respiratoires, nausée, maux de tête, somnolence). Des changements minimes mais significatifs ont aussi été observés pour les mesures objectives de la fonction respiratoire 3 heures après l'exposition chez les femmes seulement (réduction de la capacité de force vitale). Une LOAEL de 50 ppm a été retenue pour des effets de faible magnitude sur le système respiratoire et des symptômes de neurotoxicité. La LOAEL a été divisée par un facteur d'incertitude de 30 (3 pour l'utilisation d'une LOAEL relative à des effets minimes et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Par ailleurs, l'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 100 ppm (HSDB 2007).

L'IAAH (2007) n'a établi aucun ERPG pour les xylènes.

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence retenue (0,2 mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (2007).

Cette valeur est basée sur une étude effectuée chez des rats Fischer 344 mâles et femelles exposés par gavage durant 103 semaines (à raison de 5 jours/semaine) à un mélange de xylènes (60% de *m*-xylène; 13,6% de *p*-xylène; 9,1% d'*o*-xylène) et d'éthylbenzène (17%) à des doses de 0, 250 ou 500 mg/kg.j (NTP 1986 cité par U.S. EPA). Une NOAEL de 250 mg/kg.j et une LOAEL de 500 mg/kg.j (diminution du poids corporel et augmentation de la mortalité) ont été obtenues. Après ajustement une exposition continue, la NOAEL (179 mg/kg.j) a été divisée par un facteur d'incertitude de 1 000 (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'absence d'études évaluant la neurotoxicité, la neurotoxicité développementale et la reproduction sur plusieurs générations). Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette dose de référence est moyen (niveau de confiance moyen pour l'étude (erreurs survenues lors du gavage des animaux), et la base de données).

L'OMS (2004) propose une valeur de 0,18 mg/kg.j basée sur la même étude (NTP 1986) et la même démarche que celles retenues par U.S. EPA. Toutefois, la valeur retenue n'a pas été arrondie.

ATSDR (2005) propose une valeur de 0,6 mg/kg.j pour une exposition chronique, également basée sur la NOAEL de 250 mg/kg.j issue de l'étude du NTP (1986). Après correction pour une exposition continue, la NOAEL (179 mg/kg.j) a été divisée par un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 3 pour le manque de données concernant des effets neurologiques sensibles).

Le RIVM (Baars *et al.* 2001) propose une dose tolérable de 0,15 mg/kg.j basée sur la même étude que celle utilisée par ATSDR. Le facteur d'incertitude appliqué est de 1 000 (10 pour l'extrapolation inter-espèces, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour tenir compte de la courte durée d'exposition). Aucun facteur d'incertitude n'a été appliqué pour tenir compte de l'utilisation d'une LOAEL du fait de la nature des effets observés et ce même à des concentrations supérieures à la LOAEL.

Santé Canada (2004) propose une valeur de 1,5 mg/kg.j basée sur une NOAEL de 150 mg/kg.j (absence de modification du poids relatif et absolu du foie chez des rats exposés par gavage durant 90 jours, Condie *et al.* 1988 cités par Health Canada 1996) divisée par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour l'extrapolation interspèce et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Inhalation

La concentration de référence par inhalation (100 µg/m³) retenue est celle proposée par U.S. EPA (2007).

Cette valeur est issue d'une étude de durée sous-chronique montrant une diminution de la coordination motrice chez des rats exposés à un mélange iso-concentré de *m*-xylène durant 3 mois, à raison de 6 heures/jour et 5 heures/semaine (Korsak *et al.* 1994 cités par U.S. EPA). Une NOAEL de 50 ppm (équivalent humain de 39 mg/m³) et une LOAEL de 100 ppm (78 mg/m³) ont été identifiées. Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (3 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle, 3 pour la durée d'exposition sous-chronique et 3 pour les incertitudes de la base de données). Il est à noter que le *m*-xylène est l'isomère le plus largement représenté dans les mélanges commerciaux de xylènes et que les trois isomères semblent avoir les mêmes propriétés toxicologiques. U.S. EPA précise que les études effectuées chez l'animal permettent de mieux caractériser les effets toxiques des xylènes sur le système nerveux et le développement que les études épidémiologiques. C'est pourquoi la dose de référence proposée par U.S. EPA a été retenue (elle est d'ailleurs plus conservatrice que celles issues des études épidémiologiques et dérivées par ATSDR et Cal/EPA)

ATSDR (2005) propose une MRL de 200 µg/m³ (0,05 ppm) pour une exposition chronique au mélange d'isomères de xylène. Cette valeur découle d'une étude effectuée chez des travailleurs exposés en moyenne durant sept (7) ans au mélange d'isomères de vapeurs de xylène à une concentration moyenne de 14 ppm (Uchida *et al.* 1993 cité par ATSDR). Les symptômes subjectifs rapportés par ces travailleurs incluaient l'anxiété, la perte de mémoire, l'incapacité de se concentrer, l'irritation oculaire et nasale, le vertige et l'angine. Un facteur d'incertitude de 300 (10 pour la variabilité interindividuelle, 10 pour l'utilisation d'une LOAEL et 3 pour l'absence d'autres études permettant d'évaluer la neurotoxicité du xylène) a été appliqué à la LOAEL de 14 ppm.

Cal/EPA (2005a) propose une valeur de 700 µg/m³ (0,2 ppm) établie à partir de la même étude que celle utilisée par ATSDR (Uchida *et al.* 1993). La LOAEL est de 14,2 ppm (effets sur les systèmes nerveux et respiratoire; moyenne

géométrique des expositions). La LOAEL ajustée pour une exposition continue (5,1 ppm) a été divisée par un facteur d'incertitude de 30 (10 pour la variabilité interindividuelle et 3 pour utilisation de la LOAEL).

Santé Canada (2004) propose une concentration tolérable de 180 µg/m³ basée sur une LOAEL de 250 mg/m³ (effets sur le développement et sur la mère, Ungvary et Tatrai 1985 cités par Health Canada 1996) divisée par un facteur d'incertitude de 1 000 (10 pour l'extrapolation inter-espèces, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'utilisation d'une LOAEL et les limites de l'étude).

Le RIVM propose une concentration tolérable dans l'air de 870 µg/m³ basée sur une LOAEL de 870 mg/m³ (effets neurotoxiques sur le développement chez le rat, Hass et Jakobsen 1993 cités par Baars *et al.* 2001) divisée par un facteur d'incertitude de 1 000 (10 pour l'extrapolation inter-espèces, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'utilisation d'une LOAEL).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

U.S. EPA (2007) indique que les études disponibles sont inadéquates pour évaluer le potentiel cancérigène des xylènes. L'IARC (1999) évalue le mélange d'isomères de xylène comme non classable quant à sa cancérigénicité pour l'homme. Santé Canada (Gouvernement du Canada 1993) considère les xylènes comme probablement non cancérigènes pour l'humain. Aucun estimateur de risque pour le cancer n'a été proposé.

RÉFÉRENCES

- AIHA (2007). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf
- ATSDR (2005). *Toxicological Profile for xylenes*. Draft for Public comments. September 2005. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp71.html>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- Cal/EPA (2005). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/xylenesREL.pdf
- Health Canada (1996). *Canadian Environmental Protection Act. Priority Substances List. Supporting Documentation: Health-Based Tolerable Daily Intakes/Concentrations and Tumorigenic Doses/Concentrations for Priority Substances*. pp. 76. Environmental Health Centre, Health Canada, Ottawa. (unedited version). August 1996.
- IARC (1999). *Xylenes*. *International Agency for Research on Cancer (IARC)*. <http://www-cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol71/052-xylenes.html>. Dernière mise à jour: 13 avril 1999.
- OMS (2004). *Guidelines for Drinking-Water Quality, Third Edition. Volume 1 - Recommendations*. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwg/gdwq3/en/index.html
- Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index_f.htm
- U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information System (IRIS). Xylenes (dernière révision: 2003)*. <http://www.epa.gov/iris/subst/0270.htm>

40. Sulfure d'hydrogène (n ° CAS : 7783-06-4)

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg/j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg/j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg/j)	
--	2,0 (IRIS 2003) ^a	5,7 x 10 ⁻⁴	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg/j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg/j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg/j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 2003) ^a : -- selon IARC (IPCS 2007) : --			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA (2007)

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

La concentration de référence retenue (42 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, soit 0,03 ppm) pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë correspond à la REL proposée par Cal/EPA (2000).

Cette valeur vise à éviter tout effet néfaste advenant une exposition de courte durée (1 heure). Elle est basée sur les résultats d'une étude menée dans la population générale (*California State Department of Public Health* 1969 cité par Cal/EPA). Seize (16) volontaires avaient été exposés à des concentrations croissantes de H₂S jusqu'à ce qu'ils en perçoivent l'odeur. Le seuil de détection olfactif était situé entre 0,012 et 0,069 ppm, avec une moyenne géométrique de 0,029 ppm (retenue comme critère de qualité de l'air ambiant (AAQS) en Californie). La moyenne géométrique a été retenue comme LOAEL et comme valeur de référence. Des seuils de détection plus bas (atteignant 0,0005 ppm) ont toutefois été rapportés dans d'autres études (WHO 1981, Amoore et Hautala 1983 cité par Cal/EPA), et des maux de tête et des nausées ont été rapportés chez des personnes exposées à 0,03 ppm. Cal/EPA (2000) indique que la valeur de référence recommandée devrait donc être révisée lorsque davantage de données permettront d'établir un seuil sans effet ni perception d'odeur.

ATSDR (2006) propose une concentration limite de 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,07 ppm) pour protéger des effets par inhalation pour une durée d'exposition plus longue, pouvant atteindre 14 jours consécutifs. Cette valeur est basée sur une LOAEL de 2 ppm associée à la survenue d'effets peu sévères sur le système respiratoire de personnes atteintes d'asthme bronchique requérant médication, après 30 minutes d'exposition (Jäppinen et al. 1990 cités par ATSDR). Une obstruction bronchique avait été observée chez deux sujets sur dix personnes, et des maux de tête avaient été rapportés chez 3 sujets sur 10. Un facteur d'incertitude de 27 a été appliqué (3 pour variabilité interindividuelle, 3 pour utilisation d'une LOAEL pour effets minimales et 3 pour lacunes de la base de données).

Selon l'OMS (WHO 1981), certains individus pourraient détecter l'odeur du sulfure d'hydrogène à des concentrations aussi faibles que 0,005 ppm (7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Par ailleurs, l'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 10 ppm et une STEL (15 minutes) de 15 ppm (HSDB 2007).

L'AIHA (2007) a établi un ERPG-1 de 0,1 ppm, un ERPG-2 de 30 ppm et un ERPG-3 de 100 ppm.

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

Aucune valeur de référence par voie orale n'a été proposée par U.S. EPA (2007), ATSDR (2006), Santé Canada (2004). Aucune valeur par défaut n'a été dérivée de la concentration de référence car les effets liés à l'inhalation sont spécifiques de la voie d'exposition.

Inhalation

La concentration de référence retenue ($2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, soit une dose par inhalation de $5,7 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) est celle proposée par U.S. EPA (2007) pour une exposition chronique.

Cette valeur est basée sur la NOAEL obtenue lors d'une étude menée chez des rats exposés par inhalation (Brenneman et al. 2000 cités par U.S. EPA). Les rats (12 mâles/dose) ont été exposés (0, 10, 30 ou 80 ppm) à raison de 6 heures/jour, 7 jours/semaine durant 10 semaines. Aucun effet n'a été observé à 10 ppm (NOAEL). À 30 ppm (LOAEL) et 80 ppm, des lésions de la muqueuse olfactive nasale ont été observées, avec une gradation au niveau de la sévérité des effets. La NOAEL expérimentale ($13,9 \text{ mg}/\text{m}^3$) a été ajustée pour une exposition continue ($3,48 \text{ mg}/\text{m}^3$) et ajustée pour l'humain ($0,64 \text{ mg}/\text{m}^3$), puis divisée par un facteur d'incertitude de 300 (3 pour extrapolation interspèces basé sur un ajustement dosimétrique, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour la durée sous-chronique de l'exposition). Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette valeur est moyen à élevé (étude sous-chronique menée adéquatement, mais réalisée seulement sur des rats mâles; base de données suffisante pour les effets sur la reproduction, le développement, le système nerveux).

Cal/EPA (2005a) propose une valeur de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ établie à partir d'une étude sous-chronique menée chez des souris (CCIT 1983 cités par Cal/EPA). Des souris (10-12/groupe) ont été exposées par inhalation (0,10, 30 ou 80 ppm) à raison de 6 heures/jour, 5 jours/semaine durant 90 jours. La fonction neurologique et des examens ophtalmologiques et hématologiques ont été réalisés, ainsi qu'une nécropsie détaillée. Aucun effet n'a été noté à 30 ppm (NOAEL), et des changements histopathologiques liés à une inflammation de la muqueuse nasale ont été observés à 80 ppm (LOAEL). La NOAEL a été ajustée pour une exposition continue pour l'humain (0,85 ppm) puis divisée par un facteur d'incertitude de 100 (3 pour la durée sous-chronique de l'exposition, 3 pour l'extrapolation interspèces basée sur un ajustement dosimétrique et 10 pour la variabilité interindividuelle).

ATSDR (2006) propose un MRL_{sc} de $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,02 ppm) pour une exposition de durée sous-chronique. Cette valeur est basée sur la même NOAEL (10 ppm) que celle retenue par U.S. EPA (2007), laquelle a été ajustée pour une exposition continue pour l'humain (0,46 ppm). Un facteur d'incertitude de 30 (3 pour extrapolation interspèces basée sur un ajustement dosimétrique et 10 pour la variabilité interindividuelle).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le potentiel cancérigène du sulfure d'hydrogène n'a pas été évalué par U.S. EPA (données jugées inadéquates) ni par IARC (IPCS 2007).

RÉFÉRENCES

- AIHA (2007). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf
- ATSDR (2006). *Toxicological Profile for Hydrogen Sulfide*. July 2006. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp114.html>
- Baars et al. (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment) <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- Cal/EPA (2005). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html
- IPCS (2007). <http://www.inchem.org/>
- Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index_f.html

- U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information System (IRIS). Hydrogen sulphide (dernière révision :2003)*. <http://www.epa.gov/iris/subst/0061.htm>
- WHO (World Health organization) (1981). *Hydrogen sulphide. Environmental Health Criteria 19*. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc019.htm>

41. *Trans*-1,2-dichloroéthylène

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg/j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg/j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg/j)	
0,02 (IRIS 1989) ^a	60 (RIVM 2001) ^b	0,017 ^b	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg/j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg/j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg/j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (2005) : -- selon IARC (2005) ^b : --			

-- : non applicable

^a : Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S.EPA (2005).

^b : Valeur provisoire dérivée d'une étude de durée sous-chronique

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

La concentration de référence (790 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, soit 0,2 ppm) retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë est celle proposée par ATSDR 1996).

Cette valeur est basée sur une LOAEL de 200 ppm chez des rats femelles exposés durant 8 heures (une seule fois) à des concentrations de 0, 200, 1 000 ou 3 000 ppm (Freundt et al. 1977). La LOAEL correspondait une dégénération graisseuse des cellules hépatiques. La LOAEL a été divisée par un facteur d'incertitude de 1 000 (10 pour utilisation d'une LOAEL, 10 pour extrapolation interspèces et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA (2000), AIHA (2007). L'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 200 ppm (790 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence retenue (0,02 mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (2005).

Cette valeur est basée sur une étude effectuée chez des souris CD-1 mâles et femelles exposées pendant 90 jours *trans*-1,2-dichloroéthylène via l'eau de consommation, à des concentrations de 0,1, 1,0 et 2,0 mg/L (Barnes *et al.* 1985 cité par U.S. EPA), soit des doses de 17, 175 et 387 mg/kg.j (mâles) et 23, 224 et 452 mg/kg.j (femelles). Une NOAEL de 17 mg/kg.j et une LOAEL de 175 mg/kg.j (augmentation de l'alkaline phosphatase sérique) ont été identifiées chez les mâles. Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué à la NOAEL (10 pour l'extrapolation interspèces, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'utilisation d'une étude sous-chronique).

Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette dose de référence est faible étant donné que le niveau de confiance de l'étude est modéré (NOAEL et LOAEL identifiés, étude bien conçue à l'exception du choix des doses) et celui de la base de données est faible (manque d'études de toxicité sur le développement et sur la reproduction).

La dose de référence proposée par le RIVM (0,017 mg/kg.j) est basée sur les mêmes données que celles utilisées par U.S. EPA, mais la valeur n'a pas été arrondie.

Sur la base des mêmes données, ATSDR propose une MRL de 0,2 mg/kg.j pour une exposition sous-chronique (facteur d'incertitude appliqué : 100).

Aucune valeur n'a été proposée par Santé Canada (2004).

Inhalation

La concentration de référence retenue ($60 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est la valeur provisoire proposée par RIVM (Baars *et al.* 2001).

La valeur proposée par RIVM ($60 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est basée sur les résultats d'une étude effectuée chez des rats exposés au trans-1,2-dichloroéthylène (200 ppm ou $780 \text{ mg}/\text{m}^3$) à raison de 8 heures/jour, 5 jours/semaine durant 8 ou 16 semaines (Freundt *et al.* 1977 cités par ATSDR). Des effets hépatotoxiques et pulmonaires ayant été observés à la dose testée (dès 8 semaines), une LOAEL de $780 \text{ mg}/\text{m}^3$ a été identifiée. Cette valeur correspond à une concentration de $185 \text{ mg}/\text{m}^3$ pour une exposition continue. Un facteur d'incertitude de 3 000 a été appliqué (10 pour l'extrapolation inter-espèces, 10 pour la variabilité interindividuelle, 10 pour l'utilisation d'une LOAEL et 3 pour la durée limitée de l'étude).

Sur la base de la même étude, ATSDR propose une MRL de $800 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,2 ppm) pour une exposition de durée sous-chronique. Cette valeur est basée sur les mêmes données expérimentales (LOAEL = 200 ppm), mais la concentration d'exposition n'a pas été convertie pour une exposition continue et un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué (MRL pour durée sous-chronique).

Aucune valeur n'a été proposée par U.S. EPA (2005), Cal/EPA (2005) ou Santé Canada (2004).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le potentiel cancérigène n'a pas été évalué par U.S. EPA (2005) et IARC (2005). Aucun coefficient de cancérigénicité n'a donc été proposé.

RÉFÉRENCES

- ATSDR (1996). *Toxicological Profile for 1,2-Dichloroethene*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp87.html>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment) <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2005). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html.
- IARC (2005). *Search IARC Agents*. <http://www-cie.iarc.fr/htdig/search.html> (site consulté en novembre 2005)
- Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. pp. 5. Services d'évaluation de la santé environnementale, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada. Septembre 2004.
- U.S. EPA (2005). *Integrated Risk Information system (IRIS). Trans-1,2-dichloroethylene* (dernière mise à jour : 1989²⁷). U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0314.htm>

²⁷ Aucune nouvelle étude notoire concernant la toxicité par voie orale (RfD) recensée lors d'une revue de littérature en 2002. Substance actuellement en cours de révision.

ANNEXE C

DESCRIPTION DES MODÈLES UTILISÉS POUR ESTIMER LE TRANSFERT MULTIMÉDIA

DESCRIPTION DES MODÈLES UTILISÉS POUR ESTIMER
LES CONCENTRATIONS MULTIMÉDIA (MEF 1996)

Modélisation du partage gaz/particules des contaminants dans l'air

La concentration totale d'un contaminant dans l'air, incluant la phase gazeuse et la phase particulaire peut être établie selon:

$$C_{air} = C_{air_g} + C_{air_p}$$

où

- C_{air} : concentration totale du contaminant dans l'air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$);
- C_{air_g} : concentration du contaminant dans l'air sous forme gazeuse ($\mu\text{g}/\text{m}^3$);
- C_{air_p} : concentration du contaminant dans l'air sous forme adsorbée aux particules ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

La fraction du contaminant dans l'air adsorbé aux particules peut être estimée à l'aide de l'équation suivante:

$$f_{ads} = \frac{c \times S_T}{p^{\circ}_L + (c \times S_T)}$$

où

- f_{ads} : fraction du contaminant dans l'air adsorbé aux particules;
- c : variable tenant compte du poids moléculaire du sorbant (particules), de la concentration correspondant à une couche unique de contaminant à la surface des particules, de la différence entre la chaleur de désorption et la chaleur de vaporisation à partir de la phase liquide (atmosphère.cm); dans les faits, une valeur constante de $1,7 \times 10^{-4}$ atm.cm peut être utilisée;
- S_T : surface des particules (cm^2/cm^3);
- p°_L : pression de vapeur du contaminant en phase liquide (atmosphères).

Des valeurs de PV et de P_{fus} sont disponibles dans la littérature pour diverses substances. L'équation précédente peut être réécrite comme suit pour établir p°_L :

$$p^{\circ}_L = \frac{PV}{e^{-6,79 [((P_{fus} + 273) / T) - 1]}}$$

Tel que recommandé par MEF (1996), le terme S_T prend les valeurs suivantes:

Scénario d'occupation du sol	S_T (cm ² /cm ³)
Résidentiel	$1,1 \times 10^{-5}$
Résidentiel et agricole	$1,5 \times 10^{-6}$
Commercial	$3,2 \times 10^{-5}$
Industriel	$5,8 \times 10^{-6}$

La variable T désigne la température ambiante de l'air. Les valeurs retenues comme valeur par défaut sont de 20 °C (293 °K) l'été, et de -10 °C (263 °K) l'hiver.

A partir de la solution des équations précédentes, la fraction présente sous forme de gaz peut être obtenue par le complément de la fraction adsorbée (f_{ads}), soit:

$$f_{gaz} = 1 - f_{ads}$$

où

f_{gaz} : fraction du contaminant dans l'air sous forme gazeuse.

Modélisations des concentrations dans le lait maternel

La concentration dans le lait maternel est évaluée, faute de modèles plus précis, en estimant la bioconcentration des contaminants organiques chez l'être humain en fonction de leur lipophilicité. Le coefficient de partage octanol-eau est utilisé comme indicateur de la lipophilicité, permettant ainsi d'estimer la concentration d'un contaminant dans les tissus adipeux humains à l'aide de l'équation suivante :

$$\log BCF_L = 2,54 \log Koe - 0,22 (\log Koe)^2 - 4,56$$

où

BCF_L : facteur de bioconcentration du contaminant dans les tissus adipeux à partir de l'alimentation (sans unité, sur une base lipidique);

Koe : coefficient de partage octanol/eau.

La concentration du contaminant dans le lait maternel entier est estimée de la façon suivante :

$$C_{l.m.} = C_{alim} \times BCF_L \times 0,045$$

où

$C_{l.m.}$: concentration du contaminant dans le lait maternel entier (mg/kg);

C_{alim} : concentration du contaminant dans l'alimentation de la mère (mg/kg; poids frais).

Afin de tenir compte des doses additionnelles auxquelles est exposée la femme enceinte qui, pour les besoins de modélisations, est une femme de 20 ans, la quantité additionnelle d'énergie alimentaire doit être considérée. On calcule une concentration équivalente dans l'alimentation selon l'équation suivante :

$$C_{alim} = \frac{E_{oral\acute{e}q}}{Q_{alim}}$$

où

C_{alim} : concentration «équivalente» du contaminant dans l'alimentation de la mère (mg/kg; poids frais);

$E_{oral\acute{e}q}$: exposition totale exprimée en équivalent par voie orale (dose externe; mg/jour);

Q_{alim} : quantité totale d'aliments ingérée quotidiennement (égale à 2,15 kg/jour).

Le calcul du terme C_{alim} requiert que la dose d'exposition de la mère soit d'abord calculée en tenant compte de l'ensemble des voies d'exposition, c'est-à-dire en utilisant les modèles d'estimation de l'exposition utilisés pour la présente étude, préalablement au calcul de la concentration dans le lait maternel.

Modélisation des concentrations dans les végétaux

Il est possible de modéliser les concentrations dans les végétaux pour une situation donnée, en tenant compte notamment des conditions de sol et des propriétés du contaminant. La modélisation retenue est applicable à l'ensemble des contaminants (organiques et inorganiques). Les équations présentées ici correspondent essentiellement au modèle TFC (Terrestrial Food Chain) proposé par Hattermer-Frey et Travis (1991). Ce modèle a été développé par le Office of Risk Analysis du Oak Ridge National Laboratory, afin de permettre d'estimer l'ordre de grandeur de l'exposition humaine aux contaminants émis par une source ponctuelle. Il intègre diverses améliorations par rapport à d'autres modèles élaborés antérieurement, notamment par l'agence américaine de protection de l'environnement (EPA) et par Travis et collaborateurs (1986).

La concentration des contaminants dans les végétaux a été estimée comme suit:

$$C_v = Pr_v + Pd_v + Pa_v$$

où

C_v : concentration du contaminant dans le végétal v ($\mu\text{g/g}$; poids sec);

Pr_v : concentration dans le végétal v découlant de l'absorption par les racines ($\mu\text{g/g}$; poids sec);

Pd_v : concentration dans le végétal v découlant du dépôt atmosphérique ($\mu\text{g/g}$; poids sec);

Pa_v : concentration dans le végétal v découlant du transfert air-plante ($\mu\text{g/g}$; poids sec).

Les termes Pr_v , Pd_v et Pa_v sont calculés comme indiqué dans les pages suivantes. Ce modèle ne permet pas de considérer le métabolisme des contaminants par les végétaux, qui a souvent pour effet de réduire, parfois de façon très importante, les concentrations dans les végétaux. C'est pourquoi les concentrations mesurées dans les végétaux sont souvent très inférieures à ce qui serait estimé par les équations qui suivent. Une modification simple de l'équation précédente permet de considérer ce facteur comme suit:

$$C_v = (Pr_v + Pd_v + Pa_v) \times F_{met} \quad (10.1)$$

où

F_{met} : facteur de correction tenant compte du métabolisme, (spécifique à chaque contaminant; sans unité).

Ce facteur de correction pourrait être estimé, pour chaque contaminant et pour les conditions spécifiques à l'étude, comme suit:

$$F_{met} = 1 - e^{(-k_{met} \times Tp_v)} \quad (10.2)$$

où

k_{met} : constante du taux de métabolisme par la plante (jour^{-1});

Tp_v : période de croissance (avant récolte) (jours).

Il n'existe toutefois pas de valeurs disponibles de k_{met} pour la très grande majorité des substances. Ces valeurs devraient, en fait, varier non seulement en fonction du contaminant, mais également en fonction de la plante. Bien que certains auteurs aient réalisé des revues exhaustives de l'information disponibles en rapport avec la modélisation des contaminants chez les végétaux (voir notamment Paterson et collaborateurs, 1990), on ne peut retenir l'application d'un facteur tenant compte du métabolisme. Dans la présente étude, ce facteur a donc été omis. Les concentrations estimées par modélisation doivent toutefois être interprétées en tenant compte de la possibilité d'une surestimation, parfois importante, des concentrations réelles attendues.

Dans le cadre de la présente étude, le transfert de contaminant via absorption par les racines n'était pas pertinent. Les concentrations dans les végétaux ont donc été estimées à partir de l'absorption par suite du dépôt atmosphérique et transfert air-plante.

Absorption par suite du dépôt atmosphérique

Le dépôt atmosphérique direct de contaminant sur les plantes contribue souvent pour une part très importante des concentrations qu'on retrouve dans ces végétaux. Le dépôt atmosphérique concerne à la fois la phase gazeuse (pour les gaz plus lourds que l'air) et les particules. La concentration dans le végétal découlant du dépôt atmosphérique sera estimée en considérant le contaminant sous forme gazeuse et adsorbé aux particules dans l'air selon:

$$Pd_v = \frac{tDép \times Fl_v}{k_t \times P_v} \times 1 - e^{(-k_t \times T_v)}$$

où

- Pd_v : concentration dans le végétal v découlant du dépôt atmosphérique ($\mu\text{g/g}$; poids sec);
 $t\text{Dép}$: taux de dépôt du contaminant ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$);
 Fl_v : fraction d'interception pour le végétal v (sans unité);
 k_t : coefficient de pertes de surface (années^{-1});
 P_v : production de la partie consommée du végétal v (g/m^2 ; poids sec);
 T_v : période de croissance avant récolte du végétal v (années).

Le taux de dépôt total du contaminant ($t\text{Dép}$) est estimé à partir de la vitesse de dépôt et de la concentration dans l'air selon:

$$t\text{Dép} = v\text{Dép} \times C_{\text{air}} \times 365$$

où

- $v\text{Dép}$: vitesse de dépôt du contaminant (m/jour);
 C_{air} : concentration du contaminant dans l'air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$);
365 : nombre de jours/an.

Le calcul du taux de dépôt du contaminant doit considérer à la fois le contaminant sous forme gazeuse et le contaminant adsorbé aux particules. L'équation précédente devient donc plus précisément:

$$t\text{Dép} = \left[\left(v\text{Dép}_g \times C_{\text{air}_g} \right) + \left(v\text{Dép}_p \times C_{\text{air}_p} \right) \right] \times 365$$

où

- $v\text{Dép}_g$: vitesse de dépôt du contaminant sous forme gazeuse (m/jour);
 C_{air_g} : concentration du contaminant dans l'air sous forme gazeuse ($\mu\text{g}/\text{m}^3$);
 $v\text{Dép}_p$: vitesse de dépôt du contaminant sous forme particulaire (m/jour);
 C_{air_p} : concentration du contaminant dans l'air sous forme particulaire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$);

Pour les particules, le terme $v\text{Dép}_p$ n'est pas spécifique au contaminant, puisque la vitesse de dépôt sera celle des particules, quelle que soit le contaminant qui y est adsorbé. La valeur de ce terme inclut toutefois le dépôt sec et le dépôt humide (durant les précipitations). Elle dépend donc des conditions climatologiques locales, et peut, par conséquent, varier significativement d'une région à une autre.

Schroeder et Lane (1988) indiquent des vitesses de dépôt sec pour les gaz allant de 0,002 cm/seconde à 26 cm/seconde, tandis que pour les particules, les valeurs rapportées vont de 0,001 cm/seconde à 180 cm/seconde. Dans ce dernier cas, il est toutefois important de tenir compte du diamètre des particules, qui influence considérablement la vitesse de dépôt. McMahon et Denison (1979) rapportent, pour des particules de 2 à 5 μm , des vitesses mesurées de dépôt sec sur la végétation allant de 0,01 cm/seconde à 10 cm/seconde.

Le dépôt humide peut constituer une part très importante du dépôt total des contaminants. Schroeder et Lane (1988) indiquent qu'il contribue pour 80 % à 90 % des retombées totales de radioactivité lors des essais nucléaires en haute atmosphère. Le dépôt humide implique le contact des particules ou du gaz

avec l'eau condensée dans l'atmosphère (nuages, pluie ou neige) (McKone et Daniels, 1991). L'efficacité du dépôt humide est estimée à partir du coefficient de lessivage (*washout ratio*), qui représente le rapport des concentrations du contaminant dans l'air sur les concentrations dans les précipitations. Les données expérimentales publiées indiquent que le rapport de lessivage est approximativement 2×10^{-5} pour les contaminants fortement adsorbés aux particules (Schroeder et Lane, 1988). En considérant une précipitation annuelle cumulée de 1 mètre, cela correspond à un taux de dépôt humide de 540 m/jour, soit 0,625 cm/seconde.

Sur la base des indications précédentes, McKone et Daniels (1991) suggèrent, pour le dépôt total (sec et humide), les valeurs moyennes suivantes:

- dépôt des gaz: 600 m/jour;
- dépôt des particules: 500 m/jour.

Les valeurs recommandées par McKone et Daniels (1991) ont été retenues pour caractériser le dépôt atmosphérique des gaz et des particules (valeurs arrondies à 0,7 cm/seconde pour les gaz et 0,6 cm/seconde pour les particules). L'équation précédente peut donc être remplacée par:

$$tDép = \left[\left(600 \times Cair_g \right) + \left(500 \times Cair_p \right) \right] \times 365 \quad (10.3)$$

où

- tDép : taux de dépôt du contaminant ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$);
- Cair_g : concentration du contaminant dans l'air sous forme gazeuse ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).
- Cair_p : concentration du contaminant dans l'air sous forme particulaire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$);

La fraction d'interception FI désigne la proportion du contaminant subissant le dépôt atmosphérique qui est intercepté par les végétaux. Cette fraction dépend donc de la forme de la plante. Aux fins des analyses d'exposition humaine aux contaminants, la fraction d'interception est établie pour les parties consommées de la plante. Dans le cas des légumes dont la partie consommée est la racine ou le tubercule, cette fraction sera donc nulle. Des valeurs de FI proposées par Hattermer-Frey et Travis (1991) sont indiquées au tableau 1 pour diverses classes de végétaux.

Le terme P_v désigne la production de la partie consommée de la plante par unité de surface, au moment de la récolte. Cette variable prend des valeurs diverses selon les pratiques de culture, les sols et les végétaux cultivés. Des valeurs types de P_v ont été proposées par Hattermer-Frey et Travis (1991) pour des classes de végétaux utilisés pour la consommation humaine ou pour l'alimentation du bétail. Ces valeurs sont également indiquées au tableau 1.

Tableau 1: Valeurs de certaines variables requises pour le calcul des concentrations de contaminants organiques dans les végétaux*

Culture	Fraction d'interception atmosphérique (FI)		Production par surface (P _v) (kg/m ² ; poids sec)	
	Valeur moyenne	Gamme de valeurs	Valeur moyenne	Gamme de valeurs
Légumineuses	0,008	0,005 – 0,01	0,100	0,080 – 0,130
Légumes à feuilles	0,16	0,08 – 0,38	0,180	0,090 – 0,350
Fruits	0,05	0,004 – 0,08	0,110	0,010 – 0,250
Racines/tubercules	0,00	---	0,340	0,090 – 0,440
Pomme de terre	0,00	---	0,480	0,410 – 0,560
Foin	0,47	0,02 – 0,82	0,310	0,020 – 0,750
Grain	0,00	---	0,300	0,140 – 0,450

* Valeurs proposées par Hattermer-Frey et Travis (1991).

Le tableau 2 indique, quant à lui, des valeurs de période de croissance (T_v) pour diverses cultures pratiquées au Québec. Bien que ces données ne soient pas exhaustives, elles ont été utilisées pour caractériser des valeurs par défaut.

Tableau 2: Valeurs moyennes de période de croissance de diverses cultures au Québec*

Culture	Période de croissance avant récolte (T_v)
Brocoli	40 à 50
Céleri	40 à 50
Chou	40 à 50
Chou de Bruxelles	40 à 50
Chou-fleur	40 à 50
Échalote	25
Laitue	40
Haricot	60
Asperge	15
Aubergine	70
Concombre	70 à 90
Poivron vert	70 à 90
Tomate	70 à 90
Betterave	150
Carotte	100
Citrouille	110 à 120
Culture	Période de croissance avant récolte (T_v)
Fève de Lima	60
Maïs sucré	120 à 150
Navet	110
Oignon	90
Pois	60
Pomme de terre	120 à 130
Radis	21
Foin	50 à 60
Grain	100

* Ces valeurs sont proposées par Bérubé, comm. pers. (1988).

Les végétaux consommés ont été regroupés en quatre catégories, soit les légumes à feuilles (ex.: laitue, chou), les légumes à fruits (dont la partie consommée est un fruit; ex.: tomates), les légumes dont la partie consommée est une racine ou un tubercule (ex.: carotte, pomme de terre) et les fruits (ex.: pommes, fraises). De plus, le foin et les grains doivent être considérés aux fins d'estimation des concentrations dans la viande bovine ou dans le lait de production locale, dans le cas du scénario d'occupation résidentielle et agricole du territoire. Les valeurs de P_v et de T_v doivent donc être établies pour ces groupes. Pour ce faire, les valeurs retenues ont été estimées à partir des valeurs listées aux tableaux 1 et 2, en considérant que 25 % des légumes à fruits étaient des légumineuses dont le fruit est protégé du contact direct avec l'atmosphère. Pour les 75 % restants, les valeurs associées aux fruits dans le tableau 1 ont été utilisées. Les valeurs de P_v, FI et T_v retenues dans SAR sont indiquées au tableau 3.

Tableau 3. Valeurs retenues des variables requises pour le calcul des concentrations de contaminants organiques dans les végétaux*

Culture	Fraction d'interception atmosphérique (FI)	Production par surface (P _v) (kg/m ² ; poids sec)	Période de croissance avant récolte (T _v)
Légumes a feuilles	0,16	0,180	38
Légumes a fruits	0,04	0,108	73
Racines/tubercules	0,00	0,340	117*
Fruits	0,05	0,110	60**
Foin	0,47	0,310	55
Grain	0,00	0,300	100

* Considère 75 % de pomme de terre et 25 % d'autres racines et tubercules;

** Valeur proposée de façon à considérer la période d'exposition du fruit à l'atmosphère plutôt que la période de croissance.

Le terme k_t doit également être mesuré, ou, à défaut de valeur mesurée, estimé à partir de la demi-vie du contaminant sur les surfaces des végétaux comme suit:

$$k_t = \frac{\ln 2}{t_{1/2}} = \frac{0,693}{t_{1/2}}$$

où

$t_{1/2}$: demi-vie du contaminant sur la surface de la plante (années).

Le terme k_t correspond à l'ensemble des pertes possibles du contaminant. Ces pertes incluent principalement celles découlant du lessivage des contaminants déposés sur les végétaux par les précipitations. Par conséquent, de telles pertes sont applicables pour toutes les substances. Pour les substances organiques, l'hydrolyse, la photolyse et la biodégradation jouent parfois un rôle significatif. Ces phénomènes sont toutefois variables d'un contaminant à l'autre. Les valeurs de demi-vies des substances organiques ont été estimées à partir des temps de demi-vies rapportées dans l'atmosphère pour chaque contaminant, en plus des pertes découlant du lessivage. Des valeurs spécifiques de demi-vies dans l'atmosphère sont disponibles dans la littérature. En ce qui concerne les pertes par lessivage, Hoffman et Baes (1979) ont proposé une valeur par défaut de $0,0495 \text{ jour}^{-1}$, correspondant à une demi-vie de 14 jours (0,0384 année) sur les végétaux. Cette valeur a été retenue comme valeur par défaut.

Le terme k_t est donc estimé, pour chaque substance, selon:

$$k_t = \frac{0,693}{t_{1/2 \text{ atm}}} + \frac{0,693}{0,0384} = \frac{0,693}{t_{1/2 \text{ atm}}} + 18,05$$

où

$t_{1/2 \text{ atm}}$: demi-vie du contaminant dans l'atmosphère (années).

Transfert air-plante

Pour plusieurs substances, l'absorption par les feuilles du contaminant volatilisé à partir du sol peut constituer une voie de contamination des végétaux aussi importante ou même plus importante que l'absorption par les racines. Plusieurs auteurs ont démontré que pour les BPC, le DDT et le mercure, la contamination des parties aériennes des plantes était principalement le fait de la volatilisation du contaminant à partir du sol contaminé (Hattermer-Frey et Travis, 1991). Il est donc important de considérer cette voie de contamination.

La concentration dans le végétal (parties aériennes) découlant du transfert air-plante du contaminant volatilisé à partir du sol peut être estimée à l'aide d'un facteur de bioconcentration air-plante, qui représente le ratio des concentrations du contaminant à l'équilibre dans l'air (sous forme gazeuse) et dans la plante. Travis et Hattermer-Frey (1988) ont proposé l'équation de régression suivante pour estimer la valeur de ce facteur:

$$Bap_v = \frac{5,0 \times 10^{-6} K_{oe}}{H}$$

où

- Bap_v : facteur de bioconcentration air-plante (sans unité);
 H : constante de la loi de Henry (atm.-m³ / mole).

La constante de la loi de Henry (H) représente le rapport de la pression de vapeur du contaminant sur sa solubilité dans l'eau, soit:

$$H = \frac{PV}{Sol_m}$$

où

- H : constante de la loi de Henry (atm.-m³/mole);
 PV : pression de vapeur du contaminant (atmosphères);
 Sol_m : solubilité du contaminant (mole/m³).

Lorsque la solubilité des contaminants est fournie en mg/litre, les valeurs doivent être converties en mole/m³ à partir du poids moléculaire comme suit:

$$Sol_m = \frac{Sol \times \frac{1000 \text{ litres}}{m^3}}{Pds_{mol} \times \frac{1000 \text{ mg}}{g}} = \frac{Sol}{Pds_{mol}}$$

où

- Sol_m : solubilité du contaminant (mole/m³);
 Sol : solubilité du contaminant (mg/L);
 Pds_{mol} : poids moléculaire du contaminant (g/mole).

Conversion des concentrations de poids sec en poids frais

Les équations précédentes fournissent des concentrations dans les végétaux exprimées sur une base de poids sec. Comme aux fins des analyses d'exposition, on utilise plutôt des valeurs de taux de consommation d'aliments exprimés sur une base de poids frais, il est nécessaire de convertir les concentrations estimées dans les végétaux en concentrations sur une base de poids frais.

Cette conversion est réalisée en considérant le contenu moyen en eau des végétaux, selon l'équation suivante:

$$C_{pds.frais} = Pa_v \times F_{cv}$$

où

- $C_{pds.frais}$: concentration dans le végétal exprimée en poids frais (µg/g);
 F_{cv} : facteur de conversion de poids sec à poids frais, correspondant au ratio poids sec/poids humide.

Les valeurs de F_{cv} varient d'une culture à l'autre. Le tableau 4 présente les valeurs rapportées par Baes et collaborateurs (1984) pour diverses cultures. A partir de ces données, les valeurs suivantes sont retenues dans SAR comme valeurs défaut pour les diverses classes de cultures considérées:

Légumes à feuilles	0,10
Légumes à fruits	0,15
Légumes racines/tubercules	0,20
Fruits	0,16
Foin	0,50
Grain	0,90

Tableau 4. Valeurs du facteur de conversion de poids sec à poids frais pour divers végétaux*

Culture	Facteur de conversion
Asperge	0,070
Concombre	0,039
Pois	0,257
Carotte	0,118
Oignon	0,125
Pomme de terre	0,222
Tomate	0,059
Pomme	0,159
Poire	0,173
Fraise	0,101
Orge	0,889
Maïs	0,895
Avoine	0,917
Seigle	0,890
Fève de soja	0,925
Blé	0,875

* Valeurs proposées par Baes et collaborateurs (1984).

Références

- BAES, C.F., R.D. SHARP, A.L. SJOREEN et R.W. SHOR. 1984. A Review and Analysis of Parameters for Assessing Transport of Environmentally Released Radionuclides through Agriculture, Oak Ridge National Laboratory, ORNL--5786, NTIS #DE85-000287, 150 pages.
- BÉRUBÉ, J. 1988. Communication personnelle: Examen du programme INCTOX: Suggestions et commentaires relatifs au guide de l'utilisateur, 8 pages.
- HATTERMER-FREY, H.A. et C.C. TRAVIS. 1991. *Assessing the Extent of Human Exposure through the Food Chain to Pollutants Emitted from Municipal Solid Waste Incinerators*. Dans : Health Effects of Municipal Waste Incineration, CRC Press, Boston, pages 83-101.
- HOFFMAN, F.O. et F. BAES. 1979. *A Statistical Analysis of Selected Parameters for Predicting Food Chain Transport and Internal Dose of Radionuclides*, Oak Ridge Nat. Lab., Oak Ridge, 183 pages.
- McKONE, T.E. et J.I. DANIELS. 1991. *Estimating human exposure through multiple pathways from air, water, and soil*. Regulatory Toxicology and Pharmacology, 13: 36-61.
- McMAHON T.A. et P.J. DENISON. 1979. *Review Paper: Empirical Atmospheric Deposition Parameters - A Survey*. Atmospheric Environment, 13: 571-585.
- MEF. 1996. *Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques*. pp. 737. Groupe d'analyse de risque, Direction des laboratoires, Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. Octobre 1996.
- SCHROEDER, W.H. et D.A. LANE. 1988. *The Fate of Toxic Airborne Pollutants*. Environmental Science and Technology, 22:(3):240-246.
- TRAVIS, C.C. et H.A. HATTERMER-FREY. 1988. "Uptake of Organics by Aerial Plant Parts: a call for research". Chemosphere, 17:277.
- TRAVIS, C.C., and A.D. ARMS. 1988. *Bioconcentration of organics in beef, milk, and vegetation*. Environmental Science and Technology 22 (3): 271-274
- TRAVIS, C.C., G.A. HOLTON, E.L. ETNIER, C. COOK, F.R. O'DONNELL, D.M. HETRICK et E. DIXON. 1986. Assessment of Inhalation and Ingestion Population Exposure from Incinerated Hazardous Wastes. Environment International, 12: 553

ANNEXE D

**DOSES D'EXPOSITION ESTIMÉES POUR ÉVALUER LES RISQUES
D'EFFETS CHRONIQUES AUTRES QUE LE CANCER**

Doses d'exposition "existantes" estimées

Substance	Dose "existante" par ingestion					Dose "existante" par inhalation					Dose "existante" par contact cutané				
	0 - 0,5 ans	>0,5- 4 ans	>4 - 11 ans	>11 - 19 ans	>19 ans	0 - 0,5 ans	>0,5- 4 ans	>4 - 11 ans	>11 - 19 ans	>19 ans	0 - 0,5 ans	>0,5- 4 ans	>4 - 11 ans	>11 - 19 ans	>19 ans
Benzène	1,91E-03	1,33E-03	8,11E-04	4,61E-04	3,93E-04	7,68E-04	7,89E-04	6,17E-04	3,71E-04	3,13E-04	1,42E-06	1,19E-06	9,95E-07	8,36E-07	8,05E-07
Bromométhane	3,06E-04	2,22E-04	1,35E-04	7,66E-05	6,52E-05	8,23E-05	8,45E-05	6,61E-05	3,97E-05	3,35E-05	9,01E-09	7,58E-09	6,29E-09	5,29E-09	5,09E-09
Chlorobenzène	1,03E-04	5,39E-05	3,28E-05	1,87E-05	1,59E-05	2,74E-05	2,82E-05	2,20E-05	1,32E-05	1,11E-05	1,34E-07	1,13E-07	9,38E-08	7,88E-08	7,59E-08
Chloroéthane	1,08E-04	7,77E-05	4,74E-05	2,69E-05	2,30E-05	8,23E-05	8,45E-05	6,61E-05	3,97E-05	3,35E-05	6,02E-08	5,07E-08	4,21E-08	3,54E-08	3,40E-08
Chloroforme	4,47E-04	3,03E-04	1,84E-04	1,04E-04	8,89E-05	1,12E-03	1,15E-03	9,06E-04	5,44E-04	4,87E-04	1,71E-06	1,43E-06	1,19E-06	1,00E-06	1,02E-06
Chlorométhane	2,65E-03	1,92E-03	1,16E-03	6,63E-04	5,64E-04	7,13E-04	7,33E-04	5,73E-04	3,44E-04	2,91E-04	2,73E-07	2,30E-07	1,91E-07	1,60E-07	1,55E-07
α-Chlorotoluène	4,00E-06	1,90E-06	1,15E-06	6,57E-07	5,60E-07	1,65E-06	1,69E-06	1,32E-06	7,94E-07	6,70E-07	7,53E-09	6,34E-09	5,26E-09	4,42E-09	4,26E-09
Chlorure de vinyle	4,71E-05	3,38E-05	2,06E-05	1,17E-05	1,00E-05	5,20E-05	5,34E-05	4,17E-05	2,51E-05	2,12E-05	3,56E-08	2,99E-08	2,48E-08	2,09E-08	2,01E-08
Cis-1,2-dichloroéthylène	1,50E-04	1,05E-04	6,41E-05	3,64E-05	3,11E-05	7,85E-05	8,06E-05	6,30E-05	3,78E-05	3,20E-05	1,21E-07	1,01E-07	8,41E-08	7,07E-08	6,81E-08
1,2-Dibromoéthane	1,92E-06	1,35E-06	8,26E-07	4,69E-07	3,99E-07	5,49E-07	5,64E-07	4,41E-07	2,65E-07	2,23E-07	8,78E-10	7,38E-10	6,13E-10	5,15E-10	4,96E-10
1,3-Dichlorobenzène	2,03E-04	5,69E-05	3,47E-05	1,97E-05	1,68E-05	2,74E-05	2,82E-05	2,20E-05	1,32E-05	1,11E-05	2,43E-07	2,04E-07	1,70E-07	1,43E-07	1,37E-07
1,2-Dichlorobenzène	3,70E-04	6,35E-05	3,87E-05	2,19E-05	1,87E-05	2,74E-05	2,82E-05	2,20E-05	1,32E-05	1,11E-05	3,74E-07	3,15E-07	2,61E-07	2,20E-07	2,11E-07
1,4-Dichlorobenzène	1,07E-03	2,24E-04	1,37E-04	7,75E-05	6,60E-05	9,33E-05	9,58E-05	7,49E-05	4,50E-05	3,80E-05	1,27E-06	1,07E-06	8,88E-07	7,46E-07	7,19E-07
Dichlorodifluorométhane	8,57E-03	5,94E-03	3,61E-03	2,05E-03	1,75E-03	2,20E-03	2,25E-03	1,76E-03	1,05E-03	8,94E-04	4,30E-06	3,62E-06	3,00E-06	2,52E-06	2,43E-06
1,1-Dichloroéthane	9,43E-05	6,76E-05	4,11E-05	2,33E-05	1,99E-05	2,74E-05	2,82E-05	2,20E-05	1,32E-05	1,11E-05	3,26E-08	2,74E-08	2,28E-08	1,91E-08	1,84E-08
1,2-Dichloroéthane	1,52E-04	1,09E-04	6,69E-05	3,80E-05	3,23E-05	4,39E-05	4,51E-05	3,53E-05	2,12E-05	1,79E-05	3,44E-08	2,89E-08	2,40E-08	2,02E-08	1,94E-08
1,1-Dichloroéthylène	3,10E-05	2,18E-05	1,33E-05	7,57E-06	6,46E-06	3,29E-05	3,38E-05	2,64E-05	1,59E-05	1,34E-05	4,19E-08	3,52E-08	2,92E-08	2,46E-08	2,37E-08
Dichlorométhane	1,79E-02	1,29E-02	7,86E-03	4,46E-03	3,80E-03	4,99E-03	5,13E-03	4,01E-03	2,41E-03	2,03E-03	3,07E-06	2,58E-06	2,14E-06	1,80E-06	1,73E-06
1,2-Dichloropropane	7,39E-05	5,20E-05	3,16E-05	1,80E-05	1,53E-05	2,74E-05	2,82E-05	2,20E-05	1,32E-05	1,11E-05	4,33E-08	3,64E-08	3,02E-08	2,54E-08	2,45E-08
1,3-Dichloropropène	2,48E-05	1,55E-05	9,45E-06	5,38E-06	4,59E-06	2,74E-05	2,82E-05	2,20E-05	1,32E-05	1,11E-05	6,40E-08	5,39E-08	4,47E-08	3,76E-08	3,62E-08
1,2-Dichlorotetrafluoroéthane (fréon 114)	6,19E-04	3,31E-04	2,01E-04	1,14E-04	9,73E-05	1,20E-04	1,24E-04	9,70E-05	5,82E-05	4,92E-05	5,45E-07	4,59E-07	3,80E-07	3,20E-07	3,08E-07
Disulfure de carbone	1,98E-05	1,39E-05	8,50E-06	4,82E-06	4,11E-06	5,49E-06	5,64E-06	4,41E-06	2,65E-06	2,23E-06	8,66E-09	7,29E-09	6,04E-09	5,08E-09	4,89E-09
Éthylbenzène	5,24E-03	1,40E-03	8,55E-04	4,87E-04	4,15E-04	2,36E-03	2,42E-03	1,90E-03	1,13E-03	9,61E-04	1,75E-05	1,47E-05	1,22E-05	1,02E-05	9,91E-06
Hexachlorobutadiène	2,06E-03	7,46E-05	4,53E-05	2,57E-05	2,19E-05	2,74E-05	2,82E-05	2,20E-05	1,32E-05	1,11E-05	1,69E-06	1,42E-06	1,18E-06	9,93E-07	9,56E-07
Styrène	4,74E-04	4,07E-05	2,48E-05	1,41E-05	1,20E-05	6,04E-04	6,20E-04	4,85E-04	2,91E-04	2,46E-04	3,43E-06	2,88E-06	2,39E-06	2,01E-06	1,94E-06
Sulfure d'hydrogène	1,57E-04	1,12E-04	6,87E-05	3,91E-05	3,34E-05	1,51E-04	1,55E-04	1,21E-04	7,28E-05	6,15E-05	4,16E-09	3,50E-09	2,90E-09	2,44E-09	2,35E-09
1,1,2,2-tétrachloroéthane	1,13E-04	7,44E-05	4,52E-05	2,57E-05	2,18E-05	2,74E-05	2,82E-05	2,20E-05	1,32E-05	1,11E-05	7,32E-08	6,16E-08	5,11E-08	4,30E-08	4,14E-08
Tétrachloroéthylène	2,46E-03	1,54E-03	9,39E-04	5,33E-04	4,54E-04	6,04E-04	6,20E-04	4,85E-04	2,91E-04	2,46E-04	2,14E-06	1,80E-06	1,49E-06	1,25E-06	1,20E-06
Tétrachlorure de carbone	1,55E-03	9,32E-04	5,67E-04	3,22E-04	2,74E-04	3,40E-04	3,49E-04	2,73E-04	1,64E-04	1,39E-04	1,27E-06	1,07E-06	8,88E-07	7,46E-07	7,19E-07
Toluène	3,00E-03	1,43E-03	8,74E-04	4,97E-04	4,24E-04	2,09E-03	2,14E-03	1,67E-03	1,00E-03	8,49E-04	8,80E-06	7,41E-06	6,14E-06	5,17E-06	4,97E-06
trans-1,2-Dichloroéthylène	5,10E-05	3,68E-05	2,24E-05	1,27E-05	1,08E-05	2,74E-05	2,82E-05	2,20E-05	1,32E-05	1,11E-05	5,58E-09	4,70E-09	3,90E-09	3,28E-09	3,15E-09
1,2,4-Trichlorobenzène	1,09E-03	6,16E-05	3,75E-05	2,13E-05	1,81E-05	2,74E-05	2,82E-05	2,20E-05	1,32E-05	1,11E-05	9,61E-07	8,08E-07	6,71E-07	5,64E-07	5,43E-07
1,1,1-Trichloroéthane	1,36E-03	8,84E-04	5,37E-04	3,05E-04	2,60E-04	3,24E-04	3,33E-04	2,60E-04	1,56E-04	1,32E-04	1,00E-06	8,43E-07	7,00E-07	5,88E-07	5,66E-07
1,1,2-Trichloroéthane	1,04E-04	6,58E-05	4,00E-05	2,27E-05	1,94E-05	2,74E-05	2,82E-05	2,20E-05	1,32E-05	1,11E-05	8,16E-08	6,86E-08	5,69E-08	4,79E-08	4,61E-08
Trichloroéthylène	4,65E-04	3,00E-04	1,83E-04	1,04E-04	8,88E-05	2,30E-04	2,37E-04	1,85E-04	1,11E-04	9,39E-05	6,07E-07	5,11E-07	4,24E-07	3,56E-07	3,43E-07
Trichlorofluorométhane	6,51E-03	4,06E-03	2,47E-03	1,40E-03	1,19E-03	1,48E-03	1,52E-03	1,19E-03	7,15E-04	6,03E-04	4,78E-06	4,02E-06	3,33E-06	2,80E-06	2,70E-06
1,1,2-Trichlorotrifluoroéthane (fréon 113)	4,40E-06	1,50E-06	9,16E-07	5,19E-07	4,42E-07	5,49E-07	5,64E-07	4,41E-07	2,65E-07	2,23E-07	3,76E-09	3,17E-09	2,63E-09	2,21E-09	2,13E-09
1,3,5-Triméthylbenzène	7,64E-04	2,39E-05	1,45E-05	8,27E-06	7,06E-06	1,81E-04	1,86E-04	1,45E-04	8,73E-05	7,37E-05	2,57E-06	2,16E-06	1,79E-06	1,50E-06	1,45E-06
1,2,4-Triméthylbenzène	2,32E-03	7,34E-05	4,47E-05	2,54E-05	2,17E-05	5,49E-04	5,64E-04	4,41E-04	2,65E-04	2,23E-04	7,79E-06	6,55E-06	5,44E-06	4,57E-06	4,40E-06
Xylènes	1,78E-02	2,93E-03	1,78E-03	1,01E-03	8,66E-04	8,78E-03	9,02E-03	7,05E-03	4,23E-03	3,58E-03	7,57E-05	6,37E-05	5,28E-05	4,44E-05	4,28E-05

Doses d'exposition (mg/kg.j) "additionnelles" estimées à partir des concentrations maximales sur 24 heures estimées dans l'air ambiant

Substance	Dose "additionnelle" totale par ingestion					Dose "additionnelle" totale par inhalation					Dose "additionnelle" totale par contact cutané				
	0-0,5 ans	>0,5-4 ans	>4 - 11 ans	>11 - 19 ans	>19 ans	0-0,5 ans	>0,5-4 ans	>4 - 11 ans	>11 - 19 ans	>19 ans	0-0,5 ans	>0,5-4 ans	>4 - 11 ans	>11 - 19 ans	>19 ans
Benzène	1,94E-05	1,35E-05	8,22E-06	4,67E-06	3,98E-06	7,79E-06	8,00E-06	6,26E-06	3,76E-06	3,17E-06	1,44E-08	1,21E-08	1,00E-08	8,48E-09	8,17E-09
Bromométhane	3,49E-07	2,53E-07	1,54E-07	8,74E-08	7,44E-08	9,38E-08	9,64E-08	7,54E-08	4,53E-08	3,82E-08	1,02E-11	8,64E-12	7,17E-12	6,03E-12	5,80E-12
Chlorobenzène	5,39E-07	2,82E-07	1,71E-07	9,74E-08	8,30E-08	1,43E-07	1,47E-07	1,15E-07	6,91E-08	5,83E-08	7,01E-10	5,90E-10	4,89E-10	4,11E-10	3,96E-10
Chloroéthane	8,31E-07	5,96E-07	3,63E-07	2,07E-07	1,76E-07	6,31E-07	6,48E-07	5,07E-07	3,04E-07	2,57E-07	4,62E-10	3,89E-10	3,22E-10	2,71E-10	2,61E-10
Chloroforme	4,37E-07	3,10E-07	1,88E-07	1,07E-07	9,10E-08	1,18E-07	1,21E-07	9,48E-08	5,69E-08	4,80E-08	1,79E-10	1,50E-10	1,25E-10	1,04E-10	1,01E-10
Chlorométhane	2,65E-07	1,92E-07	1,16E-07	6,63E-08	5,64E-08	7,13E-08	7,33E-08	5,73E-08	3,44E-08	2,91E-08	2,73E-11	2,30E-11	1,91E-11	1,60E-11	1,55E-11
α -chlorotoluène	1,30E-06	6,17E-07	3,76E-07	2,14E-07	1,82E-07	5,36E-07	5,50E-07	4,30E-07	2,58E-07	2,18E-07	2,45E-09	2,06E-09	1,71E-09	1,43E-09	1,38E-09
Chlorure de vinyle	1,55E-05	1,11E-05	6,79E-06	3,86E-06	3,29E-06	1,71E-05	1,76E-05	1,37E-05	8,26E-06	6,97E-06	1,17E-08	9,86E-09	8,18E-09	6,88E-09	6,62E-09
Cis-1,2-dichloroéthylène	4,96E-05	3,48E-05	2,12E-05	1,20E-05	1,02E-05	2,60E-05	2,67E-05	2,08E-05	1,25E-05	1,05E-05	3,99E-08	3,35E-08	2,78E-08	2,34E-08	2,25E-08
1,2-Dibromoéthane	6,52E-07	4,60E-07	2,80E-07	1,59E-07	1,35E-07	1,86E-07	1,91E-07	1,49E-07	8,97E-08	7,58E-08	2,97E-10	2,50E-10	2,08E-10	1,75E-10	1,68E-10
1,3-Dichlorobenzène	1,07E-06	3,02E-07	1,84E-07	1,04E-07	8,89E-08	1,45E-07	1,49E-07	1,16E-07	7,01E-08	5,92E-08	1,28E-09	1,08E-09	8,99E-10	7,56E-10	7,28E-10
1,2-Dichlorobenzène	1,11E-06	1,92E-07	1,16E-07	6,63E-08	5,64E-08	8,29E-08	8,51E-08	6,66E-08	4,00E-08	3,37E-08	1,12E-09	9,50E-10	7,89E-10	6,63E-10	6,38E-10
1,4-Dichlorobenzène	1,67E-06	3,50E-07	2,13E-07	1,21E-07	1,02E-07	1,45E-07	1,49E-07	1,16E-07	7,01E-08	5,92E-08	1,98E-09	1,67E-09	1,38E-09	1,16E-09	1,12E-09
Dichlorodifluorométhane	4,91E-05	3,40E-05	2,07E-05	1,17E-05	9,99E-06	1,25E-05	1,29E-05	1,00E-05	6,06E-06	5,12E-06	2,46E-08	2,07E-08	1,72E-08	1,44E-08	1,39E-08
1,1-Dichloroéthane	4,81E-07	3,45E-07	2,10E-07	1,19E-07	1,01E-07	1,40E-07	1,44E-07	1,12E-07	6,75E-08	5,70E-08	1,66E-10	1,40E-10	1,16E-10	9,76E-11	9,40E-11
1,2-Dichloroéthane	1,49E-06	1,08E-06	6,58E-07	3,73E-07	3,18E-07	4,32E-07	4,44E-07	3,47E-07	2,08E-07	1,76E-07	3,38E-10	2,85E-10	2,36E-10	1,98E-10	1,91E-10
1,1-Dichloroéthylène	1,16E-07	8,19E-08	4,99E-08	2,84E-08	2,42E-08	1,23E-07	1,27E-07	9,92E-08	5,95E-08	5,03E-08	1,57E-10	1,32E-10	1,09E-10	9,22E-11	8,87E-11
Dichlorométhane	4,83E-05	3,49E-05	2,12E-05	1,20E-05	1,02E-05	1,35E-05	1,38E-05	1,08E-05	6,51E-06	5,50E-06	8,29E-09	6,98E-09	5,79E-09	4,87E-09	4,69E-09
1,2-Dichloropropane	6,13E-07	4,31E-07	2,63E-07	1,49E-07	1,27E-07	2,28E-07	2,34E-07	1,83E-07	1,09E-07	9,27E-08	3,59E-10	3,02E-10	2,51E-10	2,11E-10	2,03E-10
1,3-Dichloropropène	2,27E-07	1,42E-07	8,64E-08	4,92E-08	4,19E-08	2,51E-07	2,58E-07	2,01E-07	1,21E-07	1,02E-07	5,85E-10	4,92E-10	4,08E-10	3,43E-10	3,31E-10
1,2-Dichlorotetrafluoroéthane (fréon 114)	5,86E-06	3,13E-06	1,90E-06	1,08E-06	9,20E-07	1,14E-06	1,17E-06	9,17E-07	5,50E-07	4,65E-07	5,15E-09	4,34E-09	3,60E-09	3,02E-09	2,91E-09
Disulfure de carbone	7,94E-06	5,62E-06	3,42E-06	1,94E-06	1,65E-06	2,21E-06	2,27E-06	1,77E-06	1,06E-06	8,98E-07	3,48E-09	2,93E-09	2,43E-09	2,04E-09	1,97E-09
Éthylbenzène	1,98E-04	5,29E-05	3,22E-05	1,83E-05	1,56E-05	8,89E-05	9,13E-05	7,14E-05	4,29E-05	3,62E-05	6,61E-07	5,56E-07	4,61E-07	3,88E-07	3,73E-07
Hexachlorobutadiène	5,51E-05	2,00E-06	1,21E-06	6,89E-07	5,87E-07	7,35E-07	7,55E-07	5,91E-07	3,55E-07	2,99E-07	4,53E-08	3,82E-08	3,17E-08	2,66E-08	2,56E-08
Styrène	6,38E-06	5,47E-07	3,34E-07	1,90E-07	1,62E-07	8,12E-06	8,34E-06	6,52E-06	3,92E-06	3,31E-06	4,61E-08	3,88E-08	3,22E-08	2,71E-08	2,61E-08
Sulfure d'hydrogène	2,75E-04	1,98E-04	1,20E-04	6,87E-05	5,86E-05	2,65E-04	2,72E-04	2,13E-04	1,28E-04	1,07E-04	7,30E-09	6,14E-09	5,09E-09	4,28E-09	4,12E-09
1,1,2,2-tétrachloroéthane	8,79E-07	5,79E-07	3,52E-07	2,00E-07	1,70E-07	2,13E-07	2,19E-07	1,71E-07	1,03E-07	8,69E-08	5,70E-10	4,79E-10	3,98E-10	3,34E-10	3,22E-10
Tétrachloroéthylène	1,72E-04	1,07E-04	6,56E-05	3,72E-05	3,17E-05	4,21E-05	4,33E-05	3,38E-05	2,03E-05	1,72E-05	1,49E-07	1,26E-07	1,04E-07	8,76E-08	8,44E-08
Tétrachlorure de carbone	7,94E-07	4,76E-07	2,90E-07	1,64E-07	1,40E-07	1,74E-07	1,79E-07	1,40E-07	8,39E-08	7,08E-08	6,50E-10	5,47E-10	4,54E-10	3,82E-10	3,67E-10
Toluène	3,97E-04	1,90E-04	1,15E-04	6,58E-05	5,62E-05	2,76E-04	2,84E-04	2,22E-04	1,33E-04	1,12E-04	1,16E-06	9,80E-07	8,13E-07	6,84E-07	6,58E-07
trans-1,2-Dichloroéthylène	1,57E-06	1,13E-06	6,90E-07	3,93E-07	3,35E-07	8,45E-07	8,68E-07	6,79E-07	4,08E-07	3,44E-07	1,72E-10	1,45E-10	1,20E-10	1,00E-10	9,71E-11
1,2,4-Trichlorobenzène	1,02E-05	5,76E-07	3,50E-07	1,99E-07	1,69E-07	2,56E-07	2,63E-07	2,06E-07	1,24E-07	1,04E-07	8,97E-09	7,55E-09	6,26E-09	5,27E-09	5,07E-09
1,1,1-Trichloroéthane	1,68E-06	1,08E-06	6,60E-07	3,74E-07	3,18E-07	3,97E-07	4,08E-07	3,19E-07	1,92E-07	1,62E-07	1,23E-09	1,03E-09	8,58E-10	7,22E-10	6,95E-10
1,1,2-Trichloroéthane	7,19E-07	4,53E-07	2,75E-07	1,56E-07	1,33E-07	1,89E-07	1,94E-07	1,52E-07	9,10E-08	7,69E-08	5,61E-10	4,72E-10	3,92E-10	3,29E-10	3,17E-10
Trichloroéthylène	1,90E-05	1,23E-05	7,50E-06	4,26E-06	3,64E-06	9,44E-06	9,69E-06	7,58E-06	4,55E-06	3,84E-06	2,49E-08	2,09E-08	1,73E-08	1,45E-08	1,40E-08
Trichlorofluorométhane	1,02E-05	6,41E-06	3,90E-06	2,21E-06	1,88E-06	2,34E-06	2,40E-06	1,88E-06	1,12E-06	9,52E-07	7,53E-09	6,34E-09	5,26E-09	4,42E-09	4,26E-09
1,1,2-Trichlorotrifluoroéthane (fréon 113)	1,48E-06	5,09E-07	3,09E-07	1,76E-07	1,49E-07	1,85E-07	1,91E-07	1,49E-07	8,95E-08	7,55E-08	1,27E-09	1,07E-09	8,88E-10	7,46E-10	7,19E-10
1,3,5-Triméthylbenzène	5,18E-05	1,62E-06	9,87E-07	5,62E-07	4,79E-07	1,22E-05	1,26E-05	9,87E-06	5,93E-06	5,01E-06	1,74E-07	1,47E-07	1,22E-07	1,02E-07	9,86E-08
1,2,4-Triméthylbenzène	5,75E-07	1,82E-08	1,10E-08	6,31E-09	5,38E-09	1,36E-07	1,40E-07	1,09E-07	6,56E-08	5,54E-08	1,93E-09	1,63E-09	1,34E-09	1,13E-09	1,09E-09
Xylènes	5,53E-04	9,07E-05	5,53E-05	3,15E-05	2,69E-05	2,72E-04	2,80E-04	2,19E-04	1,31E-04	1,10E-04	2,35E-06	1,97E-06	1,64E-06	1,37E-06	1,32E-06

Doses d'exposition "additionnelle" par ingestion - détails des différentes voies d'exposition

Substance	Ingestion de poussières intérieures					Ingestion de légumes (autres que racines/tubercules)					Ingestion de fruits					Ingestion de lait maternel
	0-0,5 ans	>0,5-4 ans	>4 - 11 ans	>11 - 19 ans	>19 ans	0-0,5 ans	>0,5-4 ans	>4 - 11 ans	>11 - 19 ans	>19 ans	0-0,5 ans	>0,5-4 ans	>4 - 11 ans	>11 - 19 ans	>19 ans	0 - 0,5 ans
Benzène	8,13E-13	3,03E-12	3,55E-13	1,11E-13	9,43E-14	6,36E-06	2,94E-06	2,16E-06	1,45E-06	1,40E-06	1,23E-05	1,05E-05	6,07E-06	3,22E-06	2,58E-06	6,84E-07
Bromométhane	6,24E-15	2,33E-14	2,72E-15	8,57E-16	7,24E-16	1,16E-07	5,37E-08	3,94E-08	2,66E-08	2,56E-08	2,33E-07	2,00E-07	1,14E-07	6,08E-08	4,88E-08	5,19E-13
Chlorobenzène	4,18E-13	1,55E-12	1,82E-13	5,74E-14	4,84E-14	1,32E-07	6,09E-08	4,47E-08	3,02E-08	2,91E-08	2,58E-07	2,21E-07	1,27E-07	6,72E-08	5,39E-08	1,49E-07
Chloroéthane	1,83E-13	6,83E-13	7,99E-14	2,52E-14	2,13E-14	2,85E-07	1,32E-07	9,66E-08	6,52E-08	6,29E-08	5,43E-07	4,64E-07	2,67E-07	1,41E-07	1,13E-07	3,06E-09
Chloroforme	4,01E-14	1,49E-13	1,75E-14	5,50E-15	4,65E-15	1,42E-07	6,58E-08	4,83E-08	3,26E-08	3,14E-08	2,85E-07	2,44E-07	1,40E-07	7,44E-08	5,96E-08	8,82E-09
Chlorométhane	1,86E-13	6,92E-13	8,10E-14	2,55E-14	2,15E-14	8,80E-08	4,07E-08	2,99E-08	2,02E-08	1,94E-08	1,77E-07	1,51E-07	8,70E-08	4,61E-08	3,70E-08	6,76E-11
α-chlorotoluène	1,16E-11	4,34E-11	5,08E-12	1,59E-12	1,35E-12	2,94E-07	1,36E-07	9,98E-08	6,73E-08	6,49E-08	5,62E-07	4,81E-07	2,76E-07	1,46E-07	1,17E-07	4,45E-07
Chlorure de vinyle	2,83E-12	1,05E-11	1,23E-12	3,89E-13	3,29E-13	5,33E-06	2,46E-06	1,81E-06	1,22E-06	1,17E-06	1,01E-05	8,67E-06	4,98E-06	2,64E-06	2,12E-06	4,66E-08
Cis-1,2-dichloroéthylène	1,07E-11	4,00E-11	4,68E-12	1,47E-12	1,24E-12	1,65E-05	7,65E-06	5,61E-06	3,79E-06	3,65E-06	3,17E-05	2,71E-05	1,56E-05	8,27E-06	6,63E-06	1,28E-06
1,2-Dibromoéthane	4,74E-13	1,77E-12	2,07E-13	6,51E-14	5,50E-14	2,12E-07	9,81E-08	7,20E-08	4,86E-08	4,68E-08	4,23E-07	3,62E-07	2,08E-07	1,10E-07	8,85E-08	1,68E-08
1,3-Dichlorobenzène	1,76E-12	6,56E-12	7,67E-13	2,42E-13	2,04E-13	1,41E-07	6,51E-08	4,78E-08	3,22E-08	3,11E-08	2,77E-07	2,37E-07	1,36E-07	7,21E-08	5,78E-08	6,56E-07
1,2-Dichlorobenzène	1,45E-12	5,43E-12	6,35E-13	2,00E-13	1,69E-13	8,89E-08	4,11E-08	3,01E-08	2,03E-08	1,96E-08	1,76E-07	1,51E-07	8,66E-08	4,59E-08	3,68E-08	8,53E-07
1,4-Dichlorobenzène	8,19E-13	3,05E-12	3,57E-13	1,12E-13	9,49E-14	1,62E-07	7,48E-08	5,48E-08	3,70E-08	3,57E-08	3,22E-07	2,75E-07	1,58E-07	8,38E-08	6,72E-08	1,19E-06
Dichlorodifluorométhane	4,54E-13	1,69E-12	1,98E-13	6,23E-14	5,26E-14	1,56E-05	7,21E-06	5,29E-06	3,57E-06	3,44E-06	3,14E-05	2,68E-05	1,54E-05	8,17E-06	6,55E-06	2,10E-06
1,1-Dichloroéthane	8,59E-14	3,20E-13	3,75E-14	1,18E-14	9,96E-15	1,59E-07	7,35E-08	5,40E-08	3,64E-08	3,51E-08	3,17E-07	2,71E-07	1,56E-07	8,27E-08	6,63E-08	4,47E-09
1,2-Dichloroéthane	1,80E-13	6,71E-13	7,85E-14	2,47E-14	2,09E-14	4,98E-07	2,30E-07	1,69E-07	1,14E-07	1,10E-07	9,95E-07	8,51E-07	4,89E-07	2,59E-07	2,08E-07	4,51E-09
1,1-Dichloroéthylène	4,12E-14	1,54E-13	1,80E-14	5,66E-15	4,78E-15	3,92E-08	1,81E-08	1,32E-08	8,97E-09	8,65E-09	7,45E-08	6,37E-08	3,66E-08	1,94E-08	1,56E-08	2,52E-09
Dichlorométhane	4,28E-12	1,60E-11	1,87E-12	5,88E-13	4,97E-13	1,60E-05	7,42E-06	5,44E-06	3,67E-06	3,54E-06	3,22E-05	2,75E-05	1,58E-05	8,38E-06	6,72E-06	6,01E-08
1,2-Dichloropropane	5,14E-13	1,91E-12	2,24E-13	7,06E-14	5,96E-14	2,02E-07	9,35E-08	6,86E-08	4,63E-08	4,46E-08	3,95E-07	3,38E-07	1,94E-07	1,02E-07	8,25E-08	1,60E-08
1,3-Dichloropropène	7,20E-13	2,68E-12	3,14E-13	9,89E-14	8,35E-14	6,78E-08	3,14E-08	2,30E-08	1,55E-08	1,50E-08	1,29E-07	1,10E-07	6,34E-08	3,36E-08	2,70E-08	3,00E-08
1,2-Dichlorotétrfluoroéthane (fréon 114)	8,79E-14	3,28E-13	3,83E-14	1,20E-14	1,01E-14	1,43E-06	6,63E-07	4,86E-07	3,28E-07	3,18E-07	2,89E-06	2,47E-06	1,41E-06	7,52E-07	6,03E-07	1,53E-06
Disulfure de carbone	8,96E-13	3,34E-12	3,91E-13	1,23E-13	1,03E-13	2,58E-06	1,19E-06	8,77E-07	5,92E-07	5,70E-07	5,17E-06	4,42E-06	2,54E-06	1,34E-06	1,08E-06	1,88E-07
Éthylbenzène	1,34E-09	5,02E-09	5,87E-10	1,85E-10	1,56E-10	2,53E-05	1,17E-05	8,58E-06	5,79E-06	5,58E-06	4,81E-05	4,12E-05	2,36E-05	1,25E-05	1,00E-05	1,24E-04
Hexachlorobutadiène	3,97E-11	1,48E-10	1,73E-11	5,45E-12	4,60E-12	9,15E-07	4,23E-07	3,10E-07	2,10E-07	2,02E-07	1,84E-06	1,57E-06	9,05E-07	4,80E-07	3,85E-07	5,23E-05
Styrène	1,96E-12	7,29E-12	8,54E-13	2,69E-13	2,27E-13	2,62E-07	1,21E-07	8,89E-08	6,00E-08	5,78E-08	4,98E-07	4,26E-07	2,45E-07	1,30E-07	1,04E-07	5,62E-06
Sulfure d'hydrogène	1,61E-12	5,98E-12	7,00E-13	2,21E-13	1,86E-13	9,48E-05	4,38E-05	3,22E-05	2,17E-05	2,09E-05	1,80E-04	1,54E-04	8,86E-05	4,70E-05	3,77E-05	0,00E+00
1,1,2,2-tétrachloroéthane	9,72E-13	3,62E-12	4,24E-13	1,33E-13	1,12E-13	2,65E-07	1,23E-07	8,99E-08	6,07E-08	5,85E-08	5,33E-07	4,56E-07	2,62E-07	1,39E-07	1,11E-07	8,08E-08
Tétrachloroéthylène	4,78E-11	1,78E-10	2,08E-11	6,56E-12	5,54E-12	4,96E-05	2,29E-05	1,68E-05	1,13E-05	1,09E-05	9,92E-05	8,49E-05	4,87E-05	2,59E-05	2,07E-05	2,32E-05
Tétrachlorure de carbone	3,05E-14	1,13E-13	1,32E-14	4,18E-15	3,53E-15	2,18E-07	1,00E-07	7,40E-08	4,99E-08	4,81E-08	4,39E-07	3,76E-07	2,16E-07	1,14E-07	9,18E-08	1,36E-07
Toluène	1,04E-09	3,88E-09	4,54E-10	1,43E-10	1,21E-10	9,09E-05	4,20E-05	3,08E-05	2,08E-05	2,00E-05	1,73E-04	1,48E-04	8,49E-05	4,50E-05	3,61E-05	1,33E-04
trans-1,2-Dichloroéthylène	1,98E-13	7,38E-13	8,63E-14	2,72E-14	2,30E-14	5,38E-07	2,49E-07	1,83E-07	1,23E-07	1,18E-07	1,03E-06	8,84E-07	5,08E-07	2,69E-07	2,16E-07	4,19E-11
1,2,4-Trichlorobenzène	6,97E-12	2,60E-11	3,04E-12	9,58E-13	8,09E-13	2,67E-07	1,24E-07	9,07E-08	6,12E-08	5,90E-08	5,29E-07	4,52E-07	2,60E-07	1,38E-07	1,10E-07	9,42E-06
1,1,1-Trichloroéthane	8,03E-14	2,99E-13	3,50E-14	1,10E-14	9,32E-15	4,97E-07	2,30E-07	1,68E-07	1,13E-07	1,09E-07	1,00E-06	8,55E-07	4,91E-07	2,61E-07	2,09E-07	1,80E-07
1,1,2-Trichloroéthane	1,68E-13	6,26E-13	7,32E-14	2,31E-14	1,95E-14	2,09E-07	9,68E-08	7,10E-08	4,79E-08	4,62E-08	4,16E-07	3,56E-07	2,04E-07	1,08E-07	8,70E-08	9,34E-08
Trichloroéthylène	1,43E-11	5,36E-11	6,27E-12	1,97E-12	1,67E-12	5,85E-06	2,71E-06	1,99E-06	1,34E-06	1,29E-06	1,12E-05	9,60E-06	5,51E-06	2,92E-06	2,34E-06	1,97E-06
Trichlorofluorométhane	5,36E-13	2,00E-12	2,34E-13	7,37E-14	6,22E-14	2,93E-06	1,35E-06	9,96E-07	6,72E-07	6,48E-07	5,91E-06	5,06E-06	2,90E-06	1,54E-06	1,23E-06	1,42E-06
1,1,2-Trichlorotrifluoroéthane (fréon 113)	3,89E-14	1,45E-13	1,70E-14	5,34E-15	4,51E-15	2,33E-07	1,07E-07	7,90E-08	5,33E-08	5,14E-08	4,69E-07	4,01E-07	2,30E-07	1,22E-07	9,80E-08	7,87E-07
1,3,5-Triméthylbenzène	1,21E-10	4,50E-10	5,27E-11	1,66E-11	1,40E-11	7,75E-07	3,58E-07	2,63E-07	1,77E-07	1,71E-07	1,47E-06	1,26E-06	7,24E-07	3,84E-07	3,08E-07	4,96E-05
1,2,4-Triméthylbenzène	1,66E-12	6,18E-12	7,23E-13	2,28E-13	1,92E-13	8,71E-09	4,03E-09	2,95E-09	1,99E-09	1,92E-09	1,66E-08	1,41E-08	8,13E-09	3,42E-09	3,46E-09	5,50E-07
Xylènes	1,10E-09	4,11E-09	4,81E-10	1,51E-10	1,28E-10	4,34E-05	2,01E-05	1,47E-05	9,94E-06	9,59E-06	8,26E-05	7,07E-05	4,06E-05	2,15E-05	1,73E-05	4,27E-04

Doses d'exposition "additionnelle" par inhalation - détails des différentes voies d'exposition

Substance	Inhalation d'air intérieur					Inhalation d'air extérieur (air ambiant)				
	0-0,5 ans	>0,5-4 ans	>4 - 11 ans	>11 - 19 ans	>19 ans	0-0,5 ans	>0,5-4 ans	>4 - 11 ans	>11 - 19 ans	>19 ans
Benzène	6,88E-06	7,07E-06	5,53E-06	3,32E-06	2,99E-06	9,09E-07	9,34E-07	7,30E-07	4,38E-07	1,85E-07
Bromométhane	8,29E-08	8,51E-08	6,66E-08	4,00E-08	3,60E-08	1,09E-08	1,12E-08	8,79E-09	5,28E-09	2,23E-09
Chlorobenzène	1,27E-07	1,30E-07	1,01E-07	6,10E-08	5,49E-08	1,67E-08	1,72E-08	1,34E-08	8,06E-09	3,40E-09
Chloroéthane	5,57E-07	5,73E-07	4,48E-07	2,69E-07	2,42E-07	7,36E-08	7,56E-08	5,91E-08	3,55E-08	1,50E-08
Chloroforme	1,04E-07	1,07E-07	8,37E-08	5,03E-08	4,52E-08	1,37E-08	1,41E-08	1,10E-08	6,64E-09	2,80E-09
Chlorométhane	6,30E-08	6,47E-08	5,06E-08	3,04E-08	2,74E-08	8,32E-09	8,55E-09	6,68E-09	4,01E-09	1,69E-09
α-chlorotoluène	4,73E-07	4,86E-07	3,80E-07	2,28E-07	2,05E-07	6,25E-08	6,42E-08	5,02E-08	3,01E-08	1,27E-08
Chlorure de vinyle	1,51E-05	1,55E-05	1,21E-05	7,29E-06	6,57E-06	2,00E-06	2,05E-06	1,60E-06	9,63E-07	4,07E-07
Cis-1,2-dichloroéthylène	2,29E-05	2,35E-05	1,84E-05	1,10E-05	9,95E-06	3,03E-06	3,11E-06	2,43E-06	1,46E-06	6,17E-07
1,2-Dibromoéthane	1,64E-07	1,69E-07	1,32E-07	7,93E-08	7,13E-08	2,17E-08	2,23E-08	1,74E-08	1,04E-08	4,42E-09
1,3-Dichlorobenzène	1,28E-07	1,32E-07	1,03E-07	6,20E-08	5,58E-08	1,70E-08	1,74E-08	1,36E-08	8,18E-09	3,45E-09
1,2-Dichlorobenzène	7,32E-08	7,52E-08	5,88E-08	3,53E-08	3,18E-08	9,67E-09	9,93E-09	7,76E-09	4,66E-09	1,97E-09
1,4-Dichlorobenzène	1,28E-07	1,32E-07	1,03E-07	6,20E-08	5,58E-08	1,70E-08	1,74E-08	1,36E-08	8,18E-09	3,45E-09
Dichlorodifluorométhane	1,11E-05	1,14E-05	8,92E-06	5,35E-06	4,82E-06	1,46E-06	1,50E-06	1,17E-06	7,07E-07	2,99E-07
1,1-Dichloroéthane	1,24E-07	1,27E-07	9,93E-08	5,96E-08	5,37E-08	1,63E-08	1,68E-08	1,31E-08	7,87E-09	3,32E-09
1,2-Dichloroéthane	3,82E-07	3,92E-07	3,06E-07	1,84E-07	1,66E-07	5,04E-08	5,18E-08	4,05E-08	2,43E-08	1,02E-08
1,1-Dichloroéthylène	1,09E-07	1,12E-07	8,76E-08	5,26E-08	4,73E-08	1,44E-08	1,48E-08	1,15E-08	6,95E-09	2,93E-09
Dichlorométhane	1,19E-05	1,22E-05	9,58E-06	5,75E-06	5,18E-06	1,57E-06	1,62E-06	1,26E-06	7,60E-07	3,21E-07
1,2-Dichloropropane	2,01E-07	2,07E-07	1,62E-07	9,70E-08	8,73E-08	2,66E-08	2,73E-08	2,13E-08	1,28E-08	5,41E-09
1,3-Dichloropropène	2,22E-07	2,28E-07	1,78E-07	1,06E-07	9,62E-08	2,93E-08	3,01E-08	2,35E-08	1,41E-08	5,96E-09
1,2-Dichlorotétrfluoroéthane (fréon 114)	1,00E-06	1,03E-06	8,10E-07	4,86E-07	4,38E-07	1,33E-07	1,37E-07	1,07E-07	6,42E-08	2,71E-08
Disulfure de carbone	1,95E-06	2,00E-06	1,56E-06	9,40E-07	8,46E-07	2,57E-07	2,64E-07	2,07E-07	1,24E-07	5,24E-08
Ethylbenzène	7,85E-05	8,07E-05	6,31E-05	3,79E-05	3,41E-05	1,03E-05	1,06E-05	8,33E-06	5,00E-06	2,11E-06
Hexachlorobutadiène	6,50E-07	6,67E-07	5,22E-07	3,13E-07	2,82E-07	8,58E-08	8,81E-08	6,89E-08	4,14E-08	1,75E-08
Styrène	7,17E-06	7,37E-06	5,76E-06	3,46E-06	3,11E-06	9,48E-07	9,73E-07	7,61E-07	4,57E-07	1,93E-07
Sulfure d'hydrogène	2,34E-04	2,40E-04	1,88E-04	1,12E-04	1,01E-04	3,09E-05	3,18E-05	2,48E-05	1,49E-05	6,30E-06
1,1,2,2-tétrachloroéthane	1,89E-07	1,94E-07	1,51E-07	9,09E-08	8,19E-08	2,49E-08	2,56E-08	2,00E-08	1,20E-08	5,07E-09
Tétrachloroéthylène	3,72E-05	3,82E-05	2,99E-05	1,80E-05	1,62E-05	4,92E-06	5,05E-06	3,95E-06	2,37E-06	1,00E-06
Tétrachlorure de carbone	1,54E-07	1,58E-07	1,23E-07	7,41E-08	6,67E-08	2,03E-08	2,08E-08	1,63E-08	9,79E-09	4,13E-09
Toluène	2,44E-04	2,50E-04	1,96E-04	1,17E-04	1,05E-04	3,22E-05	3,31E-05	2,59E-05	1,55E-05	6,56E-06
trans-1,2-Dichloroéthylène	7,47E-07	7,67E-07	6,00E-07	3,60E-07	3,24E-07	9,86E-08	1,01E-07	7,92E-08	4,75E-08	2,01E-08
1,2,4-Trichlorobenzène	2,26E-07	2,33E-07	1,82E-07	1,09E-07	9,83E-08	2,99E-08	3,07E-08	2,40E-08	1,44E-08	6,09E-09
1,1,1-Trichloroéthane	3,51E-07	3,60E-07	2,82E-07	1,69E-07	1,52E-07	4,64E-08	4,76E-08	3,72E-08	2,24E-08	9,44E-09
1,1,2-Trichloroéthane	1,67E-07	1,71E-07	1,34E-07	8,04E-08	7,24E-08	2,20E-08	2,26E-08	1,77E-08	1,06E-08	4,48E-09
Trichloroéthylène	8,34E-06	8,56E-06	6,70E-06	4,02E-06	3,62E-06	1,10E-06	1,13E-06	8,84E-07	5,31E-07	2,24E-07
Trichlorofluorométhane	2,07E-06	2,12E-06	1,66E-06	9,96E-07	8,96E-07	2,73E-07	2,80E-07	2,19E-07	1,32E-07	5,55E-08
1,1,2-Trichlorotrifluoroéthane (fréon 113)	1,64E-07	1,68E-07	1,32E-07	7,90E-08	7,11E-08	2,16E-08	2,22E-08	1,74E-08	1,04E-08	4,41E-09
1,3,5-Triméthylbenzène	1,08E-05	1,11E-05	8,72E-06	5,24E-06	4,71E-06	1,43E-06	1,47E-06	1,15E-06	6,92E-07	2,92E-07
1,2,4-Triméthylbenzène	1,20E-07	1,23E-07	9,65E-08	5,80E-08	5,22E-08	1,59E-08	1,63E-08	1,27E-08	7,66E-09	3,23E-09
Xylènes	2,40E-04	2,47E-04	1,93E-04	1,16E-04	1,04E-04	3,18E-05	3,26E-05	2,55E-05	1,53E-05	6,47E-06

Doses d'exposition "additionnelle" par contact cutané - détails des différentes voies d'exposition

Substance	Absorption cutanée à partir des poussières					Absorption cutanée à partir de l'air intérieur					Absorption cutanée à partir de l'air extérieur (air ambiant)				
	0-0,5 ans	>0,5-4 ans	>4 - 11 ans	>11 - 19 ans	>19 ans	0-0,5 ans	>0,5-4 ans	>4 - 11 ans	>11 - 19 ans	>19 ans	0-0,5 ans	>0,5-4 ans	>4 - 11 ans	>11 - 19 ans	>19 ans
Benzène	9,04E-25	1,98E-24	1,59E-24	9,01E-25	6,50E-25	1,27E-08	1,07E-08	8,91E-09	7,49E-09	7,69E-09	1,69E-09	1,41E-09	1,17E-09	9,90E-10	4,76E-10
Bromométhane	6,00E-30	1,31E-29	1,05E-29	5,98E-30	4,32E-30	9,07E-12	7,63E-12	6,33E-12	5,32E-12	5,46E-12	1,19E-12	1,00E-12	8,36E-13	7,03E-13	3,39E-13
Chlorobenzène	2,19E-24	4,80E-24	3,86E-24	2,19E-24	1,57E-24	6,19E-10	5,21E-10	4,32E-10	3,63E-10	3,73E-10	8,18E-11	6,88E-11	5,71E-11	4,80E-11	2,31E-11
Chloroéthane	3,05E-26	6,67E-26	5,37E-26	3,04E-26	2,20E-26	4,08E-10	3,43E-10	2,85E-10	2,39E-10	2,46E-10	5,39E-11	4,53E-11	3,76E-11	3,16E-11	1,62E-11
Chloroforme	6,03E-26	1,32E-25	1,06E-25	6,01E-26	4,34E-26	1,58E-10	1,33E-10	1,10E-10	9,27E-11	9,51E-11	2,09E-11	1,76E-11	1,46E-11	1,22E-11	5,89E-12
Chlorométhane	3,84E-25	8,40E-25	6,76E-25	3,83E-25	2,76E-25	2,41E-11	2,03E-11	1,69E-11	1,41E-11	1,45E-11	3,19E-12	2,68E-12	2,23E-12	1,87E-12	9,01E-13
α-chlorotoluène	1,15E-21	2,52E-21	2,03E-21	1,15E-21	8,30E-22	2,16E-09	1,82E-09	1,51E-09	1,27E-09	1,30E-09	2,86E-10	2,41E-10	2,00E-10	1,68E-10	8,08E-11
Chlorure de vinyle	6,78E-26	1,48E-25	1,19E-25	6,76E-26	4,88E-26	1,03E-08	8,71E-09	7,22E-09	6,07E-09	6,23E-09	1,36E-09	1,15E-09	9,54E-10	8,02E-10	3,86E-10
Cis-1,2-dichloroéthylène	3,16E-24	6,90E-24	5,55E-24	3,15E-24	2,27E-24	3,52E-08	2,96E-08	2,46E-08	2,07E-08	2,12E-08	4,65E-09	3,91E-09	3,25E-09	2,73E-09	1,31E-09
1,2-Dibromoéthane	5,01E-25	1,09E-24	8,82E-25	5,00E-25	3,60E-25	2,63E-10	2,21E-10	1,83E-10	1,54E-10	1,58E-10	3,47E-11	2,92E-11	2,42E-11	2,04E-11	9,81E-12
1,3-Dichlorobenzène	2,66E-23	5,81E-23	4,67E-23	2,65E-23	1,91E-23	1,13E-09	9,57E-10	7,94E-10	6,68E-10	6,85E-10	1,50E-10	1,26E-10	1,04E-10	8,82E-11	4,25E-11
1,2-Dichlorobenzène	4,02E-23	8,80E-23	7,08E-23	4,01E-23	2,89E-23	9,98E-10	8,40E-10	6,97E-10	5,86E-10	6,01E-10	1,32E-10	1,10E-10	9,20E-11	7,73E-11	3,72E-11
1,4-Dichlorobenzène	2,90E-23	6,35E-23	5,10E-23	2,89E-23	2,09E-23	1,75E-09	1,47E-09	1,22E-09	1,02E-09	1,05E-09	2,31E-10	1,95E-10	1,61E-10	1,36E-10	6,53E-11
Dichlorodifluorométhane	1,12E-27	2,46E-27	1,98E-27	1,12E-27	8,09E-28	2,17E-08	1,83E-08	1,52E-08	1,27E-08	1,30E-08	2,87E-09	2,41E-09	2,00E-09	1,68E-09	8,11E-10
1,1-Dichloroéthane	7,23E-26	1,58E-25	1,27E-25	7,21E-26	5,20E-26	1,47E-10	1,24E-10	1,02E-10	8,63E-11	8,85E-11	1,94E-11	1,63E-11	1,35E-11	1,13E-11	5,48E-12
1,2-Dichloroéthane	3,99E-25	8,73E-25	7,02E-25	3,98E-25	2,87E-25	2,99E-10	2,51E-10	2,08E-10	1,75E-10	1,80E-10	3,94E-11	3,32E-11	2,75E-11	2,32E-11	1,11E-11
1,1-Dichloroéthylène	4,79E-27	1,04E-26	8,43E-27	4,78E-27	3,45E-27	1,39E-10	1,17E-10	9,68E-11	8,14E-11	8,36E-11	1,83E-11	1,54E-11	1,27E-11	1,07E-11	5,18E-12
Dichlorométhane	3,69E-24	8,07E-24	6,49E-24	3,68E-24	2,65E-24	7,32E-09	6,16E-09	5,11E-09	4,30E-09	4,41E-09	9,67E-10	8,14E-10	6,75E-10	5,68E-10	2,73E-10
1,2-Dichloropropane	1,04E-24	2,28E-24	1,83E-24	1,03E-24	7,48E-25	3,17E-10	2,67E-10	2,22E-10	1,86E-10	1,91E-10	4,19E-11	3,53E-11	2,93E-11	2,46E-11	1,18E-11
1,3-Dichloropropène	3,47E-24	7,59E-24	6,11E-24	3,46E-24	2,50E-24	5,17E-10	4,35E-10	3,61E-10	3,03E-10	3,11E-10	6,82E-11	5,74E-11	4,76E-11	4,01E-11	1,93E-11
1,2-Dichlorotétrfluoroéthane (fréon 114)	3,59E-28	7,86E-28	6,32E-28	3,58E-28	2,58E-28	4,55E-09	3,83E-09	3,18E-09	2,67E-09	2,74E-09	6,01E-10	5,06E-10	4,20E-10	3,53E-10	1,70E-10
Disulfure de carbone	3,93E-25	8,60E-25	6,92E-25	3,92E-25	2,83E-25	3,07E-09	2,59E-09	2,15E-09	1,80E-09	1,85E-09	4,06E-10	3,42E-10	2,83E-10	2,38E-10	1,14E-10
Éthylbenzène	6,79E-22	1,49E-20	1,19E-20	6,77E-21	4,88E-21	5,84E-07	4,91E-07	4,07E-07	3,43E-07	3,52E-07	7,71E-08	6,49E-08	5,38E-08	4,52E-08	2,18E-08
Hexachlorobutadiène	1,75E-22	3,82E-22	3,07E-22	1,74E-22	1,26E-22	4,01E-08	3,37E-08	2,80E-08	2,35E-08	2,41E-08	5,29E-09	4,45E-09	3,69E-09	3,11E-09	1,49E-09
Styrène	1,09E-24	2,39E-24	1,92E-24	1,09E-24	7,86E-25	4,07E-08	3,43E-08	2,84E-08	2,39E-08	2,45E-08	5,38E-09	4,53E-09	3,75E-09	3,16E-09	1,52E-09
Sulfure d'hydrogène	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,45E-09	5,42E-09	4,50E-09	3,78E-09	3,88E-09	8,51E-10	7,17E-10	5,94E-10	5,00E-10	2,41E-10
1,1,2,2-tétrachloroéthane	1,33E-23	2,90E-23	2,34E-23	1,32E-23	9,55E-24	5,03E-10	4,23E-10	3,51E-10	2,95E-10	3,03E-10	6,65E-11	5,59E-11	4,64E-11	3,90E-11	1,88E-11
Tétrachloroéthylène	1,67E-23	3,66E-23	2,94E-23	1,67E-23	1,20E-23	1,32E-07	1,11E-07	9,20E-08	7,74E-08	7,94E-08	1,74E-08	1,46E-08	1,21E-08	1,02E-08	4,92E-09
Tétrachlorure de carbone	1,01E-26	2,22E-26	1,79E-26	1,01E-26	7,30E-27	5,74E-10	4,83E-10	4,01E-10	3,37E-10	3,46E-10	7,59E-11	6,38E-11	5,30E-11	4,45E-11	2,14E-11
Toluène	2,80E-21	6,12E-21	4,92E-21	2,79E-21	2,01E-21	1,02E-06	8,66E-07	7,18E-07	6,04E-07	6,20E-07	1,36E-07	1,14E-07	9,49E-08	7,98E-08	3,84E-08
trans-1,2-Dichloroéthylène	1,32E-26	2,88E-26	2,32E-26	1,31E-26	9,47E-27	1,52E-10	1,28E-10	1,06E-10	8,91E-11	9,15E-11	2,01E-11	1,69E-11	1,40E-11	1,17E-11	5,67E-12
1,2,4-Trichlorobenzène	3,84E-22	8,40E-22	6,76E-22	3,83E-22	2,76E-22	7,93E-09	6,67E-09	5,53E-09	4,65E-09	4,78E-09	1,04E-09	8,81E-10	7,31E-10	6,14E-10	2,96E-10
1,1,1-Trichloroéthane	5,28E-26	1,16E-25	9,30E-26	5,27E-26	3,80E-26	1,08E-09	9,14E-10	7,58E-10	6,38E-10	6,54E-10	1,43E-10	1,21E-10	1,00E-10	8,42E-11	4,05E-11
1,1,2-Trichloroéthane	1,35E-24	2,97E-24	2,39E-24	1,35E-24	9,77E-25	4,96E-10	4,17E-10	3,46E-10	2,91E-10	2,99E-10	6,55E-11	5,51E-11	4,57E-11	3,84E-11	1,85E-11
Trichloroéthylène	1,28E-23	2,82E-23	2,27E-23	1,28E-23	9,26E-24	2,20E-08	1,85E-08	1,53E-08	1,28E-08	1,32E-08	2,90E-09	2,44E-09	2,02E-09	1,70E-09	8,19E-10
Trichlorofluorométhane	4,70E-26	1,02E-25	8,27E-26	4,69E-26	3,38E-26	6,65E-09	5,60E-09	4,65E-09	3,91E-09	4,01E-09	8,79E-10	7,40E-10	6,14E-10	5,16E-10	2,48E-10
1,1,2-Trichlorotrifluoroéthane (fréon 113)	1,36E-27	2,98E-27	2,40E-27	1,35E-27	9,81E-28	1,12E-09	9,45E-10	7,84E-10	6,59E-10	6,77E-10	1,48E-10	1,25E-10	1,03E-10	8,71E-11	4,19E-11
1,3,5-Triméthylbenzène	1,18E-21	2,59E-21	2,08E-21	1,17E-21	8,51E-22	1,54E-07	1,30E-07	1,07E-07	9,05E-08	9,28E-08	2,04E-08	1,71E-08	1,42E-08	1,19E-08	5,75E-09
1,2,4-Triméthylbenzène	3,32E-23	7,27E-23	5,84E-23	3,31E-23	2,39E-23	1,71E-09	1,43E-09	1,19E-09	1,00E-09	1,02E-09	2,25E-10	1,90E-10	1,57E-10	1,32E-10	6,37E-11
Xylènes	6,10E-21	1,33E-20	1,07E-20	6,08E-21	4,38E-21	2,07E-06	1,74E-06	1,44E-06	1,21E-06	1,24E-06	2,74E-07	2,30E-07	1,91E-07	1,61E-07	7,74E-08

ANNEXE E

**DOSES D'EXPOSITION ESTIMÉES POUR ÉVALUER
LES RISQUES ADDITIONNELS DE CANCER
(annexe électronique)**

ANNEXE F

ESTIMATION DES RISQUES D'EFFETS AIGUS

Récepteur	Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) horaires maximales de COV totaux estimées dans l'air ambiant							Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) horaires maximales de COV individuels estimées dans l'air ambiant																											
	Année 2006	Année 2012	Année 2022	Année 2027	Année 2032	Année 2055	Valeur maximale	1,2-Trichlorobenzène	1,2-Dichlorobenzène	1,2-Dichlorotétrafluoroéthane (fréon 114)	1,3-Dichlorobenzène	1,4-Dichlorobenzène	Chlorobenzène	1,1,1-Trichloroéthane	1,1,2,2-Tétrachloroéthane	1,1,2-Trichloroéthane	1,1-Dichloroéthane	1,1-Dichloroéthylène	1,2,4-Triméthylbenzène	1,2-Dichloroéthane	1,2-Dichloropropane	1,3,5-Triméthylbenzène	Benzène	o-Chlorotoluène	Bromométhane	Tétrachlorure de carbone	Chloroéthane	Chloroforme (trichlorométhane)	Chlorométhane	Dichlorodifluorométhane (fréon 12)					
Proportion (%) de COV individuels (vs. COV _T) estimée dans le biogaz émis par le site								0,03%	0,01%	0,14%	0,02%	0,02%	0,02%	0,05%	0,03%	0,02%	0,02%	0,02%	0,02%	0,02%	0,05%	0,03%	1,55%	0,98%	0,07%	0,01%	0,02%	0,08%	0,01%	0,01%	0,02%	0,08%	0,01%	0,01%	1,58%
R1	6,82	5,17	5,55	3,02	2,38	0,79	6,82	0,0022	0,0007	0,0098	0,0012	0,0012	0,0012	0,0034	0,0018	0,0016	0,0012	0,0011	0,0012	0,0037	0,0020	0,1054	0,0669	0,0046	0,0008	0,0015	0,0041	0,0008	0,0005	0,0812					
R2	5,14	3,88	2,43	1,90	1,47	0,56	5,14	0,0017	0,0005	0,0074	0,0009	0,0009	0,0009	0,0026	0,0014	0,0012	0,0009	0,0008	0,0009	0,0028	0,0015	0,0795	0,0504	0,0035	0,0006	0,0011	0,0041	0,0008	0,0005	0,0812					
R3	5,47	4,13	3,40	2,05	1,60	0,57	5,47	0,0018	0,0006	0,0079	0,0010	0,0010	0,0010	0,0027	0,0015	0,0013	0,0010	0,0008	0,0009	0,0030	0,0016	0,0846	0,0537	0,0037	0,0006	0,0012	0,0043	0,0008	0,0005	0,0865					
R4	2,35	1,91	3,17	1,40	1,11	0,37	3,17	0,0010	0,0003	0,0046	0,0006	0,0006	0,0006	0,0016	0,0008	0,0008	0,0006	0,0005	0,0005	0,0017	0,0009	0,0490	0,0311	0,0021	0,0004	0,0007	0,0025	0,0005	0,0003	0,0501					
R5	9,15	6,91	4,25	3,40	2,64	0,91	9,15	0,0029	0,0010	0,0131	0,0017	0,0017	0,0016	0,0046	0,0025	0,0022	0,0016	0,0014	0,0016	0,0050	0,0026	0,1414	0,0898	0,0062	0,0011	0,0020	0,0072	0,0014	0,0008	0,1446					
R6	6,86	5,17	3,40	2,54	1,97	0,67	6,86	0,0022	0,0007	0,0098	0,0013	0,0013	0,0012	0,0034	0,0018	0,0016	0,0012	0,0011	0,0012	0,0037	0,0020	0,1059	0,0672	0,0046	0,0008	0,0015	0,0054	0,0010	0,0006	0,1083					
R7	5,25	4,04	4,60	2,46	1,94	0,65	5,25	0,0017	0,0005	0,0075	0,0010	0,0010	0,0009	0,0026	0,0014	0,0012	0,0009	0,0008	0,0009	0,0028	0,0015	0,0812	0,0515	0,0035	0,0006	0,0011	0,0041	0,0008	0,0005	0,0830					
R8	3,32	3,21	2,38	1,55	1,21	0,42	3,32	0,0011	0,0003	0,0048	0,0006	0,0006	0,0006	0,0017	0,0009	0,0008	0,0006	0,0005	0,0006	0,0018	0,0010	0,0514	0,0326	0,0022	0,0004	0,0007	0,0026	0,0005	0,0003	0,0525					
R9	5,16	4,25	4,14	2,09	1,64	0,59	5,16	0,0017	0,0005	0,0074	0,0009	0,0009	0,0009	0,0026	0,0014	0,0012	0,0009	0,0008	0,0009	0,0028	0,0015	0,0797	0,0506	0,0035	0,0006	0,0011	0,0041	0,0008	0,0005	0,0815					
R10	6,38	4,83	3,73	2,36	1,81	0,62	6,38	0,0021	0,0007	0,0092	0,0012	0,0012	0,0011	0,0032	0,0017	0,0015	0,0011	0,0010	0,0011	0,0035	0,0018	0,0986	0,0626	0,0043	0,0008	0,0014	0,0050	0,0009	0,0006	0,1008					
R11	6,95	5,27	3,67	2,30	1,79	0,64	6,95	0,0022	0,0007	0,0100	0,0013	0,0013	0,0012	0,0035	0,0019	0,0016	0,0012	0,0011	0,0012	0,0038	0,0020	0,1074	0,0682	0,0047	0,0008	0,0015	0,0055	0,0010	0,0006	0,1098					
R12	5,12	4,15	4,76	2,70	2,12	0,71	5,12	0,0016	0,0005	0,0074	0,0009	0,0009	0,0009	0,0026	0,0014	0,0012	0,0009	0,0008	0,0009	0,0028	0,0015	0,0791	0,0502	0,0034	0,0006	0,0011	0,0040	0,0008	0,0005	0,0809					
R13	6,67	5,03	3,09	2,47	1,91	0,65	6,67	0,0021	0,0007	0,0096	0,0012	0,0012	0,0012	0,0033	0,0018	0,0016	0,0012	0,0010	0,0011	0,0036	0,0019	0,1030	0,0654	0,0045	0,0008	0,0015	0,0053	0,0010	0,0006	0,1053					
R14	4,11	3,10	2,97	1,52	1,18	0,40	4,11	0,0013	0,0004	0,0059	0,0008	0,0008	0,0007	0,0021	0,0011	0,0010	0,0007	0,0006	0,0007	0,0022	0,0012	0,0635	0,0403	0,0028	0,0005	0,0009	0,0032	0,0006	0,0004	0,0650					
R15	4,81	3,79	4,59	2,59	2,04	0,68	4,81	0,0015	0,0005	0,0069	0,0009	0,0009	0,0009	0,0024	0,0013	0,0011	0,0008	0,0007	0,0008	0,0026	0,0014	0,0743	0,0472	0,0032	0,0006	0,0010	0,0038	0,0007	0,0004	0,0760					
R16	6,53	4,71	3,82	2,01	1,57	0,53	6,53	0,0021	0,0007	0,0094	0,0012	0,0012	0,0012	0,0033	0,0018	0,0015	0,0011	0,0010	0,0011	0,0035	0,0019	0,1009	0,0641	0,0044	0,0008	0,0014	0,0052	0,0010	0,0006	0,1032					
R17	2,90	2,52	2,93	1,49	1,17	0,39	2,93	0,0009	0,0003	0,0042	0,0005	0,0005	0,0005	0,0015	0,0008	0,0007	0,0005	0,0005	0,0005	0,0016	0,0008	0,0453	0,0288	0,0020	0,0003	0,0006	0,0023	0,0004	0,0003	0,0463					
R18	5,99	4,02	3,61	1,89	1,48	0,49	5,99	0,0019	0,0006	0,0086	0,0011	0,0011	0,0011	0,0030	0,0016	0,0014	0,0011	0,0009	0,0010	0,0033	0,0017	0,0926	0,0588	0,0040	0,0007	0,0013	0,0047	0,0009	0,0005	0,0947					
R19	7,90	5,98	5,85	3,20	2,52	0,84	7,90	0,0025	0,0008	0,0114	0,0014	0,0014	0,0014	0,0039	0,0021	0,0019	0,0014	0,0012	0,0013	0,0043	0,0023	0,1221	0,0775	0,0053	0,0009	0,0017	0,0062	0,0012	0,0007	0,1249					
R20	6,16	4,95	5,01	3,04	2,39	0,82	6,16	0,0020	0,0006	0,0088	0,0011	0,0011	0,0011	0,0031	0,0017	0,0015	0,0011	0,0010	0,0011	0,0033	0,0018	0,0951	0,0604	0,0041	0,0007	0,0013	0,0049	0,0009	0,0006	0,0973					
S1	8,54	7,24	5,67	3,16	2,44	0,82	8,54	0,0028	0,0009	0,0123	0,0016	0,0016	0,0015	0,0043	0,0023	0,0020	0,0015	0,0013	0,0015	0,0046	0,0024	0,1320	0,0838	0,0057	0,0010	0,0019	0,0067	0,0013	0,0008	0,1350					
S2	6,91	5,27	4,68	2,76	2,23	0,95	6,91	0,0022	0,0007	0,0099	0,0013	0,0013	0,0012	0,0034	0,0019	0,0016	0,0012	0,0011	0,0012	0,0037	0,0020	0,1067	0,0678	0,0046	0,0008	0,0015	0,0055	0,0010	0,0006	0,1091					
S3	7,22	5,47	3,37	2,68	2,05	0,74	7,22	0,0023	0,0008	0,0104	0,0013	0,0013	0,0013	0,0036	0,0019	0,0017	0,0013	0,0011	0,0012	0,0039	0,0021	0,1116	0,0709	0,0049	0,0009	0,0016	0,0057	0,0011	0,0006	0,1141					

* Mélange des isomères pour lesquels des résultats analytiques étaient disponibles sur une base individuelle, et pour lesquels les risques ont été estimés conjointement.

Estimation des risques maximaux d'effets liés à une exposition aiguë

Concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) "additionnelle" maximale estimée sur 1 heure pour l'ensemble des récepteurs (R1 à R 20)	9,15	0,0029	0,0010	0,0131	0,0017	0,0017	0,0016	0,0046	0,0025	0,0022	0,0016	0,0014	0,0016	0,0050	0,0026	0,1414	0,0898	0,0062	0,0011	0,0020	0,0072	0,0014	0,0008	0,1446	
Concentrations sur 24 h maximales mesurées sur le site de BFI (tableau 4-45 de Odotech 2007a)																		6,18						2,24	14,40
Valeurs de référence ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) pour une exposition aiguë par inhalation		400	1 500	70 000	7	12 000	500	9 000	275	540	2 000	200	1 200	440	230	1 250	1 300	240	3 900	1 900	39 500	150	1 000	4 950	
Indices de risques maximaux pour des effets sur la santé humaine liés à une exposition aiguë - Récepteurs R1 à R20 - Exposition "additionnelle"	--	7,37E-06	6,36E-07	1,88E-07	2,39E-04	1,39E-07	3,29E-06	5,08E-07	8,93E-06	4,02E-06	8,04E-07	7,09E-06	1,30E-06	1,13E-05	1,14E-05	1,13E-04	6,91E-05	2,57E-05	2,77E-07	1,05E-06	1,83E-07	9,06E-06	8,22E-07	2,92E-05	
Indices de risques maximaux pour des effets sur la santé humaine liés à une exposition aiguë (1 h) - Récepteurs R1 à R21 - Exposition totale (concentration "additionnelle" + concentration 24 h maximale mesurée sur le site de BFI)		7,37E-06	6,36E-07	1,88E-07	2,39E-04	1,39E-07	3,29E-06	5,08E-07	8,93E-06	4,02E-06	8,04E-07	7,09E-06	1,30E-06	1,13E-05	1,14E-05	1,13E-04	4,82E-03	2,57E-05	2,77E-07	1,05E-06	1,83E-07	9,06E-06	2,24E-03	2,94E-03	

Récepteur	Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) horaires maximales de COV totaux estimées dans l'air ambiant							Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) horaires maximales de COV individuels estimées dans l'air ambiant																				
	Année 2006	Année 2012	Année 2022	Année 2027	Année 2032	Année 2055	Valeur maximale	Éthylbenzène	1,2-Dibrométhane	Hexachlorobutadiène	Dichlorométhane	o-Xylène	p+m-Xylène	o,m,p-xylènes*	Styrène	Tétrachloroéthylène	Toluène	cis-1,2-Dichloroéthylène	trans-1,2-Dichloroéthylène	cis-1,3-Dichloropropène	trans-1,3-Dichloropropène	1,3-Dichloropropane*	Trichloroéthylène	Trichlorofluorométhane (fréon 11)	1,1,2-Trichloro-1,2,2,2-tetrafluoroéthane (fréon 113)	Chlorure de vinyle		
	Proportion (%) de COV individuels (vs. COV _T) estimée dans le biogaz émis par le site							11,20%	0,02%	0,09%	1,70%	7,77%	26,39%			1,02%	5,30%	34,68%	3,22%	0,11%	0,02%	0,01%			1,18%	0,29%	0,02%	2,15%
R1	6,82	5,17	5,55	3,02	2,38	0,79	6,82	0,7640	0,0016	0,0063	0,1158	0,5301	1,8004		0,0696	0,3613	2,3660	0,2224	0,0072	0,0012	0,0009		0,0808	0,0200	0,0016	0,1469		
R2	5,14	3,88	2,43	1,90	1,47	0,56	5,14	0,5759	0,0012	0,0048	0,0873	0,3995	1,3571		0,0525	0,2723	1,7834	0,1676	0,0054	0,0009	0,0007		0,0609	0,0151	0,0012	0,1107		
R3	5,47	4,13	3,40	2,05	1,60	0,57	5,47	0,6128	0,0013	0,0051	0,0929	0,4251	1,4440		0,0558	0,2898	1,8976	0,1784	0,0058	0,0010	0,0008		0,0648	0,0161	0,0013	0,1178		
R4	2,35	1,91	3,17	1,40	1,11	0,37	3,17	0,3548	0,0007	0,0029	0,0538	0,2461	0,8360		0,0323	0,1678	1,0986	0,1033	0,0034	0,0006	0,0004		0,0375	0,0093	0,0007	0,0682		
R5	9,15	6,91	4,25	3,40	2,64	0,91	9,15	1,0248	0,0021	0,0085	0,1553	0,7110	2,4150		0,0933	0,4846	3,1737	0,2983	0,0097	0,0016	0,0013		0,1084	0,0269	0,0021	0,1970		
R6	6,86	5,17	3,40	2,54	1,97	0,67	6,86	0,7677	0,0016	0,0063	0,1163	0,5326	1,8092		0,0699	0,3630	2,3775	0,2235	0,0073	0,0012	0,0009		0,0812	0,0201	0,0016	0,1476		
R7	5,25	4,04	4,60	2,46	1,94	0,65	5,25	0,5882	0,0012	0,0049	0,0891	0,4081	1,3862		0,0536	0,2782	1,8217	0,1712	0,0056	0,0009	0,0007		0,0622	0,0154	0,0012	0,1131		
R8	3,32	3,21	2,38	1,55	1,21	0,42	3,32	0,3722	0,0008	0,0031	0,0564	0,2582	0,8771		0,0339	0,1760	1,1527	0,1083	0,0035	0,0006	0,0005		0,0394	0,0098	0,0008	0,0716		
R9	5,16	4,25	4,14	2,09	1,64	0,59	5,16	0,5775	0,0012	0,0048	0,0875	0,4007	1,3610		0,0526	0,2731	1,7885	0,1681	0,0055	0,0009	0,0007		0,0611	0,0151	0,0012	0,1110		
R10	6,38	4,83	3,73	2,36	1,81	0,62	6,38	0,7144	0,0015	0,0059	0,1083	0,4957	1,6836		0,0651	0,3378	2,2125	0,2080	0,0068	0,0011	0,0009		0,0756	0,0187	0,0015	0,1373		
R11	6,95	5,27	3,67	2,30	1,79	0,64	6,95	0,7785	0,0016	0,0064	0,1180	0,5401	1,8347		0,0709	0,3681	2,4111	0,2266	0,0074	0,0012	0,0010		0,0824	0,0204	0,0016	0,1497		
R12	5,12	4,15	4,76	2,70	2,12	0,71	5,12	0,5734	0,0012	0,0047	0,0869	0,3979	1,3514		0,0522	0,2712	1,7759	0,1669	0,0054	0,0009	0,0007		0,0607	0,0150	0,0012	0,1102		
R13	6,67	5,03	3,09	2,47	1,91	0,65	6,67	0,7466	0,0016	0,0062	0,1131	0,5180	1,7594		0,0680	0,3530	2,3121	0,2173	0,0071	0,0012	0,0009		0,0790	0,0196	0,0016	0,1435		
R14	4,11	3,10	2,97	1,52	1,18	0,40	4,11	0,4605	0,0010	0,0038	0,0698	0,3195	1,0852		0,0419	0,2178	1,4261	0,1340	0,0044	0,0007	0,0006		0,0487	0,0121	0,0010	0,0885		
R15	4,81	3,79	4,59	2,59	2,04	0,68	4,81	0,5384	0,0011	0,0044	0,0816	0,3735	1,2687		0,0490	0,2546	1,6673	0,1567	0,0051	0,0009	0,0007		0,0570	0,0141	0,0011	0,1035		
R16	6,53	4,71	3,82	2,01	1,57	0,53	6,53	0,7312	0,0015	0,0060	0,1108	0,5073	1,7232		0,0666	0,3458	2,2645	0,2129	0,0069	0,0012	0,0009		0,0774	0,0192	0,0015	0,1406		
R17	2,90	2,52	2,93	1,49	1,17	0,39	2,93	0,3283	0,0007	0,0027	0,0498	0,2278	0,7737		0,0299	0,1553	1,0168	0,0956	0,0031	0,0005	0,0004		0,0347	0,0086	0,0007	0,0631		
R18	5,99	4,02	3,61	1,89	1,48	0,49	5,99	0,6711	0,0014	0,0055	0,1017	0,4656	1,5815		0,0611	0,3173	2,0783	0,1953	0,0063	0,0011	0,0008		0,0710	0,0176	0,0014	0,1290		
R19	7,90	5,98	5,85	3,20	2,52	0,84	7,90	0,8850	0,0018	0,0073	0,1341	0,6140	2,0856		0,0806	0,4185	2,7408	0,2576	0,0084	0,0014	0,0011		0,0936	0,0232	0,0018	0,1701		
R20	6,16	4,95	5,01	3,04	2,39	0,82	6,16	0,6895	0,0014	0,0057	0,1045	0,4784	1,6248		0,0628	0,3260	2,1353	0,2007	0,0065	0,0011	0,0008		0,0730	0,0181	0,0014	0,1326		
S1	8,54	7,24	5,67	3,16	2,44	0,82	8,54	0,9569	0,0020	0,0079	0,1450	0,6639	2,2549		0,0872	0,4525	2,9633	0,2785	0,0090	0,0015	0,0012		0,1012	0,0251	0,0020	0,1840		
S2	6,91	5,27	4,68	2,76	2,23	0,95	6,91	0,7736	0,0016	0,0064	0,1172	0,5367	1,8230		0,0705	0,3658	2,3956	0,2252	0,0073	0,0012	0,0010		0,0819	0,0203	0,0016	0,1487		
S3	7,22	5,47	3,37	2,68	2,05	0,74	7,22	0,8088	0,0017	0,0067	0,1226	0,5612	1,9061		0,0737	0,3825	2,5049	0,2354	0,0076	0,0013	0,0010		0,0856	0,0212	0,0017	0,1555		

* Mélange des isomères pour lesquels des résultats analytiques étaient disponibles

Estimation des risques maximaux d'effets liés à une ex

Concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) "additionnelle" maximale estimée sur 1 heure pour l'ensemble des récepteurs (R1 à R 20)	9,15	1,0248	0,0021	0,0085	0,1553	0,7110	2,4150	3,1260	0,0933	0,4846	3,1737	0,2983	0,0097	0,0016	0,0013	0,0029	0,1084	0,0269	0,0021	0,1970
Concentrations sur 24 h maximales mesurées sur le site de BFI (tableau 4-45 de Odotech 2007a)		32,90			77,70	13,60	74,00				9,94							8,56		
Valeurs de référence ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) pour une exposition aiguë par inhalation		4 350	9	100	14 000	22 000	22 000	22 000	21 000	20 000	37 000	30	790	50	50	50	10 700	56 000	191 300	180 000
Indices de risques maximaux pour des effets sur la santé humaine liés à une exposition aiguë - Récepteurs R1 à R20 - Exposition "additionnelle"	–	2,36E-04	2,37E-04	8,46E-05	1,11E-05	3,23E-05	1,10E-04	1,42E-04	4,44E-06	2,42E-05	8,58E-05	9,94E-03	1,23E-05	3,24E-05	2,53E-05	5,77E-05	1,01E-05	4,79E-07	1,11E-08	1,09E-06
Indices de risques maximaux pour des effets sur la santé humaine liés à une exposition aiguë (1 h) - Récepteurs R1 à R21 - Exposition totale (concentration "additionnelle" + concentration 24 h maximale mesurée sur le site de BFI)		7,80E-03	2,37E-04	8,46E-05	5,56E-03	6,50E-04	3,47E-03	4,12E-03	4,44E-06	2,42E-05	3,54E-04	9,94E-03	1,23E-05	3,24E-05	2,53E-05	5,77E-05	1,01E-05	1,53E-04	1,11E-08	1,09E-06

Récepteur	Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) horaires maximales de SRT estimées dans l'air ambiant							Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) horaires maximales de composés soufrés individuels estimées dans l'air ambiant					
	Année 2006	Année 2012	Année 2022	Année 2027	Année 2032	Année 2055	Valeur maximale	Sulfure d'hydrogène	Éthyle mercaptan	Diméthyl mercaptan	Diméthyl dimercaptan	Carbonyl sulfide	Disulfure de carbone
	Proportion (%) de composés soufrés (vs. SRT) estimée dans le biogaz émis par le site							93,70%	0,63%	4,10%	0,48%	0,31%	0,78%
R1	2,43	1,84	1,97				2,43	2,27E+00	1,53E-02	9,95E-02	1,16E-02	7,52E-03	1,89E-02
R2	1,83	1,38	0,86				1,83	1,71E+00	1,15E-02	7,50E-02	8,78E-03	5,67E-03	1,43E-02
R3	1,95	1,47	1,20				1,95	1,82E+00	1,23E-02	7,98E-02	9,34E-03	6,03E-03	1,52E-02
R4	0,84	0,68	1,12				1,12	1,05E+00	7,05E-03	4,59E-02	5,37E-03	3,47E-03	8,73E-03
R5	3,25	2,45	1,51				3,25	3,05E+00	2,05E-02	1,33E-01	1,56E-02	1,01E-02	2,54E-02
R6	2,44	1,84	1,20				2,44	2,28E+00	1,54E-02	9,99E-02	1,17E-02	7,56E-03	1,90E-02
R7	1,87	1,43	1,63				1,87	1,75E+00	1,18E-02	7,66E-02	8,96E-03	5,79E-03	1,46E-02
R8	1,18	1,14	0,85				1,18	1,11E+00	7,44E-03	4,84E-02	5,67E-03	3,66E-03	9,21E-03
R9	1,83	1,50	1,47				1,83	1,71E+00	1,15E-02	7,49E-02	8,77E-03	5,67E-03	1,43E-02
R10	2,27	1,72	1,33				2,27	2,13E+00	1,43E-02	9,30E-02	1,09E-02	7,03E-03	1,77E-02
R11	2,46	1,87	1,30				2,46	2,31E+00	1,55E-02	1,01E-01	1,18E-02	7,64E-03	1,92E-02
R12	1,82	1,47	1,69				1,82	1,71E+00	1,15E-02	7,46E-02	8,74E-03	5,64E-03	1,42E-02
R13	2,37	1,79	1,10				2,37	2,22E+00	1,49E-02	9,72E-02	1,14E-02	7,35E-03	1,85E-02
R14	1,46	1,10	1,05				1,46	1,37E+00	9,21E-03	5,99E-02	7,02E-03	4,53E-03	1,14E-02
R15	1,71	1,34	1,63				1,71	1,60E+00	1,08E-02	7,01E-02	8,21E-03	5,30E-03	1,33E-02
R16	2,31	1,67	1,36				2,31	2,17E+00	1,46E-02	9,49E-02	1,11E-02	7,17E-03	1,80E-02
R17	1,03	0,90	1,04				1,04	9,72E-01	6,54E-03	4,25E-02	4,98E-03	3,22E-03	8,09E-03
R18	2,12	1,42	1,27				2,12	1,98E+00	1,33E-02	8,68E-02	1,02E-02	6,56E-03	1,65E-02
R19	2,81	2,12	2,07				2,81	2,63E+00	1,77E-02	1,15E-01	1,35E-02	8,71E-03	2,19E-02
R20	2,19	1,75	1,78				2,19	2,05E+00	1,38E-02	8,97E-02	1,05E-02	6,78E-03	1,71E-02
S1	3,04	2,57	2,02				3,04	2,85E+00	1,91E-02	1,25E-01	1,46E-02	9,42E-03	2,37E-02
S2	2,45	1,87	1,66				2,45	2,30E+00	1,55E-02	1,01E-01	1,18E-02	7,61E-03	1,91E-02
S3	2,57	1,94	1,20				2,57	2,41E+00	1,62E-02	1,05E-01	1,23E-02	7,96E-03	2,00E-02

Estimation des risques maximaux d'effets liés à une exposition aiguë

Concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) horaire maximale estimée pour l'ensemble des récepteurs (R1 à R20)	3,2537	3,0487	0,0205	0,1334	0,0156	0,0101	0,0254
Concentrations sur 24 h maximales mesurées sur le site de BFI (tableau 4-45 de Odotech 2007a)		3,3					
Valeurs de référence ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) pour une exposition aiguë (1 h) par inhalation		42	12,7	12,7	0,39	nd	3100
Indices de risques maximaux pour des effets sur la santé humaine liés à une exposition aiguë (1 h) - Récepteurs R1 à R20 - Exposition additionnelle		0,07	1,61E-03	0,01	0,04		8,19E-06
Indices de risques maximaux pour des effets sur la santé humaine liés à une exposition aiguë (1 h) - Récepteurs R1 à R21 - Exposition totale (concentration "additionnelle" + concentration 24 h maximale mesurée sur le site de BFI)		0,15	1,61E-03	1,05E-02	4,00E-02		8,19E-06

ANNEXE G

ESTIMATION DU RISQUE ADDITIONNEL DE CANCER

Synthèse des doses cumulées (doses totales - mg/kg/jour)

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16	R17	R18	R19	R20
Dichlorométhane	1,19E-07	6,23E-07	2,97E-07	3,26E-08	4,92E-07	5,81E-07	7,96E-08	1,14E-07	7,76E-08	9,15E-08	7,32E-08	1,35E-07	2,57E-07	1,46E-07	1,19E-07	8,40E-08	7,17E-08	1,50E-07	1,66E-07	1,88E-07
1,1-Dichloroéthane	1,23E-09	6,46E-09	3,08E-09	3,38E-10	5,10E-09	6,02E-09	8,25E-10	1,18E-09	8,04E-10	9,49E-10	7,58E-10	1,40E-09	2,66E-09	1,51E-09	1,23E-09	8,70E-10	7,43E-10	1,55E-09	1,72E-09	1,95E-09
Trichloroéthylène	8,32E-08	4,36E-07	2,08E-07	2,28E-08	3,44E-07	4,06E-07	5,57E-08	7,96E-08	5,43E-08	6,40E-08	5,12E-08	9,45E-08	1,80E-07	1,02E-07	8,32E-08	5,88E-08	5,02E-08	1,05E-07	1,16E-07	1,32E-07
cis-1,3-Dichloropropène	1,24E-09	6,52E-09	3,10E-09	3,41E-10	5,14E-09	6,07E-09	8,32E-10	1,19E-09	8,11E-10	9,57E-10	7,65E-10	1,41E-09	2,69E-09	1,53E-09	1,24E-09	8,78E-10	7,50E-10	1,57E-09	1,74E-09	1,97E-09
trans-1,3-Dichloropropène	9,68E-10	5,08E-09	2,42E-09	2,66E-10	4,01E-09	4,73E-09	6,49E-10	9,27E-10	6,32E-10	7,46E-10	5,96E-10	1,10E-09	2,09E-09	1,19E-09	9,68E-10	6,84E-10	5,84E-10	1,22E-09	1,35E-09	1,53E-09
Benzène	6,88E-08	3,61E-07	1,72E-07	1,89E-08	2,85E-07	3,36E-07	4,61E-08	6,58E-08	4,49E-08	5,30E-08	4,23E-08	7,81E-08	1,49E-07	8,45E-08	6,88E-08	4,86E-08	4,15E-08	8,67E-08	9,61E-08	1,09E-07
Tétrachloroéthylène	3,72E-07	1,95E-06	9,29E-07	1,02E-07	1,54E-06	1,82E-06	2,49E-07	3,56E-07	2,43E-07	2,86E-07	2,29E-07	4,23E-07	8,04E-07	4,57E-07	3,72E-07	2,63E-07	2,24E-07	4,69E-07	5,20E-07	5,89E-07
Chlorure de vinyle	1,51E-07	7,91E-07	3,76E-07	4,14E-08	6,24E-07	7,37E-07	1,01E-07	1,44E-07	9,84E-08	1,16E-07	9,28E-08	1,71E-07	3,26E-07	1,85E-07	1,51E-07	1,07E-07	9,10E-08	1,90E-07	2,11E-07	2,39E-07
1,4-Dichlorobenzène	1,30E-09	6,81E-09	3,24E-09	3,57E-10	5,37E-09	6,34E-09	8,70E-10	1,24E-09	8,47E-10	1,00E-09	7,99E-10	1,47E-09	2,81E-09	1,59E-09	1,30E-09	9,17E-10	7,83E-10	1,64E-09	1,81E-09	2,05E-09
Tétrachlorure de carbone	1,53E-09	8,05E-09	3,83E-09	4,21E-10	6,35E-09	7,50E-09	1,03E-09	1,47E-09	1,00E-09	1,18E-09	9,44E-10	1,74E-09	3,32E-09	1,88E-09	1,53E-09	1,08E-09	9,26E-10	1,93E-09	2,14E-09	2,43E-09
1,1,2-Trichloroéthane	1,66E-09	8,73E-09	4,15E-09	4,57E-10	6,89E-09	8,13E-09	1,11E-09	1,59E-09	1,09E-09	1,28E-09	1,02E-09	1,89E-09	3,60E-09	2,04E-09	1,66E-09	1,18E-09	1,00E-09	2,10E-09	2,32E-09	2,63E-09
Hexachlorobutadiène	6,95E-09	3,64E-08	1,74E-08	1,91E-09	2,88E-08	3,40E-08	4,66E-09	6,66E-09	4,54E-09	5,35E-09	4,28E-09	7,89E-09	1,50E-08	8,53E-09	6,95E-09	4,91E-09	4,20E-09	8,77E-09	9,70E-09	1,10E-08
Chloroforme	1,04E-09	5,46E-09	2,60E-09	2,86E-10	4,31E-09	5,08E-09	6,97E-10	9,96E-10	6,79E-10	8,01E-10	6,40E-10	1,18E-09	2,25E-09	1,28E-09	1,04E-09	7,35E-10	6,28E-10	1,31E-09	1,45E-09	1,65E-09
1,2-Dichloroéthane	3,80E-09	1,99E-08	9,49E-09	1,04E-09	1,57E-08	1,86E-08	2,55E-09	3,64E-09	2,48E-09	2,93E-09	2,34E-09	4,32E-09	8,22E-09	4,67E-09	3,80E-09	2,69E-09	2,29E-09	4,79E-09	5,31E-09	6,01E-09
a-Chlorotoluène	4,73E-09	2,48E-08	1,18E-08	1,30E-09	1,96E-08	2,31E-08	3,17E-09	4,53E-09	3,09E-09	3,64E-09	2,91E-09	5,38E-09	1,02E-08	5,81E-09	4,73E-09	3,34E-09	2,85E-09	5,97E-09	6,61E-09	7,49E-09
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	1,88E-09	9,88E-09	4,70E-09	5,17E-10	7,79E-09	9,20E-09	1,26E-09	1,80E-09	1,23E-09	1,45E-09	1,16E-09	2,14E-09	4,07E-09	2,31E-09	1,88E-09	1,33E-09	1,14E-09	2,37E-09	2,63E-09	2,98E-09
1,2-Dibromoéthane	1,64E-09	8,59E-09	4,09E-09	4,49E-10	6,77E-09	8,00E-09	1,10E-09	1,57E-09	1,07E-09	1,26E-09	1,01E-09	1,86E-09	3,54E-09	2,01E-09	1,64E-09	1,16E-09	9,88E-10	2,06E-09	2,29E-09	2,59E-09
1,1-Dichloroéthylène	1,09E-09	5,70E-09	2,71E-09	2,98E-10	4,49E-09	5,31E-09	7,27E-10	1,04E-09	7,09E-10	8,36E-10	6,68E-10	1,23E-09	2,35E-09	1,33E-09	1,09E-09	7,67E-10	6,55E-10	1,37E-09	1,52E-09	1,72E-09

Synthèse des valeurs estimées de risque additionnel de cancer (risque total)

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16	R17	R18	R19	R20
Dichlorométhane	2,3344E-09	1,2308E-08	5,7224E-09	6,2594E-10	9,5897E-09	1,1269E-08	1,5586E-09	2,2158E-09	1,5142E-09	1,7942E-09	1,4277E-09	2,6531E-09	5,0632E-09	2,8638E-09	2,3324E-09	1,6489E-09	1,3734E-09	2,8849E-09	3,2675E-09	3,7024E-09
1,1-Dichloroéthane	2,1439E-11	1,1293E-10	5,2733E-11	5,7738E-12	8,8192E-11	1,0372E-10	1,4323E-11	2,0382E-11	1,3922E-11	1,6484E-11	1,3128E-11	2,4364E-11	4,6472E-11	2,6306E-11	2,1423E-11	1,5144E-11	1,2672E-11	2,6594E-11	2,9998E-11	3,3988E-11
Trichloroéthylène	6,564E-10	3,4458E-09	1,6349E-09	1,7965E-10	2,7141E-09	3,2021E-09	4,3957E-10	6,2767E-10	4,2806E-10	5,0539E-10	4,0373E-10	7,4582E-10	1,4198E-09	8,0608E-10	6,5629E-10	4,6387E-10	3,9471E-10	8,256E-10	9,174E-10	1,039E-09
cis-1,3-Dichloropropène	7,7001E-11	4,0576E-10	1,8908E-10	2,0694E-11	3,1653E-10	3,7207E-10	5,1428E-11	7,3151E-11	4,9974E-11	5,9195E-11	4,7122E-11	8,7511E-11	1,6695E-10	9,4472E-11	7,6941E-11	5,4387E-11	4,5398E-11	9,5313E-11	1,0776E-10	1,221E-10
trans-1,3-Dichloropropène	6,0015E-11	3,1626E-10	1,4737E-10	1,6129E-11	2,4671E-10	2,9E-10	4,0084E-11	5,7014E-11	3,895E-11	4,6137E-11	3,6727E-11	6,8207E-11	1,3013E-10	7,3633E-11	5,9969E-11	4,239E-11	3,5383E-11	7,4288E-11	8,3988E-11	9,5164E-11
Benzène	5,6637E-09	2,9843E-08	1,3913E-08	1,5229E-09	2,3286E-08	2,7376E-08	3,783E-09	5,3813E-09	3,6762E-09	4,3541E-09	3,4664E-09	6,4367E-09	1,2279E-08	6,9489E-09	5,6593E-09	4,0005E-09	3,3413E-09	7,0145E-09	7,9257E-09	8,9803E-09
Tétrachloroéthylène	4,7297E-08	2,4938E-07	1,1591E-07	1,2678E-08	1,9427E-07	2,2827E-07	3,1576E-08	4,4888E-08	3,0675E-08	3,6351E-08	2,8923E-08	5,3754E-08	1,0259E-07	5,802E-08	4,7255E-08	3,3406E-08	2,7816E-08	5,8431E-08	6,6202E-08	7,5015E-08
Chlorure de vinyle	1,2962E-07	6,838E-07	3,1698E-07	3,4651E-08	5,3193E-07	6,2459E-07	8,6505E-08	1,229E-07	8,4007E-08	9,9602E-08	7,9207E-08	1,4732E-07	2,8124E-07	1,5899E-07	1,295E-07	9,1539E-08	7,598E-08	1,597E-07	1,8146E-07	2,0563E-07
1,4-Dichlorobenzène	1,5473E-10	8,1492E-10	3,8071E-10	4,169E-11	6,3657E-10	7,4872E-10	1,0338E-10	1,4712E-10	1,0049E-10	1,1897E-10	9,4754E-11	1,7584E-10	3,3537E-10	1,8986E-10	1,5462E-10	1,093E-10	9,1494E-11	1,9199E-10	2,1649E-10	2,4528E-10
Tétrachlorure de carbone	5,316E-10	2,8033E-09	1,3022E-09	1,4241E-10	2,1832E-09	2,5651E-09	3,5488E-10	5,0442E-10	3,4473E-10	4,0856E-10	3,2504E-10	6,0419E-10	1,1531E-09	6,5212E-10	5,3113E-10	3,7547E-10	3,1247E-10	6,5646E-10	7,4413E-10	8,432E-10
1,1,2-Trichloroéthane	2,8425E-10	1,4972E-09	6,993E-10	7,6572E-11	1,1694E-09	1,3754E-09	1,8991E-10	2,7026E-10	1,846E-10	2,1856E-10	1,7406E-10	3,2304E-10	6,1613E-10	3,4879E-10	2,8405E-10	2,0079E-10	1,6806E-10	3,5266E-10	3,9773E-10	4,5063E-10
Hexachlorobutadiène	1,6812E-09	8,8541E-09	4,1374E-09	4,5312E-10	6,9172E-09	8,1354E-09	1,1233E-09	1,5988E-09	1,0919E-09	1,2928E-09	1,0296E-09	1,9106E-09	3,6439E-09	2,063E-09	1,6801E-09	1,1875E-09	9,9418E-10	2,0861E-09	2,3523E-09	2,6652E-09
Chloroforme	8,5317E-11	4,4758E-10	2,1301E-10	2,3422E-11	3,5312E-10	4,1687E-10	5,716E-11	8,1673E-11	5,5683E-11	6,5707E-11	5,252E-11	9,6936E-11	1,8447E-10	1,0479E-10	8,5311E-11	6,0298E-11	5,1473E-11	1,076E-10	1,1921E-10	1,3501E-10
1,2-Dichloroéthane	1,0673E-09	5,6223E-09	2,625E-09	2,8741E-10	4,3904E-09	5,1636E-09	7,1306E-10	1,0146E-09	6,9307E-10	8,2065E-10	6,5353E-10	1,213E-09	2,3136E-09	1,3096E-09	1,0666E-09	7,5396E-10	6,308E-10	1,3238E-09	1,4935E-09	1,6921E-09
a-Chlorotoluène	1,5874E-09	8,3513E-09	3,9217E-09	4,2996E-10	6,5416E-09	7,7015E-09	1,0614E-09	1,5122E-09	1,0323E-09	1,2211E-09	9,7352E-10	1,8039E-09	3,4383E-09	1,9483E-09	1,5866E-09	1,1214E-09	9,4382E-10	1,9784E-09	2,2202E-09	2,5152E-09
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	1,222E-09	6,4377E-09	3,0041E-09	3,2887E-10	5,0258E-09	5,9102E-09	8,1631E-10	1,1614E-09	7,9339E-10	9,3952E-10	7,4812E-10	1,3888E-09	2,6491E-09	1,4994E-09	1,2211E-09	8,632E-10	7,2181E-10	1,515E-09	1,71E-09	1,9374E-09
1,2-Dibromoéthane	1,0183E-08	5,3634E-08	2,5052E-08	2,7432E-09	4,1892E-08	4,9273E-08	6,8033E-09	9,6816E-09	6,6129E-09	7,8296E-09	6,2357E-09	1,1572E-08	2,2072E-08	1,2495E-08	1,0176E-08	7,1931E-09	6,0208E-09	1,2634E-08	1,4248E-08	1,6143E-08
1,1-Dichloroéthylène	2,0372E-09	1,071E-08	5,0472E-09	5,5378E-10	8,405E-09	9,9026E-09	1,3629E-09	1,9433E-09	1,3261E-09	1,5676E-09	1,2506E-09	2,3149E-09	4,4105E-09	2,5009E-09	2,0364E-09	1,4394E-09	1,216E-09	2,5471E-09	2,8486E-09	3,2269E-09

Risque total :	2,0456E-07	1,0788E-06	5,0093E-07	5,478E-08	8,3995E-07	9,8667E-07	1,3655E-07	1,9408E-07	<
-----------------------	-------------------	-------------------	-------------------	------------------	-------------------	-------------------	-------------------	-------------------	---

Synthèse des valeurs estimées de risque additionnel de cancer par ingestion

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16	R17	R18	R19	R20
Dichlorométhane	1,9185E-09	1,0126E-08	4,6841E-09	5,1176E-10	7,8682E-09	9,2369E-09	1,2799E-09	1,8177E-09	1,2427E-09	1,4739E-09	1,1717E-09	2,1806E-09	4,1639E-09	2,3529E-09	1,9165E-09	1,3549E-09	1,1225E-09	2,3603E-09	2,6863E-09	3,0442E-09
1,1-Dichloroéthane	1,4418E-11	7,6097E-11	3,5205E-11	3,8465E-12	5,9134E-11	6,942E-11	9,6194E-12	1,3661E-11	9,3397E-12	1,1077E-11	8,8058E-12	1,6388E-11	3,1293E-11	1,7683E-11	1,4403E-11	1,0183E-11	8,4366E-12	1,774E-11	2,0188E-11	2,2878E-11
Trichloroéthylène	7,4308E-11	3,921E-10	1,8156E-10	1,9842E-11	3,0484E-10	3,5787E-10	4,9583E-11	7,043E-11	4,8145E-11	5,7094E-11	4,5394E-11	8,4458E-11	1,6125E-10	9,114E-11	7,4235E-11	5,2476E-11	4,3507E-11	1,1466E-11	1,0404E-10	1,179E-10
cis-1,3-Dichloropropène	5,9608E-11	3,1452E-10	1,4566E-10	1,5919E-11	2,4454E-10	2,8708E-10	3,9775E-11	5,65E-11	3,8622E-11	4,58E-11	3,6415E-11	6,7749E-11	1,2935E-10	7,311E-11	5,9549E-11	4,2095E-11	3,4904E-11	7,3377E-11	8,3455E-11	9,4573E-11
trans-1,3-Dichloropropène	4,6459E-11	2,4514E-10	1,1353E-10	1,2408E-11	1,906E-10	2,2376E-10	3,1001E-11	4,4037E-11	3,0103E-11	3,5697E-11	2,8382E-11	5,2805E-11	1,0082E-10	5,6983E-11	4,6414E-11	3,2809E-11	2,7204E-11	5,7191E-11	6,5045E-11	7,3711E-11
Benzène	4,2193E-09	2,2265E-08	1,0307E-08	1,1263E-09	1,7307E-08	2,0318E-08	2,8152E-09	3,9986E-09	2,7335E-09	3,2417E-09	2,5773E-09	4,7956E-09	9,1563E-09	5,1749E-09	4,2151E-09	2,9797E-09	2,4699E-09	5,1928E-09	5,9074E-09	6,6945E-09
Tétrachloroéthylène	3,9485E-08	2,084E-07	9,6404E-08	1,0533E-08	1,6194E-07	1,901E-07	2,6343E-08	3,7409E-08	2,5577E-08	3,0335E-08	2,4114E-08	4,4878E-08	8,5696E-08	4,8426E-08	3,9444E-08	2,7885E-08	2,3102E-08	4,8579E-08	5,5286E-08	6,2653E-08
Chlorure de vinyle	1,251E-07	6,6007E-07	3,0569E-07	3,3409E-08	5,1321E-07	6,0249E-07	8,3475E-08	1,1858E-07	8,1055E-08	9,6118E-08	7,6423E-08	1,4218E-07	2,7146E-07	1,5343E-07	1,2497E-07	8,8343E-08	7,3251E-08	1,5399E-07	1,7514E-07	1,9848E-07
1,4-Dichlorobenzène	1,0281E-10	5,426E-10	2,5104E-10	2,7429E-11	4,2166E-10	4,9501E-10	6,8592E-11	9,7411E-11	6,6598E-11	7,8986E-11	6,2791E-11	1,1685E-10	2,2313E-10	1,2609E-10	1,027E-10	7,2606E-11	6,0159E-11	1,265E-10	1,4395E-10	1,6313E-10
Tétrachlorure de carbone	4,5184E-10	2,3848E-09	1,103E-09	1,2051E-10	1,853E-09	2,1753E-09	3,0144E-10	4,2806E-10	2,9267E-10	3,4712E-10	2,7594E-10	5,1355E-10	9,8067E-10	5,5414E-10	4,5137E-10	3,191E-10	2,6434E-10	5,5586E-10	6,3266E-10	7,1696E-10
1,1,2-Trichloroéthane	1,8942E-10	9,9969E-10	4,6252E-10	5,0535E-11	7,7687E-10	9,1201E-10	1,2637E-10	1,7947E-10	1,227E-10	1,4552E-10	1,1569E-10	2,1529E-10	4,1109E-10	2,3231E-10	1,8922E-10	1,3377E-10	1,1084E-10	2,3306E-10	2,6522E-10	3,0055E-10
Hexachlorobutadiène	1,1394E-09	6,0137E-09	2,7815E-09	3,0389E-10	4,6726E-09	5,4854E-09	7,6012E-10	1,0794E-09	7,3801E-10	8,7533E-10	6,9582E-10	1,295E-09	2,4729E-09	1,3974E-09	1,1382E-09	8,0465E-10	6,6657E-10	1,4017E-09	1,5954E-09	1,8079E-09
Chloroforme ^a	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
1,2-Dichloroéthane	7,2156E-10	3,8083E-09	1,7618E-09	1,9249E-10	2,9593E-09	3,4741E-09	4,8139E-10	6,8364E-10	4,674E-10	5,5435E-10	4,4068E-10	8,2012E-10	1,566E-09	8,8495E-10	7,2081E-10	5,0958E-10	4,2219E-10	8,8776E-10	1,0103E-09	1,1449E-09
a-Chlorotoluène	7,8305E-10	4,1319E-09	1,9133E-09	2,0911E-10	3,2124E-09	3,7713E-09	5,2251E-10	7,422E-10	5,0736E-10	6,0166E-10	4,7836E-10	8,9001E-10	1,6992E-09	9,6042E-10	7,8229E-10	5,5299E-10	4,5849E-10	9,639E-10	1,0963E-09	1,2424E-09
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	8,4549E-10	4,4626E-09	2,0641E-09	2,2551E-10	3,4674E-09	4,0706E-09	5,6406E-10	8,0101E-10	5,4765E-10	6,4955E-10	5,1634E-10	9,6098E-10	1,8351E-09	1,0369E-09	8,4461E-10	5,9711E-10	4,9465E-10	1,0402E-09	1,1839E-09	1,3416E-09
1,2-Dibromoéthane	6,7454E-09	3,5601E-08	1,647E-08	1,7995E-09	2,7665E-08	3,2477E-08	4,5003E-09	6,391E-09	4,3694E-09	5,1823E-09	4,1197E-09	7,6668E-09	1,464E-08	8,2728E-09	6,7384E-09	4,7637E-09	3,9469E-09	8,2992E-09	9,4448E-09	1,0703E-08
1,1-Dichloroéthylène	7,3424E-10	3,8742E-09	1,7942E-09	1,9609E-10	3,0122E-09	3,5363E-09	4,8994E-10	6,9596E-10	4,7574E-10	5,6415E-10	4,4855E-10	8,3453E-10	1,5933E-09	9,0056E-10	7,3352E-10	5,1851E-10	4,2994E-10	9,0385E-10	1,028E-09	1,1649E-09

Risque total par ingestion	1,8263E-07	9,637E-07	4,4616E-07	4,8757E-08	7,4916E-07	8,7949E-07	1,2186E-07	1,7308E-07	1,1832E-07	1,4032E-07	1,1156E-07	2,0757E-07	3,9632E-07	2,2399E-07	1,8245E-07	1,2897E-07	1,0691E-07	2,2478E-07	2,557E-07	2,8976E-07
-----------------------------------	------------	-----------	------------	------------	------------	------------	------------	------------	------------	------------	------------	------------	------------	------------	------------	------------	------------	------------	-----------	------------

^a : Le chloroforme étant considéré comme un cancérigène « avec seuil », le risque de cancer par voie orale lié au chloroforme peut être considéré comme négligeable dans la mesure où la dose d'exposition ne dépasse pas l'estimateur de risques d'effets autres que le cancer (selon la base de données IRIS de U.S.EPA 2007). Tel qu'indiqué au tableau 15 présenté dans le rapport, cette condition a été vérifiée.

Synthèse des valeurs estimées de risque additionnel de cancer par inhalation

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16	R17	R18	R19	R20
Dichlorométhane	4,1592E-10	2,182E-09	1,0384E-09	1,1418E-10	1,7214E-09	2,0322E-09	2,7865E-10	3,9815E-10	2,7145E-10	3,2032E-10	2,5603E-10	4,7256E-10	8,9928E-10	5,1084E-10	4,1589E-10	2,9395E-10	2,5092E-10	5,2453E-10	5,8117E-10	6,5819E-10
1,1-Dichloroéthane	7,0205E-12	3,6831E-11	1,7528E-11	1,9273E-12	2,9057E-11	3,4303E-11	4,7036E-12	6,7206E-12	4,582E-12	5,4068E-12	4,3217E-12	7,9766E-12	1,5179E-11	8,6228E-12	7,02E-12	4,9617E-12	4,2356E-12	8,854E-12	9,8099E-12	1,111E-11
Trichloroéthylène	5,8209E-10	3,0537E-09	1,4533E-09	1,5981E-10	2,4093E-09	2,8442E-09	3,8999E-10	5,5724E-10	3,7992E-10	4,483E-10	3,5833E-10	6,6137E-10	1,2586E-09	7,1494E-10	5,8205E-10	4,1139E-10	3,512E-10	7,3413E-10	8,1336E-10	9,2115E-10
cis-1,3-Dichloropropène	1,7393E-11	9,1245E-11	4,3426E-11	4,7751E-12	7,199E-11	8,4986E-11	1,1653E-11	1,665E-11	1,1352E-11	1,3395E-11	1,0707E-11	1,9762E-11	3,7606E-11	2,1363E-11	1,7392E-11	1,2292E-11	1,0494E-11	2,1936E-11	2,4303E-11	2,7524E-11
trans-1,3-Dichloropropène	1,3556E-11	7,1117E-11	3,3846E-11	3,7217E-12	5,611E-11	6,6239E-11	9,0825E-12	1,2977E-11	8,8478E-12	1,044E-11	8,3452E-12	1,5403E-11	2,9311E-11	1,665E-11	1,3555E-11	9,5809E-12	8,179E-12	1,7097E-11	1,8942E-11	2,1453E-11
Benzène	1,4444E-09	7,5774E-09	3,6062E-09	3,9653E-10	5,9783E-09	7,0575E-09	9,6771E-10	1,3827E-09	9,4271E-10	1,1124E-09	8,8915E-10	1,6411E-09	3,123E-09	1,774E-09	1,4443E-09	1,0208E-09	8,7144E-10	1,8216E-09	2,0183E-09	2,2857E-09
Tétrachloroéthylène	7,8117E-09	4,098E-08	1,9504E-08	2,1447E-09	3,2333E-08	3,817E-08	5,2337E-09	7,4783E-09	5,0985E-09	6,0162E-09	4,8089E-09	8,8755E-09	1,689E-08	9,5946E-09	7,8112E-09	5,5208E-09	4,7133E-09	9,8523E-09	1,0915E-08	1,2362E-08
Chlorure de vinyle	4,5227E-09	2,3727E-08	1,1291E-08	1,2416E-09	1,8719E-08	2,2098E-08	3,0301E-09	4,3295E-09	2,9518E-09	3,4832E-09	2,7841E-09	5,1387E-09	9,7789E-09	5,5549E-09	4,5224E-09	3,1964E-09	2,7286E-09	5,7038E-09	6,3197E-09	7,1572E-09
1,4-Dichlorobenzène	5,1916E-11	2,7231E-10	1,2967E-10	1,4261E-11	2,1491E-10	2,5371E-10	3,4786E-11	4,971E-11	3,3889E-11	3,9986E-11	3,1964E-11	5,8986E-11	1,1224E-10	6,3767E-11	5,1914E-11	3,669E-11	3,1335E-11	6,5494E-11	7,2539E-11	8,2152E-11
Tétrachlorure de carbone	7,9768E-11	4,1846E-10	1,9917E-10	2,1901E-11	3,3017E-10	3,8977E-10	5,3444E-11	7,6364E-11	5,2063E-11	6,1434E-11	4,9106E-11	9,0632E-11	1,7247E-10	9,7974E-11	7,9763E-11	5,6376E-11	4,8129E-11	1,0061E-10	1,1146E-10	1,2623E-10
1,1,2-Trichloroéthane	9,4833E-11	4,975E-10	2,3678E-10	2,6036E-11	3,9252E-10	4,6338E-10	6,3537E-11	9,0785E-11	6,1895E-11	7,3036E-11	5,8379E-11	1,0775E-10	2,0504E-10	1,1648E-10	9,4827E-11	6,7023E-11	5,7218E-11	1,196E-10	1,3251E-10	1,5007E-10
Hexachlorobutadiène	5,4185E-10	2,8404E-09	1,3558E-09	1,4923E-10	2,2445E-09	2,65E-09	3,6322E-10	5,1936E-10	3,5392E-10	4,1744E-10	3,3383E-10	6,1564E-10	1,171E-09	6,6564E-10	5,4191E-10	3,8289E-10	3,276E-10	6,8438E-10	7,5694E-10	8,5723E-10
Chloroforme	8,5317E-11	4,4758E-10	2,1301E-10	2,3422E-11	3,5312E-10	4,1687E-10	5,716E-11	8,1673E-11	5,5683E-11	6,5707E-11	5,252E-11	9,6936E-11	1,8447E-10	1,0479E-10	8,5311E-11	6,0298E-11	5,1473E-11	1,076E-10	1,1921E-10	1,3501E-10
1,2-Dichloroéthane	3,4578E-10	1,814E-09	8,6326E-10	9,4922E-11	1,4311E-09	1,6895E-09	2,3166E-10	3,31E-10	2,2567E-10	2,663E-10	2,1285E-10	3,9287E-10	7,4762E-10	4,2469E-10	3,4575E-10	2,4438E-10	2,0861E-10	4,3607E-10	4,8316E-10	5,4719E-10
a-Chlorotoluène	8,0434E-10	4,2195E-09	2,0084E-09	2,2085E-10	3,3293E-09	3,9303E-09	5,389E-10	7,7003E-10	5,2498E-10	6,1947E-10	4,9516E-10	9,1388E-10	1,7391E-09	9,8792E-10	8,0429E-10	5,6846E-10	4,8532E-10	1,0145E-09	1,1239E-09	1,2728E-09
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	3,765E-10	1,9751E-09	9,4003E-10	1,0337E-10	1,5583E-09	1,8397E-09	2,5225E-10	3,6043E-10	2,4573E-10	2,8996E-10	2,3177E-10	4,2778E-10	8,1404E-10	4,						