

## **Avis aux lecteurs:**

Les erreurs ci après ont été relevées après la publication.

Le Tableau 5.1 indiquant les concentrations atmosphériques cibles et les concentrations atmosphériques maximales prévues ne devrait pas être utilisé puisque certaines valeurs toxicologiques de référence (VTR) ne sont plus à jour, ce qui pourrait avoir une incidence sur les calculs axés sur les risques. Veuillez consulter l'annexe A (pièce A1) pour voir les étapes à suivre pour compléter le processus de dépistage et calculer les concentrations de dépistage dans l'air pour la protection de la santé humaine.



## Partie VII :

# Guide d'orientation pour l'évaluation de l'intrusion de vapeurs du sol sur les sites contaminés



**L'évaluation des  
risques pour les  
sites contaminés  
fédéraux  
au Canada**

***Santé Canada est le ministère fédéral qui aide les Canadiennes et les Canadiens à maintenir et à améliorer leur état de santé. Nous évaluons l'innocuité des médicaments et de nombreux produits de consommation, aidons à améliorer la salubrité des aliments et offrons de l'information aux Canadiennes et aux Canadiens afin de les aider à prendre de saines décisions. Nous offrons des services de santé aux peuples des Premières nations et aux communautés inuites. Nous travaillons de pair avec les provinces pour nous assurer que notre système de santé répond aux besoins de la population canadienne.***

Publication autorisée par le ministre de la Santé.

*L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie VII : Guide d'orientation pour l'évaluation de l'intrusion de vapeurs du sol sur les sites contaminés* est disponible sur Internet à l'adresse suivante :

<http://www.santecanada.gc.ca>

Also available in English under the title:

*Federal Contaminated Site Risk Assessment in Canada, Part VII: Guidance for Soil Vapour Intrusion Assessment at Contaminated Sites*

La présente publication est disponible sur demande sous d'autres formes.

Pour obtenir plus de renseignements ou des copies supplémentaires, veuillez communiquer avec :

Publications

Santé Canada

Ottawa (Ontario) K1A 0K9

Tél. : 613-954-5995

Télec. : 613-941-5366

Courriel : [info@hc-sc.gc.ca](mailto:info@hc-sc.gc.ca)

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada,  
représentée par la ministre de la Santé, 2010

La présente publication peut être reproduite sans autorisation dans la mesure où la source est indiquée en entier.

Cat.: H128-1/11-635F-PDF

ISBN: 978-1-100-96429-4

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

## PARTIE VII: GUIDE D'ORIENTATION POUR L'ÉVALUATION DE L'INSTRUSION DE VAPEURS DU SOL SUR LES SITES CONTAMINÉS

Septembre 2010

Préparé par :  
Division des sites contaminés  
Direction de la sécurité des milieux



# TABLE DES MATIÈRES

PRÉFACE.....	v
REMERCIEMENTS.....	vi
LISTE DES ABRÉVIATIONS ET DES ACRONYMES.....	vii
1.0 INTRODUCTION.....	1
2.0 APPLICATION ET PORTÉE DU DOCUMENT D'ORIENTATION.....	4
3.0 MODÈLE CONCEPTUEL DE SITE.....	5
4.0 CADRE D'ORIENTATION.....	8
4.1 Dépistage qualitatif.....	8
4.2 Dépistage quantitatif.....	8
5.0 DÉPISTAGE QUALITATIF.....	9
6.0 DÉPISTAGE QUANTITATIF – FACTEURS D'EXCLUSION.....	16
7.0 LE PROCESSUS DE DÉPISTAGE QUANTITATIF.....	19
7.1 Étape 1 : Cueillette des données nécessaires au dépistage quantitatif.....	19
7.1.1 Données sur l'eau souterraine.....	19
7.1.2 Données sur les vapeurs du sol.....	20
7.1.3 Données sur le sol.....	22
7.2 Étape 2 : Identification des contaminants potentiellement préoccupants.....	22
7.3 Étape 3 : Prédiction de la concentration de vapeur à la source (en l'absence de données sur les vapeurs du sol).....	23
7.4 Étape 4 : Choix d'un facteur d'atténuation de vapeur.....	23
7.4.1 Introduction aux tableaux de facteurs d'atténuation de vapeur.....	23
7.4.2 Choix du type de sol.....	26
7.4.3 Choix de l'utilisation du sol.....	26
7.4.4 Estimation de la profondeur de la source des vapeurs.....	26
7.4.5 Choix du facteur d'atténuation de vapeur.....	26
7.5 Étape 5 : Ajustement du facteur d'atténuation en fonction de la hauteur de mélange dans le bâtiment.....	29
7.6 Étape 6 : Ajustement du facteur d'atténuation pour la biodégradation.....	29
7.7 Étape 7 : Prédiction de la concentration dans l'air intérieur.....	30
7.8 Étape 8 : Ajustement de la concentration dans l'air intérieur en fonction des considérations de flux de masse (facultatif, seulement pour les composés chimiques dissous dans l'eau souterraine).....	30
7.9 Étape 9 : Contrôle basé sur la réduction de la source de contamination (facultatif, seulement pour les sols contaminés).....	31
7.10 Étape 10 : Caractérisation du risque.....	33
7.11 Étape 11 : Évaluation de la cohérence, de la suffisance et de l'incertitude des données.....	33
7.12 Étape 12 : Contrôle du bruit de fond dans l'air intérieur.....	35
8.0 CONCLUSION.....	37
9.0 RÉFÉRENCES.....	38
10.0 GLOSSAIRE.....	40
ANNEXE A Dérivation des facteurs d'atténuation de la vapeur pour une évaluation préalable par Santé Canada.....	41
ANNEXE B Évaluation des facteurs d'atténuation de vapeur empiriques (Alpha).....	77
ANNEXE C Modélisation numérique de la bioatténuation des vapeurs d'hydrocarbures sous les bâtiments.....	118
ANNEXE D Exemples de calculs illustrant l'utilisation du guide d'orientation.....	135
ANNEXE E Rétrocalcul des critères basés sur le risque acceptable pour les vapeurs du sol et l'eau souterraine.....	141

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1	Paramètres d'évaluation de l'intrusion de vapeur pour les évaluations quantitatives préliminaires des risques (ÉQPR) et les évaluations quantitatives détaillées des risques (ÉQDR).....	2
Tableau 7.1	Matrice de décision pour l'échantillonnage des vapeurs du sol (panache dissous).....	21
Tableau 7.2	Comparaison de différentes sources de données pour l'investigation de l'intrusion de vapeur.....	22
Tableau 7.3	Choix du type de sol .....	26
Tableau 7.4	Matrice de décision pour l'interprétation des prédictions de risque .....	34

## LISTE DES FIGURES

Figure 1.1	Schéma décisionnel pour l'évaluation de l'intrusion de vapeur.....	3
Figure 2.1	Exemple de modèle conceptuel de site pour l'intrusion de vapeur – Site résidentiel .....	7
Figure 7.1	Modèle conceptuel pour l'étude des vapeurs du sol Nota : d, profondeur .....	21
Figure 7.2	Facteurs d'atténuation résidentiels eau souterraine / air intérieur .....	27
Figure 7.3	Facteurs d'atténuation résidentiels vapeurs du sol / air intérieur .....	27
Figure 7.4	Facteurs d'atténuation commerciaux eau souterraine / air intérieur .....	28
Figure 7.5	Facteurs d'atténuation commerciaux vapeurs du sol / air intérieur.....	28
Figure 7.6	Modèle conceptuel pour le calcul du flux de masse dans l'eau souterraine .....	31

## TABLEAUX COMPLÉMENTAIRES

TABLEAU COMPLÉMENTAIRE 1	PROCESSUS DE DÉPISTAGE DE LA VOLATILITÉ D'UN COMPOSÉ CHIMIQUE .....	17
TABLEAU COMPLÉMENTAIRE 2	ÉQUATIONS DE RÉPARTITION .....	24
TABLEAU COMPLÉMENTAIRE 3	PRESSION DE VAPEUR ET CONSTANTE DE HENRY CORRIGÉES POUR LA TEMPÉRATURE .....	25
TABLEAU COMPLÉMENTAIRE 4	AJUSTEMENT DE LA CONCENTRATION PRÉDITE DANS L'AIR INTÉRIEUR BASÉ SUR LES CONSIDÉRATIONS RELATIVES AU FLUX DE MASSE – CHEMIN DE MIGRATION EAU SOUTERRAINE VERS AIR INTÉRIEUR.....	32
TABLEAU COMPLÉMENTAIRE 5	CONTRÔLE SUR LA RÉDUCTION DE LA SOURCE BASÉ SUR LA MASSE DISPONIBLE - CHEMIN DE MIGRATION DU SOL VERS L'AIR INTÉRIEUR .....	33
TABLEAU COMPLÉMENTAIRE 6	ÉQUATIONS DE RISQUE.....	36

# PRÉFACE

Mis sur pied par le gouvernement fédéral du Canada, le *Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf)* a été conçu pour assurer la poursuite et l'amélioration du programme fédéral d'intendance environnementale se rapportant aux sites contaminés situés sur des propriétés fédérales ou exploités par le gouvernement. Divers documents d'orientation sur l'évaluation des risques pour la santé humaine (ÉRSH) à l'appui du PASCf ont été préparés par la Division des sites contaminés de Santé Canada et ils peuvent être obtenus sur notre site Web ou auprès de la Division des sites contaminés ([cs-sc@hc-sc.gc.ca](mailto:cs-sc@hc-sc.gc.ca)).

Le présent document d'orientation *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie VII : Guide d'orientation pour l'évaluation de l'intrusion de vapeurs du sol sur les sites contaminés* est destiné aux ministères gardiens.

Comme c'est souvent le cas de tout guide national, le présent document ne satisfera pas à toutes les exigences des tous les sites contaminés des ministres gardiens ou de tous les évaluateurs des risques. À mesure que la pratique de l'évaluation des risques évoluera et tant que la mise en œuvre du PASCf se poursuivra, des informations nouvelles et des mises à jour seront publiées. Par conséquent, il est à prévoir que la révision du présent document sera nécessaire de temps à autre afin d'intégrer ces nouvelles informations. Pour vous assurer que la version du document dont vous disposez est la plus récente et que vous utilisez les hypothèses, paramètres, etc. les plus à jour, veuillez contacter Santé Canada à l'adresse ci-après.

Les commentaires, questions, critiques, ajouts ou modifications à apporter au présent document doivent être envoyés à l'adresse suivante : Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Santé Canada, indice postale 4111A, 99, rue Metcalfe, 11<sup>e</sup> étage, Ottawa (Ontario) K1A 0K9. Courriel : [cs-sc@hc-sc.gc.ca](mailto:cs-sc@hc-sc.gc.ca)

Voir aussi : <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/contamsite/index-fra.php>.

## REMERCIEMENTS

Les auteurs principaux de ce guide d'orientation sont le Dr Ian Hers, le Dr Reidar Zapf-Gilje et M<sup>me</sup> Cher Lacoste de Golder Associés Ltée, et ce, en vertu d'un contrat avec Santé Canada. Nous apprécions sincèrement le temps consacré par plusieurs organismes à la révision de ce guide d'orientation et à la formulation de commentaires. Nous remercions Pêches et Océans Canada, le Ministère de la Défense nationale, Environnement Canada, la United States Environmental Protection Agency, le Ministère de l'Environnement de l'Ontario et Travaux publics et Services gouvernementaux Canada.

## LISTE DES ABRÉVIATIONS ET DES ACRONYMES

BTEX	Benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CPP	Contaminant potentiellement préoccupant
ÉQDR	Évaluation quantitative détaillée des risques
ÉQPR	Évaluation quantitative préliminaire des risques
ID	Indice de danger
IR	Indice de risque
J&E	Johnson and Ettinger
LPNA	Liquide en phase non aqueuse
MCS	Modèle conceptuel de site
VTR	Valeur toxicologique de référence



## 1.0 INTRODUCTION

L'intrusion de vapeur est la migration de composés chimiques volatils ou semi-volatils présents dans l'eau souterraine et le sol contaminé vers l'intérieur des bâtiments sus-jacents. Ce document présente des recommandations pour l'évaluation des risques spécifiques à la voie d'exposition par intrusion de vapeur (« intrusion de vapeur ») et pour l'évaluation du potentiel de risque pour la santé humaine imputable à l'inhalation de vapeur du sol présente dans l'air intérieur. Ce guide d'orientation sur l'intrusion de vapeur est un complément au guide de Santé Canada intitulé *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie I : L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine, version 2.0* (SC, 2010a), lequel ne fournit pas d'orientations quantitatives concernant la voie d'exposition par intrusion de vapeur provenant du sol. Il est à noter que certaines des options présentées ici pour évaluer l'intrusion de vapeur ne pourront pas être utilisées avec le type de données habituellement disponibles aux fins d'une ÉQPR (voir tableau 1.1).

Un schéma décisionnel résumant le cadre des recommandations sur l'intrusion de vapeur est présenté à la figure 1. Le guide d'orientation sur l'intrusion de vapeur comprend deux niveaux. Le premier niveau correspond à une étape de dépistage qualitatif permettant de catégoriser les sites selon le potentiel d'intrusion de vapeur et de déterminer si l'évaluation doit se poursuivre au second niveau. Ce second niveau consiste en une étape de dépistage quantitatif, c'est-à-dire une évaluation de risque quantitative dans laquelle des facteurs d'atténuation de vapeur représentatifs quasi spécifiques au site servent à estimer les concentrations dans l'air à l'intérieur du bâtiment, lesquelles permettent ensuite de prédire le risque pour la santé humaine. Ce guide d'orientation fournit également une méthodologie pour le calcul des niveaux de dépistage des vapeurs dans l'eau souterraine et dans le sol pour la voie d'exposition par intrusion de vapeur. Les facteurs d'atténuation de vapeur, définis comme la concentration dans l'air intérieur divisée par la concentration de vapeur du sol à une profondeur donnée, sont basés sur le modèle de Johnson et Ettinger (J&E). Un aperçu de ce modèle et des hypothèses utilisées pour développer les facteurs d'atténuation donnés dans ce guide d'orientation est joint à l'annexe A.

Santé Canada a développé deux feuilles de calcul permettant d'estimer l'intrusion de vapeur. Ces deux outils comprennent une banque de données toxicologiques et physico-chimiques sur plus de 150 composés chimiques, laquelle peut être consultée pour fins de dépistage du risque. La première feuille de calcul correspond au document *Outil d'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine* (SC, 2008). Cette feuille de calcul est

conçue pour calculer de façon conservatrice les risques à la santé humaine sur la plupart des sites et dans la plupart des cas d'exposition, et ce, pour diverses voies d'exposition dont celle par intrusion de vapeur, le tout basé sur des données sur le sol et (ou) sur l'eau souterraine ainsi que sur les hypothèses suivantes :

- La température du sol est fixée à 25 degrés Celsius, température à laquelle la constante de Henry est souvent mesurée.
- L'utilisateur peut choisir un sol de texture fine ou grossière.
- L'utilisateur spécifie la profondeur de la contamination, qui doit être à au moins 1 m sous la surface (voir section 3.0).

La seconde feuille de calcul s'intitule *Spreadsheet Tool for Detailed Quantitative Risk Assessment (DQRA)* (HC, 2009). Elle intègre des facteurs d'atténuation quasi spécifiques au site qui sont développés dans le présent document. Elle tient compte d'un plus grand éventail de types de sol et permet de modifier les propriétés du sol. Ce modèle présente les caractéristiques suivantes :

- Il permet le suivi de la réduction de la source, l'ajustement de vitesse de l'eau souterraine et l'ajustement pour la biodégradation.
- Il estime l'intrusion de vapeur et les risques subséquents occasionnés par les vapeurs du sol, le sol et l'eau souterraine. Au niveau de l'ÉQDR, il est prévu que des échantillons de plusieurs médias soient disponibles.
- Il intègre les modèles d'intrusion de vapeur du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) et de Santé Canada. Le choix de l'un ou l'autre de ces modèles devrait être justifié.

D'autres orientations sur la caractérisation de site et sur l'échantillonnage pour l'évaluation de l'intrusion de vapeur sont fournies dans le *Guide sur la caractérisation environnementale des sites dans le cadre de l'évaluation des risques pour la santé humaine* de Santé Canada (SC, non publié). De l'orientation sur les ÉQPR et sur les ÉQDR peut être trouvée dans *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie I : L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine, version 2.0* (SC, 2010a) et dans *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie V : L'évaluation quantitative détaillée des risques pour la santé humaine associés aux substances chimiques (ÉQDRchim)* de Santé Canada (2010c).

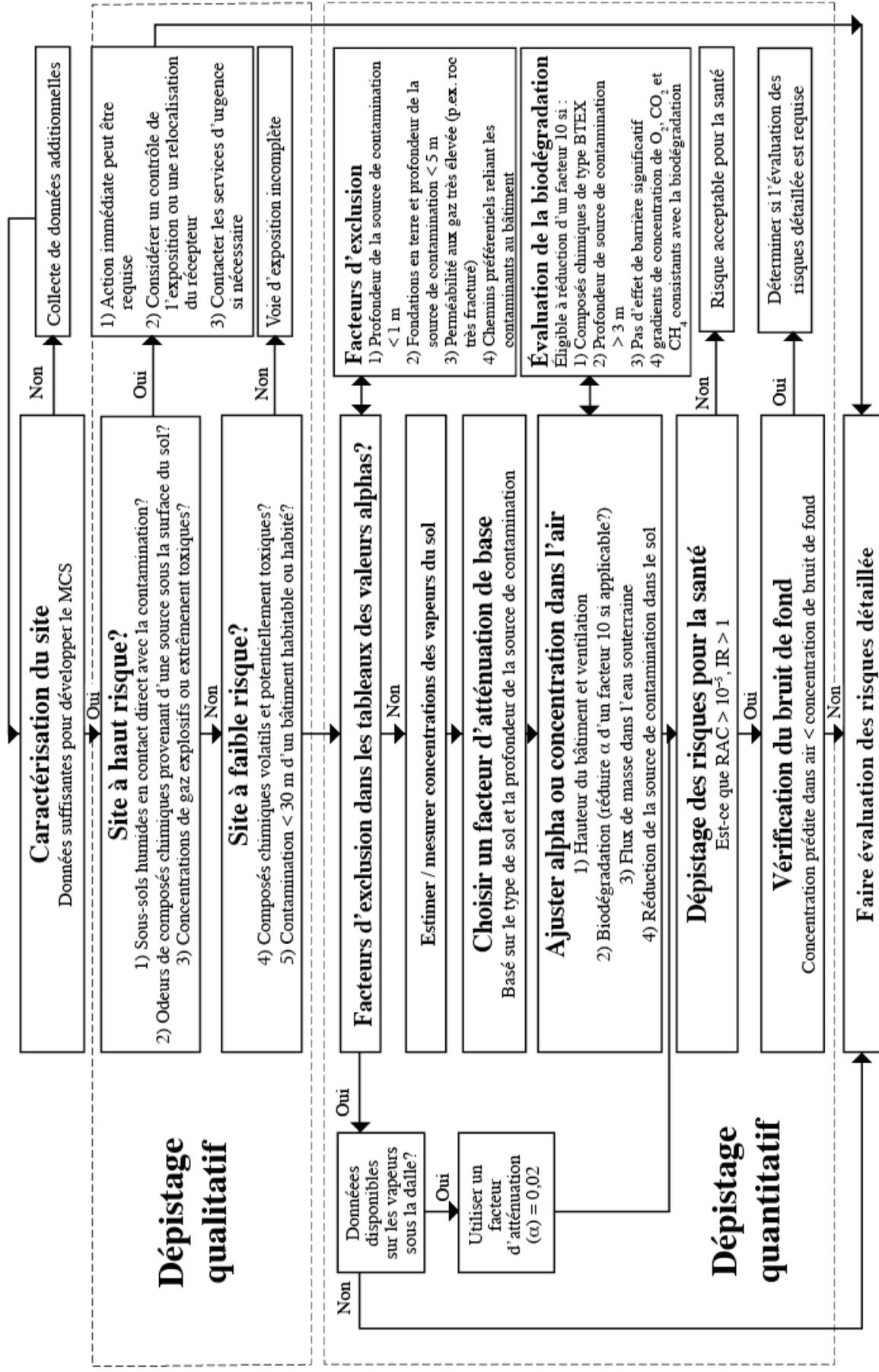
**Tableau 1.1 Paramètres d'évaluation de l'intrusion de vapeur pour les évaluations quantitatives préliminaires des risques (ÉQPR) et les évaluations quantitatives détaillées des risques (ÉQDR)**

Paramètres d'évaluation	ÉQPR	ÉQDR
Données sur le site	Sol ou eau souterraine	Sources de données multiples dont les données sur l'eau souterraine et les vapeurs dans le sol.
Type de sol	Grossier ou fin	Sable, sable limoneux, limon sableux et limon - Les paramètres du sol peuvent être spécifiés dans la feuille de calcul.
Profondeur de la contamination	Ajustable	Ajustable
Ajustement pour bioatténuation	Ne devrait pas être utilisé	Peut être utilisé si les données disponibles sont suffisantes.
Ajustement pour flux de masse	Ne devrait pas être utilisé	Peut être utilisé si les données disponibles sont suffisantes.
Suivi de la réduction de la source	Ne devrait pas être utilisé	Peut être utilisé si les données disponibles sont suffisantes.

Il est très important de remarquer que l'utilisation de données relatives aux sols présente des limitations significatives, particulièrement dans le cas de sites contaminés par des hydrocarbures chlorés. Santé Canada étudiera si l'intrusion de vapeur provenant de solvants

chlorés est sous-évaluée dans les sols grossiers. Même si Santé Canada acceptait une évaluation de l'intrusion de vapeur basée sur les données relatives aux sols au niveau de l'ÉQPR, nous recommandons de compiler des renseignements additionnels au sujet du site tels que des données sur l'eau souterraine et sur l'air à l'intérieur

Figure 1.1 Schéma décisionnel pour l'évaluation de l'intrusion de vape



## 2.0 APPLICATION ET PORTÉE DU DOCUMENT D'ORIENTATION

Le présent document d'orientation sur l'intrusion de vapeur décrit la façon de déterminer s'il existe un potentiel de migration de vapeur provenant du sol vers l'intérieur d'un bâtiment et, le cas échéant, si l'intrusion de vapeur constitue un risque potentiel acceptable pour la santé humaine. Ce guide d'orientation prend la forme d'une série de questions et d'étapes que l'utilisateur doit suivre pour évaluer les risques potentiels occasionnés par l'intrusion de vapeur dans un site contaminé. L'information présentée dans les annexes du document expose les justifications techniques du document.

Les applications visées par ce guide d'orientation correspondent à des cas où des bâtiments résidentiels ou commerciaux occupés se trouvent sur un site déjà contaminé, ou lorsque la présence de bâtiments occupés est possible dans des scénarios d'occupation future d'un territoire. Ces orientations devraient servir pour des aménagements ou des occupations du territoire dans le futur seulement s'il peut être vérifié que les conditions du site vont satisfaire les hypothèses posées dans ce guide d'orientation. Les prédictions des scénarios d'exposition futurs dépendent étroitement des prédictions des conditions futures du site et, par conséquent, il pourrait être éventuellement nécessaire de réévaluer les risques afin d'assurer la validité de la caractérisation. Des facteurs d'atténuation de vapeur distincts sont fournis pour des bâtiments résidentiels et commerciaux types.

L'objet principal de ce guide d'orientation est la protection de la santé humaine contre les problèmes de santé chroniques potentiels imputables à une exposition à de faibles concentrations de vapeur, et ce, sur de longues périodes. Dans des cas extrêmes, des vapeurs peuvent s'accumuler à l'intérieur de bâtiments occupés ou d'espaces clos jusqu'à des concentrations qui pourraient occasionner un risque à court terme pour la sécurité (p.ex., une explosion), des effets aigus sur la santé ou des problèmes esthétiques (p.ex., des odeurs). Bien que ces aspects ne soient pas abordés dans ce guide d'orientation, il faut toujours prendre des mesures immédiates et appropriées pour protéger la santé humaine lorsque de telles conditions se présentent.

L'exposition des travailleurs aux composés chimiques utilisés dans les procédés industriels s'évalue par rapport à des normes d'exposition professionnelle basées sur la législation ou sur des recommandations élaborées pour des milieux de travail. Par opposition, les valeurs de référence de toxicité pour la santé humaine adoptées dans ce guide d'orientation pour la qualité de l'air sont conservatrices. Cependant, lorsque les composés chimiques présents dans le milieu souterrain d'un lieu de travail diffèrent de ceux utilisés au travail ou représentent une partie significative de l'exposition des travailleurs, il est recommandé de tenir compte des implications potentielles de l'intrusion de vapeur sur la sécurité des travailleurs.

Les utilisateurs à qui s'adresse ce guide d'orientation sont des professionnels de l'évaluation du risque et de l'exposition qui possèdent une certaine expérience de l'évaluation du risque d'intrusion de vapeur.

### 3.0 MODÈLE CONCEPTUEL DE SITE

L'évaluation de l'intrusion de vapeur peut être mise en œuvre de manière séquentielle en commençant par la caractérisation de la source de contamination à l'aide d'un échantillonnage du sol et de l'eau souterraine en plus de la collecte des données (hydrogéologie et propriétés du sol) nécessaires pour comprendre la migration des contaminants dans les zones saturées et non saturées. L'évaluation devrait se poursuivre par l'échantillonnage des vapeurs du sol près de la source de contamination, en se rapprochant du bâtiment au besoin, et enfin, si les résultats des étapes précédentes le justifient, par une collecte de données propres à l'édifice même (échantillonnage de l'air intérieur et des vapeurs sous la dalle, propriétés du bâtiment).

Il est particulièrement important d'élaborer un modèle conceptuel de site (MCS) et de considérer la suffisance ou l'insuffisance des données lors du dépistage visant à exclure un site du processus d'évaluation de l'intrusion de vapeur. Il est recommandé de mener une évaluation complète, basée sur de multiples sources d'information, avant de tirer une conclusion. Ces sources d'information comprennent les concentrations dans différents media et différents lieux le long du trajet de migration prévu, de même que l'information sur les conditions du site et les facteurs qui pourraient influencer la migration des vapeurs.

Un MCS est une représentation visuelle et une description narrative des processus physiques, chimiques et biologiques ayant cours ou ayant eu cours dans un site contaminé. Le MCS devrait pouvoir décrire comment le site a été contaminé, comment la contamination a été transportée et comment elle l'est encore, où cette contamination aboutira ultimement et qui pourrait en être affecté. Dans la mesure du possible, le MCS devrait fournir de l'information sur la nature tridimensionnelle de la contamination et sur les caractéristiques physiques du site; le tout supporté par des cartes, des coupes et des diagrammes du site.

Un MCS utilisé pour évaluer les risques associés aux vapeurs du sol dans un site contaminé devrait présenter un sommaire des renseignements suivants :

- L'information sur la source et sur l'historique de la contamination. Les concentrations, la répartition et l'étendue des composés chimiques potentiellement préoccupants dans au moins un des milieux, soit le sol, l'eau souterraine, les vapeurs dans le sol ou l'air intérieur; cependant, il sera probablement nécessaire de fournir des données sur au moins deux media.

- Les récepteurs susceptibles d'être exposés à la contamination (aussi bien dans les scénarios d'utilisation du sol actuels que futurs).
- L'information au sujet des utilisations du sol passées et présentes, des sources potentielles et des types de contamination volatile ou semi-volatile, ainsi que des rejets ou des déversements connus ou soupçonnés ayant pu se produire sur le site.

L'information ci-dessous est nécessaire à l'évaluation de l'intrusion de vapeur selon ce guide d'orientation. Certains facteurs d'exclusion ne permettent pas l'utilisation du modèle pour un dépistage quantitatif; il est donc impératif que les conditions du site soient évaluées et décrites adéquatement afin de déterminer si les facteurs suivants sont présents :

- la forme de contamination présente (composés chimiques dissous dans l'eau souterraine, contamination du sol, liquides en phase non aqueuse (LPNA));
- la distance entre la contamination et le bâtiment (verticale et latérale). Si une contamination de surface (à moins de 1 m des fondations du bâtiment) est observée, elle doit être notée. Pour déterminer si la contamination se trouve à au moins un mètre du bâtiment, les concentrations à cette distance doivent être inférieures au seuil de détection. Le jugement professionnel et l'expérience peuvent aussi jouer un rôle dans la détermination de l'étendue de la contamination;
- des renseignements suffisants pour déterminer si la contamination est mobile;
- des renseignements géologiques, dont les unités de sols présentes sur le site et le type ou la classe structurale de chaque unité. Il faudrait aussi noter les milieux de grande perméabilité, comme le karst ou les blocs de pierre;
- l'emplacement et les caractéristiques des services enfouis, puisque ceux-ci peuvent créer des chemins préférentiels pour la migration de la contamination vers le bâtiment;
- l'utilisation du sol (résidentiel ou commercial);
- l'information au sujet des bâtiments, incluant leur emplacement, leur superficie et leur hauteur, le type de fondation (p.ex. un vide sanitaire ou un sous-sol) ainsi que les caractéristiques de ces dernières (p.ex. construction, entrées des services, puisards). Les sous-sols dont la fondation ou le plancher sont en terre ou en bois devraient être identifiés;
- l'information au sujet des sources de bruit de fond de composés chimiques volatils (COV) dans l'air intérieur, y compris les sources intérieures de COV et les matériaux de construction contaminés.

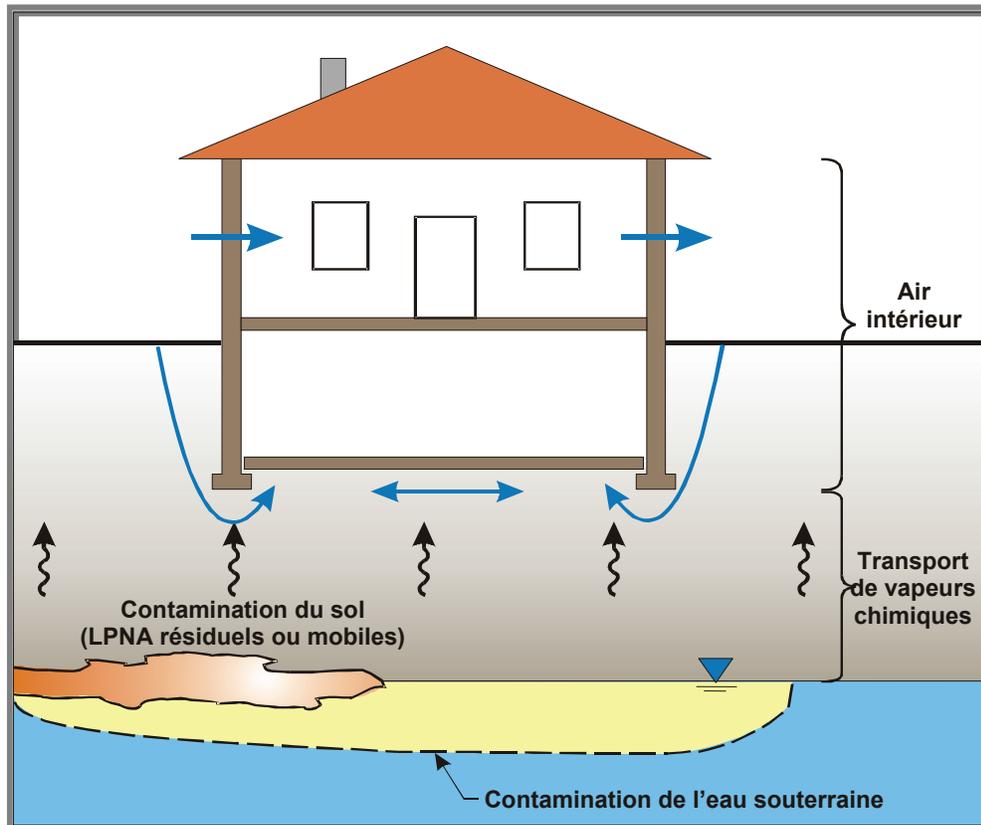
Certains renseignements supplémentaires s'avèreraient utiles pour décrire le devenir de la migration future de la

contamination ou de panaches dans une évaluation quantitative détaillée des risques :

- l'information hydrogéologique, y compris la profondeur de la nappe d'eau souterraine, la direction de l'écoulement de l'eau souterraine, la conductivité hydraulique et les gradients hydrauliques latéral et vertical;
- les propriétés des sols de la zone non saturée, dont la teneur en eau, la porosité, la fraction de carbone organique, la densité apparente et la perméabilité sol-air.

La figure 2.1 illustre un exemple de MCS pour un site résidentiel

Figure 2.1 Exemple de modèle conceptuel de site pour l'intrusion de vapeur – Site résidentiel



Nota : LPNA, liquide en phase non aqueuse.

D'autres orientations sur la caractérisation de site sont présentées dans le *Guide sur la caractérisation environnementale des sites dans le cadre de l'évaluation des risques pour la santé humaine* de Santé Canada (SC, non publié).

## 4.0 CADRE D'ORIENTATION

Le cadre d'orientation est présenté dans le schéma décisionnel de la figure 1.1. Il faut noter que bien que la figure 1.1 indique un indice de risque (IR) < 1 comme niveaux de risques acceptables, ceci s'applique uniquement lorsque toutes les voies d'expositions ont été considérées dans l'estimation de l'exposition.

### 4.1 Dépistage qualitatif

Cette étape du dépistage catégorise les sites en fonction de leur potentiel d'intrusion de vapeur. À partir de cette évaluation, et compte tenu des facteurs d'exclusion, l'utilisateur décide si l'évaluation doit se poursuivre au niveau quantitatif ou si une action immédiate est requise en raison de la présence sur le site de risques inacceptables pour la santé.

### 4.2 Dépistage quantitatif

Le ratio d'atténuation des vapeurs, lequel est prédit au moyen du modèle de Johnson et Ettinger (1991), sert à prédire les concentrations dans l'air intérieur. Les concentrations mesurées dans le sol, dans l'eau souterraine ou dans les vapeurs du sol peuvent être utilisées pour l'évaluation d'un

site. **Pour que les diagrammes d'atténuation du dépistage quantitatif s'appliquent, les mesures de concentration doivent être prises à une profondeur minimale d'un mètre sous le bâtiment.**

Si des données sur la présence de vapeur sous la dalle sont disponibles, un facteur d'atténuation de vapeur sous la dalle approprié (0,02) peut être utilisé pour les concentrations dans l'air intérieur (figure 1.1). De façon similaire, si l'on dispose de mesures de la qualité de l'air à l'intérieur, ces concentrations peuvent être comparées aux concentrations acceptables dans l'air. Cependant, il faut tenir compte de la méthodologie et de la représentativité des programmes d'échantillonnage et d'analyse, de même que de l'effet possible de sources de COV en bruit de fond sur les concentrations dans l'air intérieur. En effet, il peut exister des sources en bruit de fond des mêmes composés chimiques qui ne proviennent pas d'une contamination du sol et de l'eau souterraine, lesquelles peuvent être dans l'air ambiant (extérieur) ou provenir de l'intérieur de l'édifice (p.ex., matériaux de construction, produits de consommation, émissions).

Des équations normalisées permettent d'évaluer le risque pour la santé à partir des concentrations dans l'air prédites pour des aboutissants cancérigène et non cancérigène. Le tableau 7.4 montre une matrice de décision pour la gestion de risque basée sur les prédictions de risque.

## 5.0 DÉPISTAGE QUALITATIF

Le dépistage qualitatif se divise en deux étapes. La première, comptant trois questions, est conçue pour identifier une première catégorie de sites lesquels présentent un potentiel significatif de risques pour la santé humaine ou pour la sécurité. Bien que ceci sorte du cadre de ce document d'orientation, des mesures de sécurité appropriées devraient être élaborées et mises en place pendant les travaux sur un site, comme pour toute évaluation de site. La seconde étape, qui comprend deux questions, vise à identifier une seconde catégorie de site où la migration de vapeur n'est pas considérée comme étant possible.

Les sites qui échappent à l'une ou l'autre de ces deux catégories précitées passent à l'étape du dépistage quantitatif dans laquelle une évaluation quantitative des risques à la santé humaine est effectuée.

### Dépistage qualitatif – Questions 1, 2 et 3

Ces questions servent à cerner les sites présentant un potentiel significatif d'effets nuisibles pour la santé humaine ou pour la sécurité et où des mesures de contrôle de l'exposition sont justifiées.

**Question 1 :** Le site comporte-t-il des bâtiments ayant un sous-sol humide (c'est-à-dire que la surface de la nappe d'eau souterraine est près de la base du sous-sol, ce qui cause une infiltration d'eau) ou un puisard qui serait en contact direct avec une eau souterraine, un sol contaminé et (ou) avec un LPNA?

**Question 2 :** Les occupants ont-ils rapporté des odeurs chimiques qui ne semblent pas provenir de sources intérieures ni de l'air ambiant et qui pourraient raisonnablement trouver leur origine d'une contamination du sol et de l'eau souterraine?

**Question 3 :** Des concentrations de gaz potentiellement explosives ou extrêmement toxiques ont-elles été mesurées dans le bâtiment, dans les conduites de service, dans les puisards ou dans les drains desservant le bâtiment?

Si on répond à l'affirmative à l'une des questions précédentes, des mesures immédiates doivent être prises pour investiguer et atténuer, au besoin, les risques créés par les vapeurs du sol. Selon les résultats de l'investigation, il pourrait être approprié de tester la qualité de l'air intérieur, de contrôler l'exposition ou de relocaliser les récepteurs. Au besoin, les services d'urgence devraient se charger de traiter le danger immédiat pour la santé.

### Dépistage qualitatif – Questions 4 et 5

Ces questions servent à cerner les sites où la voie d'exposition par intrusion de vapeur du sol n'est pas considérée comme étant potentiellement significative compte tenu des composés chimiques potentiellement préoccupants, et qui ne justifient donc pas une évaluation quantitative du risque d'intrusion de vapeur.

Si on répond aux questions 4 ou 5 par la négative, il faut considérer la migration des vapeurs du sol comme étant impossible.

**Question 4 :** Y a-t-il dans l'eau souterraine ou dans le sol des composés chimiques volatils qui peuvent potentiellement constituer un risque inacceptable à cause de leur volatilité et de leur toxicité?

Le tableau 5.1 énumère des composés chimiques qui se trouvent couramment dans des sites contaminés, avec leur potentiel de représenter une préoccupation en termes d'intrusion de vapeur. Les composés trouvés dans un site contaminé qui sont classés comme volatils ou toxiques dans le tableau 5.1 devraient être considérés comme des contaminants potentiellement préoccupants (CPP) et retenus en vue d'une évaluation plus poussée. La liste du tableau n'est pas exhaustive et les utilisateurs peuvent mener une évaluation de toxicité et de volatilité au moyen de la méthodologie présentée au tableau complémentaire 1 si un composé chimique potentiellement préoccupant ne figure pas dans la liste. Les propriétés physico-chimiques d'un large éventail de composés chimiques sont indiquées dans le tableau 4 dans *l'Évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II: Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0 (SC, 2010b)* et dans *l'Outil d'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine (SC, 2008)*.

La méthode de dépistage décrite au tableau complémentaire 1 commence par une prédiction de la concentration de vapeur basée sur la théorie de répartition à l'équilibre, utilisant à la fois la constante de la loi de Henry et la pression de vapeur du composé chimique à l'état pur. Le mode de répartition est décrit de façon plus approfondie dans la section 7.0. La concentration de vapeur maximale prédite par ces deux approches est divisée par un facteur de dilution de cinquante (50) (alpha de 0,02), soit l'atténuation minimale<sup>1</sup> observée entre les vapeurs du sol et l'air intérieur (U.S. EPA, 2008). La concentration de vapeur ajustée est comparée à la concentration cible dans l'air, laquelle repose sur des hypothèses conservatrices quant à l'exposition.

<sup>1</sup> Valeur du 90<sup>e</sup> centile pour un ensemble de données filtrées.

La concentration cible dans l'air est calculée à partir d'un seuil de risque additionnel de cancer supérieur à  $10^{-5}$  pour une exposition à vie ou d'un indice de danger de plus de 0,2 pour les substances toxiques avec seuil, selon les orientations de Santé Canada (SC, 2010a). On suppose que le récepteur est sujet à une exposition à vie à la concentration dans l'air intérieur prédite à partir de la concentration théorique maximale dans les vapeurs du sol et d'un facteur d'atténuation de vapeur conservateur.

**Question 5 :** Existe-t-il ou pourrait-il éventuellement y avoir des bâtiments habités dans un rayon de 30 m de la contamination du sol et de l'eau souterraine?

La concentration de vapeur diminue avec la distance latérale ou verticale par rapport à la source de vapeur du sol, et ce, jusqu'à devenir négligeable. La diminution de la concentration de vapeur est fonction de la dimension et de la géométrie de la source de la contamination, des propriétés du sol, des propriétés physico-chimiques et des transformations biologiques ou chimiques potentielles dans le milieu souterrain.

En termes approximatifs, les données empiriques disponibles et les études par modélisation donnent à penser que les concentrations de vapeur ne soient pas significatives lorsque la contamination se trouve à une distance latérale de plus de 30 m des bâtiments habitables (Mendoza, 1995; Lowell et Eklund, 2004; Abreu et Johnson, 2005). La contamination est ici définie, aux fins de dépistage, comme **toute concentration détectable dans l'eau souterraine ou dans le sol, sans nécessairement dépasser une quelconque limite recommandée.**

Il existe peu de données empiriques sur la migration de vapeur dans des sites comportant une source de vapeur profonde, à plus de 30 m de la surface. Pour les sources de vapeur situées en profondeur, il y a une atténuation par diffusion et dispersion des vapeurs. Il semble raisonnable de fixer à 30 m le critère de distance verticale servant à déterminer quand l'exposition par intrusion de vapeur est considérée comme étant nulle.

**Le critère de distance de 30 m ne devrait pas s'appliquer** et il faudrait évaluer l'intrusion de vapeur dans le bâtiment quand au moins une des conditions suivantes existe dans le site :

- **Gaz sous pression** – Le critère de distance ne tient pas compte du déplacement des gaz sous pression, ce qui se produit souvent dans les sites d'enfouissement où il y a production de méthane et où des traces de COV peuvent être entraînées avec les biogaz.
- **Recouvrement de faible perméabilité** – Le critère de distance ne devrait pas s'appliquer quand la surface du sol entre la contamination et le bâtiment est recouverte d'un pavage continu ou quasi continu de béton ou d'asphalte (ou d'un matériau aux propriétés similaires), car cette barrière peut empêcher la dissipation normale des vapeurs et ainsi favoriser la migration de vapeur vers le bâtiment. Le sol gelé peut aussi constituer un recouvrement de faible perméabilité lorsqu'il y a possibilité qu'une zone de sol soit dégelée sous le bâtiment.
- **Zone contaminée en expansion** – Il est présumé que le panache de contamination ou la zone source ne s'étend pas ou ne migre pas en direction du bâtiment.
- **Chemins préférentiels significatifs** – On considère qu'il existe des chemins préférentiels potentiellement significatifs dans les sites où il y a une assise rocheuse fracturée, du karst, des fissures verticales ou d'autres milieux dont la perméabilité aux gaz est anormalement élevée, ou encore dans les sites où des conduites de service reliant directement la source de contamination aux espaces clos du bâtiment sont présentes.

Tableau 5.1 Facteurs de toxicité et résultats du dépistage préliminaire pour la volatilité et la toxicité

Contaminant	RfD (Dose de référence)	Note	Concentration tolérable	coeff. de cancérogénicité	note	Risque unitaire	Source des VTR	Classification	Concentrations cibles dans l'air intérieur des cancérogènes	Concentrations cibles dans l'air intérieur des cancérogènes	Concentration maximale prédite pour l'air intérieur	Détermination de la Pièce 1
	mg/kg-jour		(mg/m <sup>3</sup> )	(mg/kg-jour) <sup>-1</sup>		(mg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	(mg/m <sup>3</sup> )		C <sub>air,T</sub> (mg/m <sup>3</sup> )	C <sub>air,T</sub> (mg/m <sup>3</sup> )	C <sub>air</sub> (mg/m <sup>3</sup> )	
Acétylaldéhyde	2.6E-03		5.11E-03	7.7E-03		2.2E-03	RAIS	Carcinogène	-	4.5E-03	6.4E+04	volatils/toxiques
Acétone	9.0E-01		1.79E+00			-	IRIS	non cancérogène	3.6E-01	-	3.2E+04	volatils/toxiques
Acétonitrile	1.7E-02		3.40E-02			-	RAIS	non cancérogène	6.8E-03	-	1.6E+04	volatils/toxiques
Acroléine	5.0E-04	oral	9.94E-04			-	IRIS	non cancérogène	2.0E-04	-	2.1E+04	volatils/toxiques
Acrylonitrile	5.7E-04		1.13E-03			6.8E-02	RAIS	Carcinogène	-	1.5E-04	5.7E+03	volatils/toxiques
Benzène	4.0E-03	oral	7.95E-03	1.5E-02	inhal	3.3E-03	IRIS/Santé Canada	Carcinogène	-	3.0E-03	8.3E+03	volatils/toxiques
Dichlorure de benzyle	1.7E-01	oral	3.38E-01			4.9E-03	IRIS/RAIS	Carcinogène	-	2.0E-03	1.8E+02	volatils/toxiques
1,1-Biphényle	5.0E-02	oral	2.22E-01			-	IRIS	non cancérogène	4.4E-02	-	1.8E+00	volatils/toxiques
Bis(2-chloroéthyle)éther			-	1.1E+00		2.5E-01	IRIS	Carcinogène	-	4.0E-05	2.5E+02	volatils/toxiques
Bis(2-chloroisopropyle)éther	4.0E-02	oral	7.95E-02			-	RAIS	non cancérogène	1.6E-02	-	2.4E+03	volatils/toxiques
Bis(chlorométhyle)éther			-	4.1E+01		9.4E+00	Santé Canada	Carcinogène	-	1.1E-06	3.6E+04	volatils/toxiques
Bis(2-chloro-1-méthyle)éther	4.0E-02	oral	1.77E-01			1.0E-02	IRIS/RAIS	Carcinogène	-	1.0E-03	1.6E+02	volatils/toxiques
Bromobenzène	2.9E+00		5.69E+00			-	RAIS	non cancérogène	1.1E+00	-	1.4E+03	volatils/toxiques
Bromodichlorométhane	2.0E-02	oral	8.86E-02	6.2E-02		1.4E-02	IRIS	Carcinogène	-	7.1E-04	1.0E+04	volatils/toxiques
Bromométhane	1.4E-03		2.84E-03			-	IRIS	non cancérogène	5.7E-04	-	1.7E+05	volatils/toxiques
1,3-Butadiène	5.7E-04		1.13E-03			-	RAIS	non cancérogène	2.3E-04	-	1.3E+05	volatils/toxiques
n-Butylbenzène			-			-		non évalué	-	-	1.5E+02	non évalué
sec-Butylbenzène			-			-		non évalué	-	-	2.6E+02	non évalué
tert-Butylbenzène			-			-		non évalué	-	-	3.1E+02	non évalué
Disulfure de carbone	1.0E-01	oral	1.99E-01			-	IRIS	non cancérogène	4.0E-02	-	3.0E+04	volatils/toxiques
Tétrachlorure de carbone				4.9E-02		1.1E-02	Santé Canada	Carcinogène	-	9.0E-04	1.9E+04	volatils/toxiques
2-Chloroacétophénone	8.6E-06		1.71E-05			-		non cancérogène	3.4E-06	-	1.4E+04	volatils/toxiques
Chlorobenzène			1.00E-02			-	Santé Canada	non cancérogène	2.0E-03	-	1.5E+03	volatils/toxiques
2-Chloro-1,3-butadiène	2.0E-03		3.98E-03			-	IRIS	non cancérogène	8.0E-04	-	2.1E+04	volatils/toxiques
Chloroéthane			-			-		non évalué	-	-	7.1E+04	non évalué
Chloroforme	1.0E-02	oral	1.99E-02			2.3E-02	IRIS/RAIS	Carcinogène	-	4.3E-04	2.6E+04	volatils/toxiques
Chlorométhane	2.6E-02		5.11E-02	6.3E-03		1.8E-03	RAIS	Carcinogène	-	5.6E-03	2.4E+05	volatils/toxiques
béta-Chloronaphthalène	8.0E-02	oral	1.59E-01			-	IRIS	non cancérogène	3.2E-02	-	3.1E+00	volatils/toxiques
o-Chloronitrobenzène	2.0E-05		3.98E-05			7.1E-04	RAIS	Carcinogène	-	1.4E-02	4.1E+01	volatils/toxiques
p-Chloronitrobenzène	1.7E-04		3.40E-04			5.1E-04	RAIS	Carcinogène	-	2.0E-02	4.1E+01	volatils/toxiques

Contaminant	RfD (Dose de référence)	Note	Concentration tolérable	coeff. de cancérogénicité	note	Risque unitaire	Source des VTR	Classification	Concentrations cibles dans l'air intérieur des non cancérogènes	Concentrations cibles dans l'air intérieur des cancérogènes	Concentration maximale prédite pour l'air intérieur	Détermination de la Pièce 1
	mg/kg-jour	Note	(mg/m <sup>3</sup> )	(mg/kg-jour) <sup>-1</sup>		(mg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	(mg/m <sup>3</sup> )		C <sub>air,T</sub> <sup>-</sup> (mg/m <sup>3</sup> )	C <sub>air,T</sub> <sup>+</sup> (mg/m <sup>3</sup> )	C <sub>air</sub> (mg/m <sup>3</sup> )	
2-Chlorophénol	5.0E-03	oral	9.94E-03			-	IRIS	non cancérogène	2.0E-03	-	7.0E+03	volatils/toxiques
2-Chloropropane	2.9E-02		5.69E-02			-	RAIS	non cancérogène	1.1E-02	-	4.5E+04	volatils/toxiques
o-Chlorotoluène	2.0E-02	oral	3.98E-02			-	IRIS	non cancérogène	8.0E-03	-	1.3E+03	volatils/toxiques
Crotonaldéhyde			-			-		non évalué	-	-	4.0E+03	non évalué
Cumène (isopropylbenzène)	1.1E-01		2.27E-01			-	IRIS	non cancérogène	4.5E-02	-	6.0E+02	volatils/toxiques
Cyanure (hydrogène)	2.0E-02	oral	3.98E-02			-	HC (provisional)	non cancérogène	8.0E-03	-	1.1E+05	volatils/toxiques
Cyanogène	4.0E-02	oral	7.95E-02			-	RAIS	non cancérogène	1.6E-02	-	2.5E+05	volatils/toxiques
Bromure de cyanogène	9.0E-02	oral	3.99E-01			-	IRIS	non cancérogène	8.0E-02	-	3.6E+04	volatils/toxiques
Chlorure de cyanogène	5.0E-02	oral	2.22E-01			-	IRIS	non cancérogène	4.4E-02	-	3.6E+04	volatils/toxiques
Cyclohexane			-			-		non évalué	-	-	9.1E+03	non évalué
Aliphatiques C6-C8		oral	4.00E+02			-	TPHCWG	non cancérogène	8.0E+01	-	5.5E+03	volatils/toxiques
Aliphatiques C8-C10		oral	1.84E+04			-	TPHCWG	non cancérogène	3.7E+03	-	7.0E+02	volatils/toxiques
Aliphatiques C10-C12		oral	1.00E+03			-	TPHCWG	non cancérogène	2.0E+02	-	8.4E+01	volatils/toxiques
Aromatiques C6-C8		oral	4.00E+02			-	TPHCWG	non cancérogène	8.0E+01	-	2.9E+03	volatils/toxiques
Aromatiques C8-C10		oral	2.00E+02			-	TPHCWG	non cancérogène	4.0E+01	-	6.7E+02	volatils/toxiques
Aromatiques C10-C12		oral	-			-	TPHCWG	non évalué	-	-	7.3E+01	non évalué
Aromatiques C12-C16		oral	-			-		non évalué	-	-	1.1E+04	non évalué
n-Décane	1.3E+00	inhal	2.64E+00			-	STAATS	non cancérogène	5.3E-01	-	2.0E+02	volatils/toxiques
Dibenzofurane	4.0E-03	oral	7.95E-03			-	RAIS	non cancérogène	1.6E-03	-	4.7E-01	volatils/toxiques
Dibromochlorométhane	2.0E-02	oral	3.98E-02			-	IRIS	non cancérogène	8.0E-03	-	3.6E+03	volatils/toxiques
1,2-Dibromo-3-chloropropane	5.7E-05		1.14E-04			6.9E-04	RAIS	Carcinogène	-	1.4E-02	1.5E+02	volatils/toxiques
1,2-Dibromoéthane	9.0E-03	oral	9.00E-03			6.0E-01	Santé Canada	Carcinogène	-	1.7E-05	2.4E+03	volatils/toxiques
1,2-Dichlorobenzène	4.3E-01	oral	8.55E-01			-	Santé Canada	non cancérogène	1.7E-01	-	2.5E+02	volatils/toxiques
1,3-Dichlorobenzène			-			-		non évalué	-	-	3.6E+02	non évalué
1,4-Dichlorobenzène	1.1E-01	oral	9.50E-02		inhal	2.1E-02	Santé Canada	Carcinogène	-	4.7E-04	2.9E+02	volatils/toxiques
Dichlorodifluorométhane	2.0E-01		3.98E-01			-	IRIS	non cancérogène	8.0E-02	-	6.5E+05	volatils/toxiques
1,1-Dichloroéthane	1.4E-10		2.84E-10			-	RAIS	non cancérogène	5.7E-11	-	2.5E+04	volatils/toxiques
1,2-Dichlorométhane	5.0E-02	oral	2.22E-01		inhal	2.3E-05	Santé Canada	Carcinogène	-	4.3E-01	3.9E+04	volatils/toxiques
1,1-Dichloroéthylène	3.0E-03	oral	5.96E-03			5.0E-02	RAIS	Carcinogène	-	2.0E-04	6.8E+04	volatils/toxiques
1,2-Dichloroéthylène(cis)	1.0E-02		1.99E-02			-	IRIS	non cancérogène	4.0E-03	-	2.2E+04	volatils/toxiques
1,2-Dichloroéthylène(trans)	2.0E-02		3.98E-02			-		non cancérogène	8.0E-03	-	4.8E+04	volatils/toxiques
1,2-Dichloropropane	1.4E-04		4.00E-04			1.5E-02	IRIS	Carcinogène	-	6.5E-04	6.5E+03	volatils/toxiques

Contaminant	RfD (Dose de référence)	Note	Concentration tolérable	coeff. de cancérogénicité	note	Risque unitaire	Source des VTR	Classification	Concentrations cibles dans l'air non cancérogènes	Concentrations cibles dans l'air cancérogènes	Concentration maximale prédite pour l'air intérieur	Détermination de la Pièce 1
	mg/kg-jour	Note	(mg/m <sup>3</sup> )	(mg/kg-jour) <sup>-1</sup>		(mg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	(mg/m <sup>3</sup> )		C <sub>air</sub> <sup>T</sup> (mg/m <sup>3</sup> )	C <sub>air</sub> <sup>T</sup> (mg/m <sup>3</sup> )	C <sub>air</sub> (mg/m <sup>3</sup> )	
1,3-Dichloropropène	3.0E-04		2.00E-02	1.8E-02		4.1E-03	IRIS	Carcinogène	-	2.5E-03	4.1E+04	volatils/toxiques
Dicyclopentadiène	5.7E-03		1.14E-02			-	RAIS	non cancérogène	2.3E-03	-	1.6E+04	volatils/toxiques
Diméthylamine			-			-		non évalué	-	-	7.7E+04	non évalué
Épichlorohydrine	2.9E-04		5.69E-04			1.2E-03	RAIS	Carcinogène	-	8.3E-03	1.7E+03	volatils/toxiques
Acétate d'éthyle	9.0E-01	oral	1.79E+00			-	IRIS	non cancérogène	3.6E-01	-	9.1E+03	volatils/toxiques
Acrylate d'éthyle			-			1.4E-03	RAIS	Carcinogène	-	7.1E-03	4.3E+03	volatils/toxiques
Éthylbenzène	1.0E-01	oral	1.00E+00	-		-	Santé Canada	non cancérogène	2.0E-01	-	1.2E+03	volatils/toxiques
Chlorure d'éthyle	2.9E+00		5.69E+00			-	RAIS	non cancérogène	1.1E+00	-	7.3E+04	volatils/toxiques
Oxyde d'éthylène			-	3.5E-01		1.0E-01	RAIS	Carcinogène	-	1.0E-04	6.2E+06	volatils/toxiques
Éther éthylique	2.0E-01	oral	3.98E-01			-	IRIS	non cancérogène	8.0E-02	-	4.4E+04	volatils/toxiques
Méthacrylate d'éthyle	9.0E-02	oral	1.79E-01			-	RAIS	non cancérogène	3.6E-02	-	4.0E+03	volatils/toxiques
Furane	1.0E-03	oral	1.99E-03			-	IRIS	non cancérogène	4.0E-04	-	4.5E+04	volatils/toxiques
n-Hexane			7.00E-01			-	Santé Canada	non cancérogène	1.4E-01	-	1.4E+04	volatils/toxiques
Isobutanol	3.0E-01	oral	5.96E-01			-	IRIS	non cancérogène	1.2E-01	-	1.6E+03	volatils/toxiques
Hydrazide maléique	5.0E-01	oral	9.94E-01			-	IRIS	non cancérogène	2.0E-01	-	3.2E+04	volatils/toxiques
Méthacrylonitrile	1.0E-04	oral	1.99E-04			-	IRIS	non cancérogène	4.0E-05	-	5.7E+03	volatils/toxiques
Méthomy	2.5E-02	oral	4.97E-02			-	IRIS	non cancérogène	9.9E-03	-	5.4E+06	volatils/toxiques
Acétate de méthyle	1.0E+00	oral	1.99E+00			-	RAIS	non cancérogène	4.0E-01	-	1.8E+04	volatils/toxiques
Acrylate de méthyle	3.0E-02	oral	5.96E-02			-	RAIS	non cancérogène	1.2E-02	-	1.2E+04	volatils/toxiques
Méthylcyclohexane	8.6E-01	oral	1.70E+00			-	RAIS	non cancérogène	3.4E-01	-	5.0E+03	volatils/toxiques
Bromure de méthylène	1.4E-03		5.00E-03			-	IRIS	non cancérogène	1.0E-03	-	8.9E+03	volatils/toxiques
Chlorure de méthylène	6.0E-02		3.00E+00	7.5E-03		1.7E-03	IRIS	Carcinogène	-	5.9E-03	4.1E+04	volatils/toxiques
Éthyl méthyl cétone	6.0E-01	oral	1.19E+00			-	IRIS	non cancérogène	2.4E-01	-	7.3E+03	volatils/toxiques
Isobutyl méthyl cétone	8.6E-01	oral	1.70E+00			-	RAIS	non cancérogène	3.4E-01	-	2.2E+03	volatils/toxiques
Méthacrylate de méthyle	1.4E+00	oral	5.20E-02			-	IRIS	non cancérogène	1.0E-02	-	4.3E+03	volatils/toxiques
Styrène de méthyle (mélange)	1.1E-02	oral	2.27E-02			-	RAIS	non cancérogène	4.5E-03	-	5.6E+02	volatils/toxiques
Styrène de méthyle (alpha)			-			-		non évalué	-	-	5.6E+02	non évalué
Éther de méthyle et de tert-butyle MTBE	1.0E-02	oral	3.70E-02			-	Santé Canada	non cancérogène	7.4E-03	-	7.2E+04	volatils/toxiques
Nitrobenzène	5.0E-04	oral	9.94E-04			-	IRIS	non cancérogène	2.0E-04	-	4.1E+01	volatils/toxiques
N-Nitrosodi-n-butylamine	5.7E-04		1.14E-03			1.6E-01	RAIS	Carcinogène	-	6.3E-05	3.4E+02	volatils/toxiques
m-Nitrotoluène	5.7E-04		2.53E-03			-	RAIS	non cancérogène	5.1E-04	-	4.1E+01	volatils/toxiques
o-Nitrotoluène	5.7E-04		2.53E-03			-	RAIS	non cancérogène	5.1E-04	-	4.1E+01	volatils/toxiques

Contaminant	RfD (Dose de référence)	Note	Concentration tolérable	coeff. de cancérigénicité	note	Risque unitaire	Source des VTR	Classification	Concentrations cibles dans l'air intérieur des non cancérigènes	Concentrations cibles dans l'air intérieur des cancérigènes	Concentration maximale prédite pour l'air intérieur	Détermination de la Pièce 1
	mg/kg-jour	Note	(mg/m <sup>3</sup> )	(mg/kg-jour) <sup>-1</sup>	note	(mg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	(mg/m <sup>3</sup> )		C <sub>air,I</sub> <sup>T</sup> (mg/m <sup>3</sup> )	C <sub>air,I</sub> <sup>T</sup> (mg/m <sup>3</sup> )	C <sub>air</sub> (mg/m <sup>3</sup> )	
p-Nitrotoluène	5.7E-04		2.53E-03			-	RAIS	non cancérigène	5.1E-04	-	4.1E+01	volatils/toxiques
Biphénols polychlorés (total)	1.3E-01		2.58E-01	2.0E+00		5.7E-01	Santé Canada	Carcinogène	-	1.8E-05	4.2E+08	volatils/toxiques
Hydrocarbures aromatiques polycycliques												
Acénaphthène	6.0E-02		1.19E-01			-	IRIS	non cancérigène	2.4E-02	-	6.0E-01	volatils/toxiques
Acénaphthylène			-	-		-	-	non évalué	-	-	1.6E+00	non évalué
Anthracène	3.0E-01		5.96E-01			-	IRIS	non cancérigène	1.2E-01	-	2.0E-03	non
Benzofluranthène			-	3.1E-01		8.8E-02	RAIS	Carcinogène	-	1.1E-04	4.8E-04	volatils/toxiques
Benzofluoranthène			-	5.5E-03		1.3E-03	Santé Canada	Carcinogène	-	7.7E-03	3.8E-07	non
Benzofluoranthène			-	8.2E-03		1.9E-03	Santé Canada	Carcinogène	-	5.3E-03	1.4E-04	non
Benzofluoranthène			-				RAIS	-	-	-	1.4E+07	volatils/toxiques
Benzofluoranthène			-	1.4E-01		3.1E-02	Santé Canada	Carcinogène	-	3.2E-04	6.1E-07	non
Benzofluoranthène			-	-		-	-	-	-	-	1.7E-06	volatils/toxiques
Chrysène			8.80E-04	3.1E-03		8.8E-04	RAIS	Carcinogène	-	1.1E-02	8.6E-06	non
Dibenz(a,h)anthracène			-	3.1E+00		8.8E-01	RAIS	Carcinogène	-	1.1E-05	1.1E-07	volatils/toxiques
Fluoranthène	4.0E-02	oral	7.95E-02	-			IRIS	non cancérigène	1.6E-02	-	2.1E-03	non
Fluorène	4.0E-02	oral	7.95E-02	4.0E-02		9.0E-03	IRIS	Carcinogène	-	1.1E-03	1.6E+00	volatils/toxiques
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène			-	3.1E-01		8.8E-03	RAIS	Carcinogène	-	1.1E-03	5.4E-08	non
Naphthalène	2.0E-02		3.00E-03			-	Santé Canada	non cancérigène	6.0E-04	-	1.2E+01	volatils/toxiques
Phénanthrène			-			-	-	-	-	-	4.0E-02	non évalué
Pyrène	3.0E-02		5.96E-02			-	Santé Canada	non cancérigène	1.2E-02	-	1.3E-03	non
Oxyde de propylène	8.6E-03		1.70E-02			3.7E-03	RAIS	Carcinogène	-	2.7E-03	3.5E+04	volatils/toxiques
Styrène	1.2E-01	oral	9.20E-02			-	Santé Canada	non cancérigène	1.8E-02	-	7.1E+02	volatils/toxiques
1,1,1,2-Tétrachloroéthane	3.0E-02		5.96E-02			7.4E-04	IRIS	Carcinogène	-	1.4E-02	5.9E+03	volatils/toxiques

Contaminant	RfD (Dose de référence)	Note	Concentration tolérable	coeff. de cancérogénicité	note	Risque unitaire	Source des VTR	Classification	Concentrations cibles dans l'air intérieur des non cancérogènes	Concentrations cibles dans l'air intérieur des cancérogènes	Concentration maximale prédite pour l'air intérieur	Détermination de la Pièce 1
	mg/kg-jour	Note	(mg/m <sup>3</sup> )	(mg/kg-jour) <sup>-1</sup>		(mg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	(mg/m <sup>3</sup> )		C <sub>air</sub> <sup>T</sup> (mg/m <sup>3</sup> )	C <sub>air</sub> <sup>T</sup> (mg/m <sup>3</sup> )	C <sub>air</sub> (mg/m <sup>3</sup> )	
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	6.0E-02		1.19E-01			5.8E-03	IRIS	Carcinogène	-	1.7E-03	2.5E+03	volatils/toxiques
Tétrachloroéthylène (PCE)	1.4E-02	oral	3.60E-01			-	Santé Canada	non cancérogène	7.2E-02	-	3.5E+03	volatils/toxiques
Tétrahydrofurane			-			-		non évalué	-	-	5.8E+04	non évalué
Toluène	2.2E-01	oral	3.80E+00			-	Santé Canada	non cancérogène	7.6E-01	-	2.9E+03	volatils/toxiques
1,2,4-Trichlorobenzène	1.6E-03	oral	7.00E-03			-	Santé Canada	non cancérogène	1.4E-03	-	3.5E+02	volatils/toxiques
1,1,1-Trichloroéthane	2.0E+00		3.98E+00			-	IRIS	non cancérogène	8.0E-01	-	1.8E+04	volatils/toxiques
1,1,2-Trichloroéthane	4.0E-03	oral	7.95E-03	5.7E-02	1.3E-02	-	IRIS	Carcinogène	-	7.8E-04	3.3E+03	volatils/toxiques
Trichloroéthylène (TCE)	1.5E-03	oral	2.90E-03	8.1E-04	1.8E-04	-	Santé Canada	Carcinogène	-	5.5E-02	1.0E+04	volatils/toxiques
Trichlorofluorométhane	3.0E-01	oral	5.96E-01			-	IRIS	non cancérogène	1.2E-01	-	1.3E+05	volatils/toxiques
1,1,2-Trichloropropane	5.0E-03	oral	9.94E-03			-	IRIS	non cancérogène	2.0E-03	-	6.5E+04	volatils/toxiques
1,2,3-Trichloropropane	6.0E-03	oral	1.19E-02			-	IRIS	non cancérogène	2.4E-03	-	7.6E+02	volatils/toxiques
1,2,3-Trichloropropène	6.0E-03	oral	1.19E-02			-	Santé Canada	non cancérogène	2.4E-03	-	3.9E+04	volatils/toxiques
Triéthylamine	2.0E-03		3.98E-03			-	RAIS	non cancérogène	8.0E-04	-	1.2E+05	volatils/toxiques
1,2,4-Triméthylbenzène	1.7E-03		3.38E-03			-	RAIS	non cancérogène	6.8E-04	-	2.9E+02	volatils/toxiques
1,3,5-Triméthylbenzène	1.7E-03		3.40E-03			-	RAIS	non cancérogène	6.8E-04	-	3.4E+02	volatils/toxiques
Acétate de vinyle	5.7E-02		1.14E-01			-	RAIS	non cancérogène	2.3E-02	-	8.6E+03	volatils/toxiques
Bromure de vinyle	8.6E-04		1.70E-03	1.1E-01	3.2E-02	-	RAIS	Carcinogène	-	3.1E-04	1.8E+05	volatils/toxiques
Chlorure de vinyle			-	2.6E-01	8.8E-03	-	Santé Canada	Carcinogène	-	1.1E-03	2.1E+05	volatils/toxiques
Xylènes	1.5E+00	oral	1.80E-01			-	Santé Canada	non cancérogène	3.6E-02	-	9.8E+02	volatils/toxiques

Note: Oral reference values were used in the absence of an inhalation value with no correction for bioavailability

### Sources

- Region 9 - US EPA Preliminary Remediation Goals Table of Physical and Chemical Properties
- RAIS - Risk Assessment Information System on-line database searched 2004
- Health Canada (HC, 2010b)
- HEAST - Health Effects Assessment Summary Tables
- IRIS - Integrated Risk Information System database searched 2004
- TPHCWG - Total Petroleum Hydrocarbon Working Group
- CCME Canada Wide Standards Technical Document
- Mackay And Shiu 1991 -1992 (Volume I-III)
- MSDS SHEET

## 6.0 DÉPISTAGE QUANTITATIF – FACTEURS D'EXCLUSION

Les facteurs d'atténuation de vapeur indiqués dans ce guide d'orientation ont été développés au moyen du modèle J&E. Lorsque les conditions décrites ci-dessous sont présentes sur un site, celui-ci échappe au cadre du modèle conceptuel de site décrit par le modèle J&E. Le processus de dépistage quantitatif ne permet pas de tirer des conclusions valables à propos de l'intrusion de vapeur dans des sites présentant les conditions suivantes :

**Contamination à une faible profondeur** – Les sites où la source de contamination se trouve à moins de 1 m des fondations du bâtiment devraient être exclus du dépistage quantitatif. Lorsque la source de contamination se trouve à 1 m ou moins du bâtiment, les facteurs d'atténuation de vapeur utilisés dans ce guide d'orientation ne sont pas fiables en raison des fluctuations saisonnières du niveau de la surface de la nappe d'eau souterraine, de l'épaisseur variable de la frange capillaire, laquelle est fonction de la texture du sol, et de la présence possible de puisards dans les sous-sols.

**Sous-sols en terre** – Les bâtiments comportant des sous-sols en terre ou en bois sans pare-vapeur intact devraient être exclus du dépistage quantitatif, à moins que la profondeur de la source de contamination ne soit supérieure à 5 m. Ceci est une estimation conservatrice de la profondeur à laquelle les processus de transport dans le sol, plutôt que les caractéristiques des fondations du bâtiment, contrôlent le flux de vapeur dans ce dernier.

**Milieux très perméables aux gaz** – Les bâtiments construits sur une assise rocheuse fracturée verticalement ou quasi verticalement, sur du karst, sur des galets ou sur d'autres milieux présentant une perméabilité aux gaz anormalement élevée devraient être exclus du dépistage quantitatif, et ce, peu importe la profondeur de la contamination. L'advection des gaz souterrains dans la zone non saturée (soit au-delà de la zone de sol à proximité du bâtiment), laquelle est causée par le pompage atmosphérique ou d'autres facteurs environnementaux, peut être considérable dans ces scénarios et elle n'est pas incluse dans le MCS décrit par le modèle J&E.

**Conduites enfouies reliant la source de contamination et le bâtiment** – Les éléments anthropiques tels que les drains de plancher, les égouts et les conduites de services ne sont généralement pas considérés comme des facteurs d'exclusion. Cependant, si l'un ou l'autre de ces ouvrages relie directement la source de contamination aux espaces clos du bâtiment, ces sites ne peuvent faire l'objet d'un dépistage basé sur la distance entre la contamination et le bâtiment.

Lorsque les facteurs d'exclusion précédents s'appliquent à un site, il faut procéder à une évaluation plus approfondie. Dans le cas de sites où le facteur d'exclusion est la perméabilité élevée du milieu, il peut être approprié d'utiliser un facteur d'atténuation entre le sol sous la dalle et l'air intérieur (0,02) pour estimer les concentrations dans l'air intérieur, tel qu'indiqué à la figure 1. La seule mesure des vapeurs sous la dalle ne suffira pas à évaluer les sites comportant des chemins préférentiels ou des sous-sols dont le plancher est en terre ou en bois. De tels sites nécessiteront une évaluation de risque détaillée, consistant généralement en une modélisation spécifique du site et en des mesures de l'air intérieur, en plus de mesures des concentrations de vapeur sous la dalle. La présence réelle ou présumée de LPNA sous le bâtiment ou à proximité de celui-ci n'est pas considérée comme un facteur d'exclusion pour un dépistage quantitatif, pourvu que des échantillons de vapeur du sol soient prélevés au-dessus de la zone de LPNA. **La présence de LPNA pourrait être un facteur d'exclusion lorsque l'on dispose seulement de données sur l'eau souterraine** ou lorsqu'il y a une incertitude significative quant à l'emplacement de la source des LPNA et à la distribution de ces derniers.

Des précautions particulières doivent être prises lors du dépistage quantitatif dans des sites **arctiques ou subarctiques**. Des études récentes à Brochet, au Manitoba (FSD, 2008) ont montré que, même en présence d'un sol gelé en profondeur à l'extérieur d'un bâtiment, il existe une zone de sol dégelé et des vapeurs détectables sous le bâtiment. Des zones de sol dégelé peuvent donc se former sous n'importe quel bâtiment chauffé dont les fondations ne sont pas isolées dans les régions arctiques et subarctiques, ce qui peut favoriser l'apparition de chemins préférentiels.

## TABLEAU COMPLÉMENTAIRE 1 PROCESSUS DE DÉPISTAGE DE LA VOLATILITÉ D'UN COMPOSÉ CHIMIQUE

## 1. Estimer la concentration de vapeur maximale

Présence de LPNA :

$$C_{v,LPNA} = FCU_1 * MM * P / (R * T)$$

Absence de LPNA :

$$C_{v, NON LPNA} = FCU_2 * S * H'$$

Concentration de vapeur maximale :

$$C_v = \text{Max} (C_{v,LPNA}, C_{v, NON LPNA})$$

Paramètre	Valeur par défaut
$C_{v,LPNA}$ = Concentration de vapeur en présence de LPNA (mg/m <sup>3</sup> )	Calculée
$FCU_1$ = Facteur de conversion d'unité (mg/g)	1 000
MM = Masse molaire moléculaire (g/mole)	Spécifique au composé
P = Pression de vapeur du composé chimique pur (atm)	Spécifique au composé
R = Constante des gaz parfaits (m <sup>3</sup> -atm/K-mole )	8,21 E-05
T = Température absolue (K, 273°C + T(°C))	298*
$C_{v, NON LPNA}$ = Concentration de vapeur en l'absence de LPNA (mg/m <sup>3</sup> )	Calculée
$FCU_2$ = Facteur de conversion d'unité (L/m <sup>3</sup> )	1 000
S = Solubilité du composé chimique pur dans l'eau (mg/L)	Spécifique au composé
H' = Constante de Henry adimensionnelle	Spécifique au composé
$C_v$ = Concentration de vapeur du sol (mg/m <sup>3</sup> )	Calculée

## 2. Calculer la concentration maximale dans l'air intérieur

$$C_{air} = C_v * \alpha \quad \text{où } \alpha = 0,02 = 1/FD \text{ et } FD = \text{facteur de dilution}$$

3. Calculer la concentration cible dans l'air <sup>2</sup>*Carcinogène*

$$C_{air}^C = RAC^C / (RU * t)$$

Note : pour convertir de ERU à RU, utiliser :  $RU = ERU \text{ (mg/kg-j)}^{-1} * TI / MC$  (utiliser TI et MC pour les fins de dépistage chez l'adulte).

*Non carcinogène (CT<sub>air</sub> = R<sub>f</sub>C ; DJT = R<sub>f</sub>D)*

$$C_{air}^C = IRC^C * CT_{air} / t$$

Note : pour convertir de DJT à CT, utiliser :  $CT = DJT \text{ (mg/kg-jour)} * MC / TI$  (utiliser MC et TI pour les fins de dépistage chez les tout-petits).

\* Il est préférable que la température du sol corresponde à la température à laquelle la constante de Henry est mesurée. Comme la constante de Henry est le plus souvent mesurée à 25°C, cette température a été retenue comme valeur par défaut dans l'équation de répartition.

<sup>2</sup> Afin de simplifier le processus d'estimation des risques dans le dépistage, les carcinogènes sont dépistés d'après une valeur de risque unitaire et les non carcinogènes sont calculés à partir d'une concentration tolérable. Il est admis que ce procédé ne s'applique pas nécessairement à tous les récepteurs, c'est-à-dire que la conversion suppose que le récepteur soit un adulte dans le cas des effets cancérigènes et un tout-petit pour les effets non cancérigènes; il est néanmoins utilisable aux fins de dépistage. Des calculs plus détaillés sont indiqués pour évaluer le risque dans le processus de dépistage secondaire.

Paramètre	Valeur par défaut
$C_{air}^C$ = Concentration cible de contaminant dans l'air ( $mg/m^3$ )	Calculée
$DD_{IHV}$ = Débit de dose par inhalation de contaminants volatils ( $mg/kg(MC)$ -jour)	Calculée
$RAC^C$ = Risque additionnel de cancer cible (adimensionnel)	$10^{-5}$
$RU$ = Facteur de risque unitaire ( $mg/m^3$ ) <sup>-1</sup>	Spécifique au composé
$t$ = Fraction du temps d'exposition (adimensionnelle)	1,0
$ERU$ = Excès de risque unitaire correspondant au « slope factor » ( $mg/kg$ -jour) <sup>-1</sup>	Spécifique au composé
$TI$ = Taux d'inhalation par le récepteur ( $m^3/jour$ ) (adultes, carcinogènes)	15,8
$MC$ = Masse corporelle (kg) (adultes, carcinogènes)	70,7
$DJT$ = Dose journalière tolérable ( $mg/kg$ -jour)	Spécifique au composé
$IR^C$ = Indice de risque cible	0,2
$CT_{air}$ = Concentration tolérable dans l'air ( $mg/m^3$ )	Spécifique au composé
$MC$ = Masse corporelle (kg) (tout-petits non carcinogènes)	16,5
$TI$ = Taux d'inhalation par le récepteur ( $m^3/jour$ ) (enfants, non carcinogènes)	9,3

#### 4. Déterminer si un composé chimique est volatil et suffisamment toxique

Si  $C_{air} \geq C_{air}^C$ , le composé chimique est considéré volatil pour les fins d'une évaluation préalable des risques (EPR) sur les vapeurs et il est retenu pour le processus de dépistage quantitatif.

Si  $C_{air} < C_{air}^C$ , le composé chimique n'est pas considéré volatil pour les fins d'une EPR sur les vapeurs et la voie d'exposition par intrusion de vapeur est considérée comme non significative.

## 7.0 LE PROCESSUS DE DÉPISTAGE QUANTITATIF

Le but du dépistage quantitatif est d'estimer une concentration dans l'air à l'intérieur d'un bâtiment, pour des sites ne présentant pas de facteurs d'exclusion, et d'utiliser cette estimation pour calculer un potentiel de risque pour la santé humaine. Cette prédiction du risque pour la santé se fait en trois étapes, soit :

1. La concentration de vapeur près de la source de contamination est soit mesurée, soit estimée en utilisant des relations de répartition ainsi que la concentration dans l'eau souterraine, dans le sol ou dans les LPNA.
2. La concentration dans l'air intérieur est prédite au moyen d'un facteur d'atténuation de vapeur choisi en fonction de la profondeur de la source de vapeur, du type de sol et du type de bâtiment. Ce facteur d'atténuation de vapeur intègre le transport des composés chimiques dans la zone non saturée, l'intrusion de vapeur dans le bâtiment et le mélange des vapeurs à l'intérieur de ce dernier.
3. L'indice de risque ou le risque additionnel de cancer sont prédits à partir des prédictions de concentration dans l'air intérieur et de la toxicité des composés chimiques.

### Qualité des données

Il est crucial que les données soient disponibles en quantité suffisante si on veut évaluer l'intrusion de vapeur. Il faut recueillir des données suffisantes pour caractériser la variabilité spatiale dans l'eau souterraine et les concentrations de vapeur du sol de façon à pouvoir développer un MCS raisonnablement détaillé décrivant la distribution et l'étendue de la contamination. Au minimum, il faudrait :

1. Caractériser l'eau souterraine et les concentrations de vapeur du sol sur au moins deux des côtés de chaque bâtiment du site devant être évalué;
2. Mener au moins deux séries de prise d'échantillons afin de caractériser la variabilité saisonnière;
3. Évaluer les zones sources de la contamination afin de caractériser les concentrations maximales. Le dépistage quantitatif du site devrait être basé sur la concentration maximale.

La conception et l'interprétation de l'investigation du site devraient identifier des sources d'information multiples, dont :

- la caractérisation de la source;
- des tests sur la qualité environnementale de différents milieux et emplacements (sol, eau souterraine, vapeurs

du sol, vapeurs sous la dalle de plancher et air à l'intérieur, selon le besoin); et

- la collecte d'information sur les conditions hydrogéologiques, chimiques et biologiques.

Les conditions hydrogéologiques et biologiques peuvent avoir une importance appréciable. Par exemple, le potentiel d'intrusion de vapeur peut être limité quand il y a une lentille d'eau non affectée au niveau de la nappe d'eau souterraine (dans le cas d'une source dissoute), des couches de sol fin dans la zone non saturée ayant un contenu en eau très élevé ou une bioatténuation des vapeurs d'hydrocarbures.

Des paramètres raisonnablement conservateurs quant à la concentration de la source, le type de sol et la profondeur devraient être utilisés dans le modèle pour estimer le facteur d'atténuation de vapeur. Pour des fins de dépistage, on devrait généralement utiliser la concentration maximale près du bâtiment au lieu, par exemple, d'une concentration moyenne obtenue à partir d'échantillons multiples recueillis autour du bâtiment.

D'autres recommandations sur la caractérisation de sites aux fins de l'évaluation de l'intrusion de vapeur sont données dans le *Manuel d'orientation pour la caractérisation environnementale de site en support à l'évaluation des risques pour la santé humaine* de Santé Canada (SC, non publié).

### 7.1 Étape 1 : Cueillette des données nécessaires au dépistage quantitatif

Tel que montré à la figure 1.1, la première étape du processus de dépistage consiste à caractériser le site. Ce guide d'orientation privilégie l'étude à la fois de l'eau souterraine (en présence d'une source dissoute) et des vapeurs du sol pour évaluer l'intrusion de vapeur provenant du sol. L'utilisation des seules données sur le sol n'est pas recommandée pour le processus de dépistage quantitatif, mais elle est acceptée dans le processus de pointage de l'ÉQPR en vertu du Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux.

#### 7.1.1 Données sur l'eau souterraine

Les échantillons d'eau souterraine devraient être prélevés près de la surface de la nappe d'eau souterraine. Le transfert de l'eau souterraine en vapeur dans le sol se produit lorsque les composés chimiques présents dans l'eau interstitielle se volatilisent dans le gaz du sol dans la zone de transition capillaire au-dessus de la surface de la nappe d'eau souterraine.

Pour évaluer l'intrusion de vapeur, il est recommandé d'utiliser dans les puits des crépines relativement courtes, soit de 1 à 2 mètres, et de les installer de part et d'autre de la surface de la nappe d'eau souterraine. Des crépines plus longues favorisent

le mélange de l'eau souterraine dans l'intervalle de prélèvement.

Comme tout système hydrogéologique peut être sujet à des modifications dans le temps, les contaminants en profondeur dans l'eau souterraine pourraient présenter un potentiel d'intrusion de vapeur dans le futur. Idéalement, les programmes de caractérisation de l'eau souterraine devraient aussi inclure une investigation de la variabilité verticale de la concentration, soit par l'aménagement de puits à multiniveaux, soit par l'établissement d'un profil vertical au moyen d'une sonde Geoprobe ou d'une technique similaire d'échantillonnage de l'eau souterraine.

Quand de petits échantillons distincts sont analysés (c.-à-d. par la méthode Geoprobe), les données de concentration obtenues d'un échantillon pris au niveau de la surface de la nappe d'eau souterraine pourraient potentiellement ne pas être conservatrices si un changement survient dans l'élévation de la nappe d'eau ou dans son profil de concentration vertical. Pour cette raison, il est recommandé d'utiliser la concentration maximale mesurée dans l'eau souterraine à moins de 2 m de la surface de la nappe d'eau souterraine pour les fins de dépistage.

Les programmes de caractérisation de l'eau souterraine et des vapeurs du sol devraient comprendre une analyse des produits de transformation ou de dégradation associés aux CPP (p.ex. produits de dégradation du trichloroéthylène (perchloroéthylène)). La possibilité d'une variation dans le temps des concentrations d'exposition de tels CPP devrait être considérée dans l'utilisation de ce guide d'orientation.

### 7.1.2 Données sur les vapeurs du sol

L'échantillonnage de vapeur du sol permet d'éviter les calculs de répartition de l'eau souterraine ou du sol vers l'air et fournit une indication plus directe de la concentration de vapeur à la source. Les échantillons de vapeur du sol prélevés à des profondeurs plus importantes sont les moins affectés par les variabilités spatiale et temporelle. La profondeur minimale pour le prélèvement d'échantillons de gaz dans le sol à l'extérieur est de 1 m sous la base des fondations (figure 7.1), mais il est recommandé de recueillir des échantillons de vapeur du sol à l'extérieur à une profondeur équivalant à **au moins** la moitié de la distance entre la base des fondations du bâtiment et la source de contamination. La distance latérale maximale recommandée est de 10 m à l'extérieur du bâtiment.

Lorsque possible, il faut envisager le prélèvement d'échantillons de vapeur du sol sous le bâtiment.

Afin d'évaluer les profils de concentration verticaux, et ce, autant pour les échantillons pris sous le bâtiment que pour ceux prélevés à l'extérieur de celui-ci, l'installation de sondes à

plusieurs profondeurs constitue un moyen de corroborer la qualité des données et de raffiner le développement du MCS.

Il faut avoir recours à des sources d'information multiples pour contre-vérifier la qualité des mesures de vapeur du sol. Ces sources d'information peuvent comprendre :

- Dans le cas d'une source dissoute dans l'eau souterraine, les concentrations de vapeur du sol mesurées en profondeur peuvent être comparées à celles prédites à partir de l'analyse de l'eau souterraine, en tenant compte de l'atténuation des composés chimiques à travers la zone de transition capillaire. Des concentrations de vapeur du sol mesurées qui sont beaucoup plus faibles que les valeurs prédites peuvent indiquer un biais négatif dans les concentrations.
- Les profils de concentration verticaux des vapeurs du sol devraient montrer une diminution de la concentration à mesure qu'on s'éloigne de la zone source.
- Lorsqu'on dispose de données suffisantes, une carte des isocontours des concentrations de vapeur du sol peut faire ressortir les données anormales.
- Une concentration en oxygène plus élevée et une concentration en dioxyde de carbone plus faible que celles prévues (c.-à-d. sur la base des conditions biogéochimiques attendues) pourraient indiquer un biais négatif dans l'échantillon imputable à une infiltration d'air atmosphérique.

La conception des programmes de caractérisation des vapeurs du sol, particulièrement dans les sites comportant des zones vadoses profondes et qui sont échantillonnés à plusieurs profondeurs, devrait considérer la possibilité de changement dans les concentrations de vapeur avec le temps, et ce, étant donné la migration de vapeur transitoires ou la variation dans la concentration à la source. La sorption et la biodégradation peuvent retarder l'établissement d'un profil de concentration de vapeur stable. On trouvera dans Johnson *et coll.* (1998) et l'American Petroleum Institute (2004) des nomogrammes permettant d'estimer le temps approximatif nécessaire pour que la concentration de vapeur atteigne la stabilité.

Compte tenu que les programmes de caractérisation de sites se déroulent souvent par étapes et que, dans le cas d'une source dissoute, la première étape se limite souvent à un échantillonnage de l'eau souterraine (c.-à-d. qu'elle ne couvre pas les vapeurs du sol), on peut évaluer le besoin de caractériser les vapeurs du sol en comparant les risques prédits pour l'eau souterraine aux niveaux de risque acceptables, tel qu'indiqué au tableau 7.1.

Tableau 7.1 Matrice de décision pour l'échantillonnage des vapeurs du sol (panache dissous)

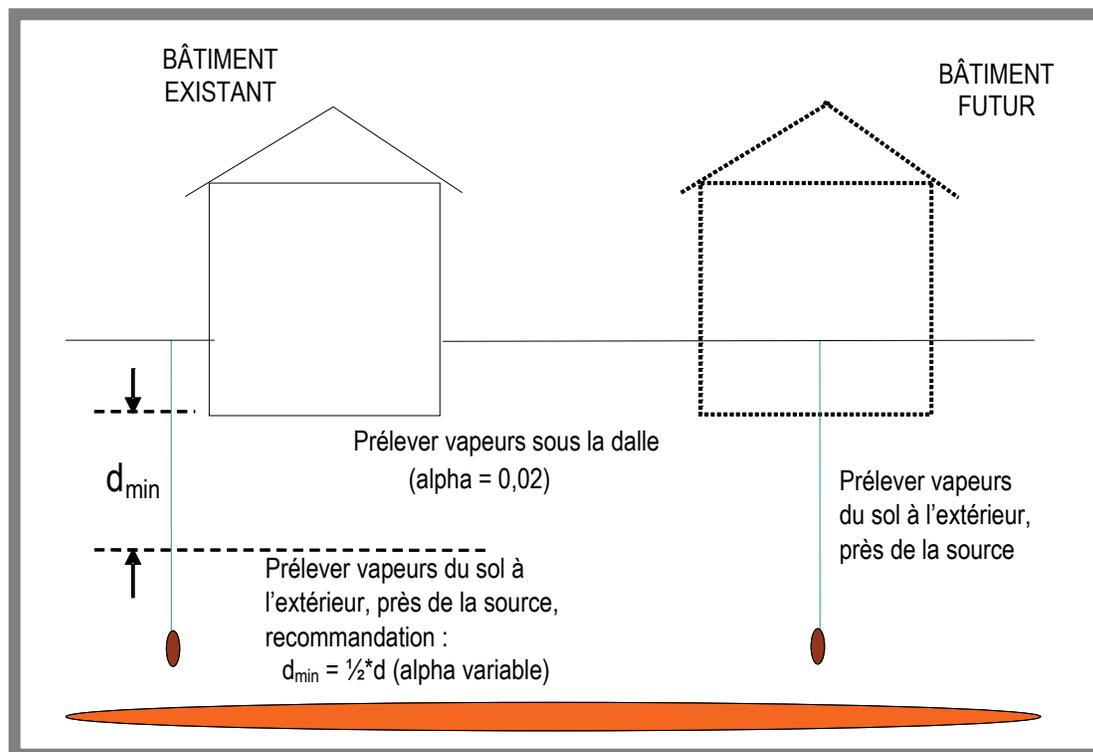
Le risque prédit pour l'eau souterraine est :	Recommandation quant aux vapeurs du sol
> RA*	Une caractérisation des vapeurs du sol est justifiée afin d'évaluer l'atténuation entre l'eau souterraine et les vapeurs du sol.
> 0,1 RA mais < RA	Une caractérisation des vapeurs du sol est recommandée pour confirmer les résultats de la caractérisation de l'eau souterraine.
< 0,1 RA	La caractérisation des vapeurs du sol pourrait ne pas être justifiée si la source est dissoute et qu'on a obtenu des données représentatives de l'eau souterraine.

\* Risque acceptable selon la définition de ce guide d'orientation.

Il est important de suivre les protocoles appropriés pour l'échantillonnage et l'analyse des vapeurs du sol. Ces protocoles sont décrits dans le *Manuel d'orientation pour la caractérisation environnementale de site en support à l'évaluation des risques pour la santé humaine* de Santé Canada (SC, non publié).

Lorsque les concentrations de vapeur du sol sont mesurées, il n'est pas nécessaire de faire les calculs de répartition et l'utilisateur devrait alors passer à la section 7.3.

Figure 7.1 Modèle conceptuel pour l'étude des vapeurs du sol Nota : d, profondeur



Nota: d, profondeur

### 7.1.3 Données sur le sol

Le recours aux données sur le sol entraîne un certain nombre d'incertitudes en raison de la perte de contaminants volatils pendant l'échantillonnage du sol, la manipulation et l'analyse chimique. Selon le type de contaminant et les conditions géologiques, il peut y avoir dans les concentrations souterraines des variations spatiales significatives qui pourraient être difficiles à déceler au moyen d'un programme d'échantillonnage conventionnel. Il existe aussi des incertitudes associées aux calculs de répartition dans le sol. Enfin, les prédictions de concentration de vapeur sont sensibles d'une part au coefficient de répartition entre l'eau et le carbone organique, et d'autre part, la fraction organique du sol est un paramètre qu'il peut être difficile de déterminer avec précision. Si les résultats d'analyse de sol doivent être utilisés pour évaluer le chemin de migration des vapeurs, il est recommandé de préserver les échantillons de sol sur le terrain (p.ex. au moyen de méthanol), lorsque possible (p.ex., U.S.EPA SW-846 Method 5035, 2008).

**Le praticien ne doit pas perdre de vue que la précision de l'évaluation tendra à être faible s'il utilise des données sur la matrice de sol; il est donc préférable d'utiliser des données sur l'eau souterraine ou sur les vapeurs du sol.**

## 7.2 Étape 2 : Identification des contaminants potentiellement préoccupants

Les composés chimiques identifiés comme volatils et toxiques par les méthodes indiquées dans le tableau 5.1 correspondent à une liste relativement exhaustive des composés chimiques vraisemblablement susceptibles d'être retrouvés dans un site contaminé. Une liste initiale des CPP devrait avoir été dressée pendant les étapes de dépistage qualitatif décrites dans la section 5.0 de ce guide d'orientation, à partir des données de la revue historique ou des tests environnementaux, et comparée aux composés chimiques énumérés dans le tableau 5.1. Une évaluation de la toxicité et de la volatilité peut être effectuée selon la méthodologie figurant au tableau complémentaire 1 si un produit chimique n'est pas fourni.

Des composés chimiques de substitution peuvent être identifiés pour représenter des classes de composés, sur la base d'une comparaison de leurs toxicités et volatilités relatives. Par exemple, pour une contamination par la créosote, le naphthalène peut être un substitut acceptable pour des hydrocarbures aromatiques polycycliques de masse moléculaire supérieure.

**Tableau 7.2 Comparaison de différentes sources de données pour l'investigation de l'intrusion de vapeur**

Source de données	Méthode d'évaluation de l'air intérieur	Enjeux principaux
Sol	Modèle de répartition Modèle du devenir et du transport des vapeurs du sol vers l'air intérieur	Le modèle de répartition comporte de grandes incertitudes, une variabilité spatiale significative et un possible biais négatif imputable aux pertes lors de l'échantillonnage; l'aspect positif est sa faible variabilité temporelle.
Eau souterraine	Modèle de répartition Modèle du devenir et du transport des vapeurs du sol vers l'air intérieur	L'incertitude du modèle de répartition et l'imprécision du modèle d'écoulement des vapeurs du sol exigent des facteurs d'atténuation conservateurs; variabilité spatiale modérée à élevée; variabilité temporelle généralement modérée.
Vapeurs du sol en profondeur (à côté du bâtiment)	Modèle du devenir et du transport des vapeurs du sol vers l'air intérieur	Indication plus directe de l'exposition potentielle, mais grande variabilité spatiale (généralement plus importante qu'avec l'eau souterraine); variabilité temporelle modérée à élevée; problèmes méthodologiques.
Vapeurs du sol sous le bâtiment	Modèle du devenir et du transport des vapeurs du sol vers l'air intérieur	Indication plus directe de l'exposition potentielle; variabilité spatiale quelque peu atténuée car limitée à l'espace sous le bâtiment; variabilité temporelle modérée à élevée; problèmes méthodologiques.
Vapeurs sous la dalle de plancher*	Modèle de transport des vapeurs vers l'air intérieur (surtout par dilution dans l'air intérieur) ou approche basée sur un facteur d'atténuation empirique	Représentation la plus près de la migration potentielle de vapeur dans le bâtiment, mais intrusive; grande variabilité spatiale, possibilité d'une grande variabilité temporelle; problèmes méthodologiques; des sources de bruit de fond peuvent influencer les résultats si le bâtiment est sous pression positive.
Air à l'intérieur	Mesure directe des concentrations dans l'air intérieur	Mesure directe, mais intrusive; des sources de bruit de fond peuvent fausser l'interprétation; probabilité d'une grande variabilité temporelle.

\* On peut échantillonner l'air dans un vide sanitaire comme substitut à l'échantillonnage des vapeurs sous la dalle. Selon la ventilation du vide sanitaire et la façon dont il est relié à l'habitation, il peut y avoir très peu d'atténuation entre le vide sanitaire et les espaces habités (facteur d'atténuation de 1).

### 7.3 *Étape 3 : Prédiction de la concentration de vapeur à la source (en l'absence de données sur les vapeurs du sol)*

Les concentrations à la source de vapeur du sol sont estimées au moyen des équations de répartition présentées dans le tableau complémentaire 2. Lorsque des LPNA ne sont pas présents, on utilise un modèle à trois phases. En présence de LPNA, un modèle à deux phases est appliqué.

Un modèle à **trois phases** décrit la répartition entre les phases sorbées, sol-eau et sol-air. La répartition à l'équilibre d'un composé chimique dans la phase sol-air est en relation avec la phase aqueuse, d'après la loi de Henry. Un modèle d'absorption linéaire basé sur le contenu en matière organique du sol prédit la répartition entre les phases sorbées et aqueuses à l'état d'équilibre. Il est recommandé de mesurer la fraction de carbone organique ( $f_{co}$ ) spécifique à chaque site.

La présence ou l'absence de LPNA peut être déterminée à partir des limites de solubilité et de saturation du sol (USEPA, 1996; ASTM, 1995). Lorsque la concentration dans le sol dépasse la limite de saturation du sol et que la concentration dans l'eau souterraine est plus grande que la limite de solubilité, on utilise plutôt le modèle à deux phases.

En présence de LPNA, la concentration de vapeur est proportionnelle à la pression de vapeur du composé, et les concentrations de vapeur sont constantes, peu importe la concentration. Si la concentration de vapeur dans l'air intérieur prédite à partir de la relation LPNA-vapeur ne dépasse pas la limite de sécurité pour la santé, la migration de vapeur ne sera pas significative. D'autres voies d'exposition significatives peuvent toutefois exister lorsque des LPNA sont présents dans un site.

Lorsque des **mélanges de plusieurs composés** sont présents, une répartition basée sur la loi de Raoult est généralement utilisée pour quantifier la solubilité effective d'un des composés chimiques du mélange dans des conditions d'équilibre. Cette répartition sert aussi à prédire la concentration de vapeur lorsque des LPNA sont présents. Quand la contamination consiste en un mélange de composés chimiques et si des données spécifiques au site sont disponibles sur la masse et la fraction molaire du composé chimique potentiellement préoccupant, les équations de répartition de ce guide d'orientation peuvent être ajustées de façon à refléter la concentration de vapeur la plus faible qui sera calculée (voir annexe A pour les détails).

### 7.4 *Étape 4 : Choix d'un facteur d'atténuation de vapeur*

La sélection des facteurs d'atténuation dépend de l'utilisation du territoire, du type de sol, de la profondeur de la contamination et de la source de contamination.

#### 7.4.1 *Introduction aux tableaux de facteurs d'atténuation de vapeur*

Les graphiques de facteurs d'atténuation de vapeur (figures 7.2 à 7.5) ont été obtenus au moyen du modèle J&E. Ils sont basés sur quatre différents types de sol, d'après la classification texturale (sable, sable limoneux, limon sableux et limon) du US Soil Conservation Service et la profondeur de la source de contamination. Les graphiques de facteurs d'atténuation portent sur deux scénarios :

1. une source de contamination de l'eau souterraine avec transport de composés chimiques à la fois à travers la zone de transition capillaire et la zone non saturée; et
2. une source de contamination de vapeur du sol avec transport à travers la zone non saturée.

Dans le cas du scénario résidentiel, les facteurs d'atténuation supposent une maison individuelle avec un sous-sol. Un scénario comportant une maison sur dalle au sol a donné des résultats similaires à ceux d'un sous-sol et seul ce dernier scénario a été retenu. L'intrusion de vapeur devrait se produire même dans une résidence construite sur dalle et ce modèle s'applique à de tels bâtiments de même qu'à ceux qui comportent un sous-sol ou un vide sanitaire. Dans le scénario commercial, on a supposé que la construction soit du type dalle au sol.

Les tableaux de facteurs d'atténuation appliquent les propriétés physico-chimiques du benzène à tous les composés chimiques (pour une justification, voir annexe A, section 5.4). Cette hypothèse est raisonnable puisque le coefficient de diffusion dans l'air libre, qui est le principal paramètre physico-chimique affectant le facteur d'atténuation, varie d'un facteur d'environ deux pour la plupart des composés chimiques volatils.

## TABLEAU COMPLÉMENTAIRE 2 ÉQUATIONS DE RÉPARTITION

## 1. Source de contamination dans l'eau souterraine (préférable)

$$\text{Si } C_{w,i} < X_i * S_i \text{ alors } C_{v,i} = FCU_2 * C_{w,i} * H'$$

$$\text{Si } C_{w,i} \geq X_i * S_i \text{ alors } C_{v,i} = \max [FCU_2 * X_i * S_i * H', FCU_1 * X_i * MM_i * P_i / RT]$$

## 2. Source de contamination dans le sol (non recommandé)

$$\text{Si } C_{sol,i} < C_{sat,sol,i} \text{ alors } C_{v,i} = FCU_2 * C_{sol,i} * H' * \rho_b / (\theta_w + K_{co} * f_{co} * \rho_b + H' * \theta_a)$$

$$\text{Si } C_{sol,i} \geq C_{sat,sol,i} \text{ alors } C_{v,i} = \max [FCU_2 * C_{sol,i} * H' * \rho_b / (\theta_w + K_{co} * f_{co} * \rho_b + H' * \theta_a), FCU_1 * MM_i * X_i * P_i / RT]$$

$$C_{sat,sol,i} = S * (\theta_w + K_{co} * f_{co} * \rho_b + H' * \theta_a) / \rho_b$$

Paramètre	Valeur p défaut
$C_{w,i}$ = Concentration dans l'eau souterraine (mg/L)	Spécifique au site
$X_i$ = Fraction molaire (adimensionnelle) †	Estimée d'après données chimiques
$S_i$ = Solubilité dans l'eau du composé chimique pur (m/L)	Spécifique au composé
$C_{v,i}$ = Concentration de vapeur du sol (mg/m <sup>3</sup> )	Calculée
$H'$ = Constante de Henry adimensionnelle	Spécifique au composé
$FCU_1$ = Facteur de conversion d'unité	1 000 mg/g
$FCU_2$ = Facteur de conversion d'unité	1 000 L/m <sup>3</sup>
$MM_i$ = Masse molaire moléculaire (g/mole)	Spécifique au composé
$P$ = Pression de vapeur du composé chimique pur (atm)	Spécifique au composé
$R$ = Constante des gaz parfaits (m <sup>3</sup> -atm/K-mole)	8,21E-05
$T$ = Température absolue (K, 273°C + T(°C))	Estimée
$C_{sol,i}$ = Concentration totale dans le sol (mg/kg)	Spécifique au site
$C_{sat,sol,i}$ = Concentration de saturation du sol (mg/kg)	Calculée
$\rho_b$ = Densité apparente sèche (kg/L)	1,6
$\theta$ = Porosité totale (adimensionnelle)	0,375 (sol à gros grains) 0,399 (sol à grains fins)
$\theta_w$ = Teneur en eau volumique (adimensionnel)	0,054 (sol à gros grains) 0,148 (sol à grains fins)
$K_{co}$ = Coefficient de répartition carbone organique-eau (mg/kg-CO par mg/L d'eau)	Spécifique au composé
$f_{co}$ = Fraction de carbone organique (adimensionnel)	0,006 (valeur recommandée)
$\theta_a$ = Porosité à l'air (adimensionnel)	$\theta - \theta_w$

Note : Pour les composés chimiques solides à température normale, la solubilité du liquide sous refroidi devrait être utilisée de préférence à la solubilité du solide. Les calculs de la pression de vapeur et de la constante de Henry corrigées pour la température sont montrés dans le tableau complémentaire 3.

† : Voir à l'annexe A pour des instructions sur le calcul de la fraction molaire des solutions pétrolières.

### TABLEAU COMPLÉMENTAIRE 3 PRESSION DE VAPEUR ET CONSTANTE DE HENRY CORRIGÉES POUR LA TEMPÉRATURE

#### 1. Pression de vapeur corrigée pour la température

$$P' = P * e^{(\Delta H_1/R_1 * (1/T_r - 1/T_s))}$$

#### 2. Constante de Henry corrigée pour la température

$$H'' = e^{(-\Delta H_{ts}/R_2 * (1/T_s - 1/T_r))} * H / (T_s * R_3)$$

$$\Delta H_{ts} = \Delta H_2 [(1 - T_s/T_c) / (1 - T_b/T_c)]^\eta$$

$$\text{si } T_b/T_c < 0,57 \text{ alors } \eta = 0,3$$

$$\text{si } T_b/T_c = 0,57 \text{ à } 0,71 \text{ alors } \eta = 0,74 (T_b/T_c) - 0,116$$

$$\text{si } T_b/T_c > 0,71 \text{ alors } \eta = 0,41$$

Paramètre	Valeur par défaut
P = Pression de vapeur du composé chimique pur (atm)	Spécifique au composé
P' = Pression de vapeur du composé chimique pur corrigée pour la température (atm)	Spécifique au composé
$\Delta H_1$ = Enthalpie de vaporisation au point d'ébullition normal (J/mol)	Spécifique au composé
$\Delta H_2$ = Enthalpie de vaporisation au point d'ébullition normal (cal/mol)	Spécifique au composé
$\Delta H_{ts}$ = Enthalpie de vaporisation à la température moyenne du sol (cal/mol)	Spécifique au composé
H = Constante de Henry (atm·m <sup>3</sup> /mol)	Spécifique au composé
H'' = Constante de Henry corrigée pour la température (adimensionnelle)	Spécifique au composé
R <sub>1</sub> = Constante des gaz parfaits (J/mol·K)	8,3145
R <sub>2</sub> = Constante des gaz parfaits (cal/K·mol)	1,9872
R <sub>3</sub> = Constante des gaz parfaits (m <sup>3</sup> ·atm/K·mol)	8,21x10 <sup>-5</sup>
T <sub>r</sub> = Température de référence (K)	Spécifique à la température utilisée pour le choix de la constante de Henry
T <sub>s</sub> = Température moyenne du sol (K)	Spécifique au site
T <sub>c</sub> = Température critique (K)	Spécifique au composé
T <sub>b</sub> = Point d'ébullition normal (K)	Spécifique au composé

Le modèle J&E utilisé pour déterminer les facteurs d'atténuation de vapeur suppose que la source de contaminants soit répartie de façon homogène, que les contaminants soient présents sous l'ensemble du bâtiment et que les concentrations à la source demeurent constantes dans le temps.

Les tableaux des facteurs d'atténuation de vapeur de base développés dans le cadre de ce guide d'orientation supposent

qu'il n'y ait pas de biodégradation des vapeurs d'hydrocarbures. Comme la biodégradation des vapeurs du benzène, du toluène, de l'éthylbenzène et des xylènes (BTEX) peut être significative, la possibilité de réduire les facteurs d'atténuation de base (sans dégradation) d'un facteur de dix a été prévue, et ce lorsque les conditions le justifient tel que décrit à la section 7.5.

Tableau 7.3 Choix du type de sol

Si le type de sol le plus grossier est :	La texture de sol suivante est recommandée :
Sable, sable et gravier ou gravier sableux avec moins de 15 % de grains fins environ, « fins » étant plus petits que 0,075 mm.	Sable
Sable avec silt ou sable silteux, avec environ 15 % à 30 % de grains fins	Sable limoneux
Sable silteux ou sable et silt, avec environ 25 % à 50 % de grains fins	Limon sableux
Silt et sable, silt sableux argileux, silt sableux ou silt argileux sableux, avec plus de 50 % de grains fins	Limon

#### 7.4.2 Choix du type de sol

La sélection du type de sol est basée sur le sol le plus grossier présent sur le site. Si le type de sol n'est pas connu, il devrait être présumé comme étant grossier. Pour les fins d'une ÉQPR, la seule distinction de type de sol permise est celle entre les sols à gros grains et à grains fins. Un sol à grains fins est défini comme ayant une granulométrie médiane inférieure à 75 µm, tandis qu'un sol à gros grains présente une granulométrie médiane de plus de 75 µm (CCME, 2008a).

Des facteurs d'atténuation de vapeur ont aussi été dérivés pour quatre classes texturales de sol considérées représentatives des types de sols les plus communs : sable, sable limoneux, limon sableux et limon. L'argile n'a pas été retenue car les dépôts d'argile homogènes non fracturés sont peu courants. La méthode privilégiée pour déterminer la classe texturale du sol repose sur la description lithologique combinée à des tests de distribution granulométrique. Ces types de sols sont intégrés à la *Spreadsheet Tool for Detailed Quantitative Human Health Risk Assessment* (HC, 2009).

Le triangle des textures de sol présenté à l'annexe A peut servir à déterminer la texture d'un sol. Si le sol ne correspond pas à l'une des classes de textures traitées dans ce guide d'orientation, le type de sol plus grossier le plus proche devrait être choisi. En l'absence de tests de distribution granulométrique, le tableau 7.3 peut guider la sélection du type de sol.

#### 7.4.3 Choix de l'utilisation du sol

Les deux choix proposés pour l'utilisation du sol dans le processus de dépistage quantitatif sont un scénario résidentiel et un scénario commercial.

**Résidentiel** – Un scénario résidentiel sera choisi si le site accueille une habitation unifamiliale ou multifamiliale (maison en rangée ou appartements) occupée de façon permanente ou intermittente. Le scénario résidentiel s'applique aussi aux usages institutionnels (p.ex. école, centre de jour) et agricoles.

**Commercial** – L'utilisation commerciale devrait être choisie pour les sites qui ne sont pas résidentiels et qui ne sont pas utilisés à des fins agricoles.

#### 7.4.4 Estimation de la profondeur de la source des vapeurs

La profondeur de la source des vapeurs est la distance entre le dessous des fondations du bâtiment et la source de vapeur. La source des vapeurs est la surface de la nappe d'eau souterraine lorsque la contamination se limite à des composés chimiques dissous dans l'eau souterraine. On devrait tenir compte des fluctuations de la surface de la nappe d'eau souterraine en choisissant la profondeur minimale sous la dalle de plancher. Là où il y a une source de contamination dans le sol, la distance est mesurée à partir du sommet de la zone contaminée.

#### 7.4.5 Choix du facteur d'atténuation de vapeur

Lorsque la contamination se limite à des composés chimiques dissous dans l'eau souterraine (zone saturée), les tableaux établis pour le chemin de migration de l'eau souterraine vers l'air intérieur (figures 4 et 6) sont utilisés pour choisir le facteur d'atténuation de vapeur. Si une source de contamination dans le sol au-dessus de la surface de la nappe d'eau souterraine est présente ou quand les vapeurs du sol sont utilisées pour évaluer une source de contamination dans l'eau souterraine ou dans le sol, on a plutôt recours aux tableaux chemin de migration des vapeurs du sol vers l'air intérieur (figures 7.3 et 7.5) pour ce faire.

Figure 7.2 Facteurs d'atténuation résidentiels eau souterraine / air intérieur

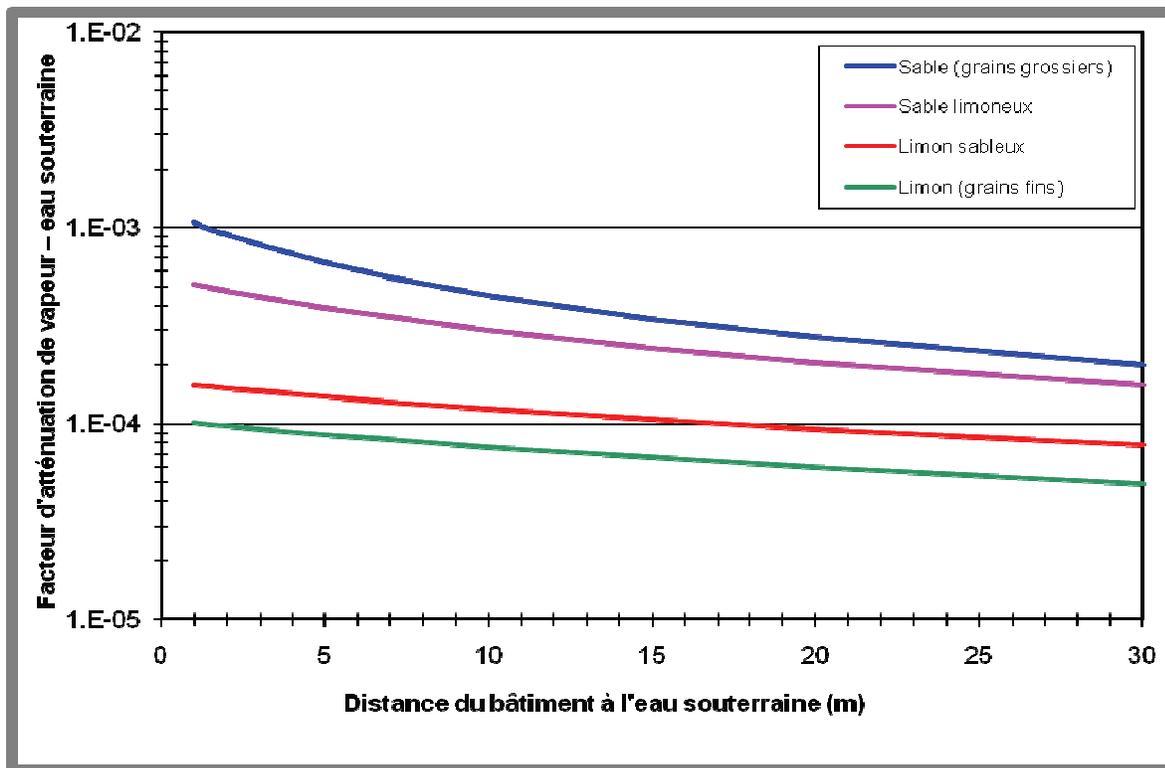


Figure 7.3 Facteurs d'atténuation résidentiels vapeurs du sol / air intérieur

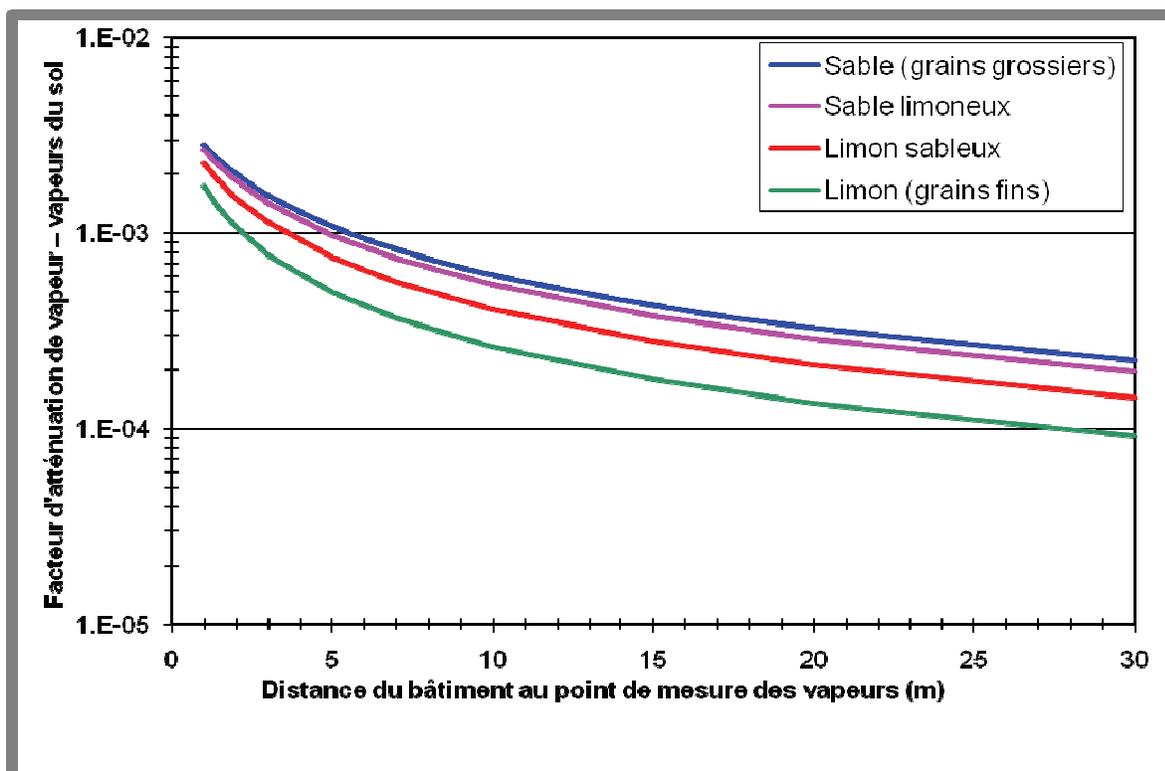


Figure 7.4 Facteurs d'atténuation commerciaux eau souterraine / air intérieur

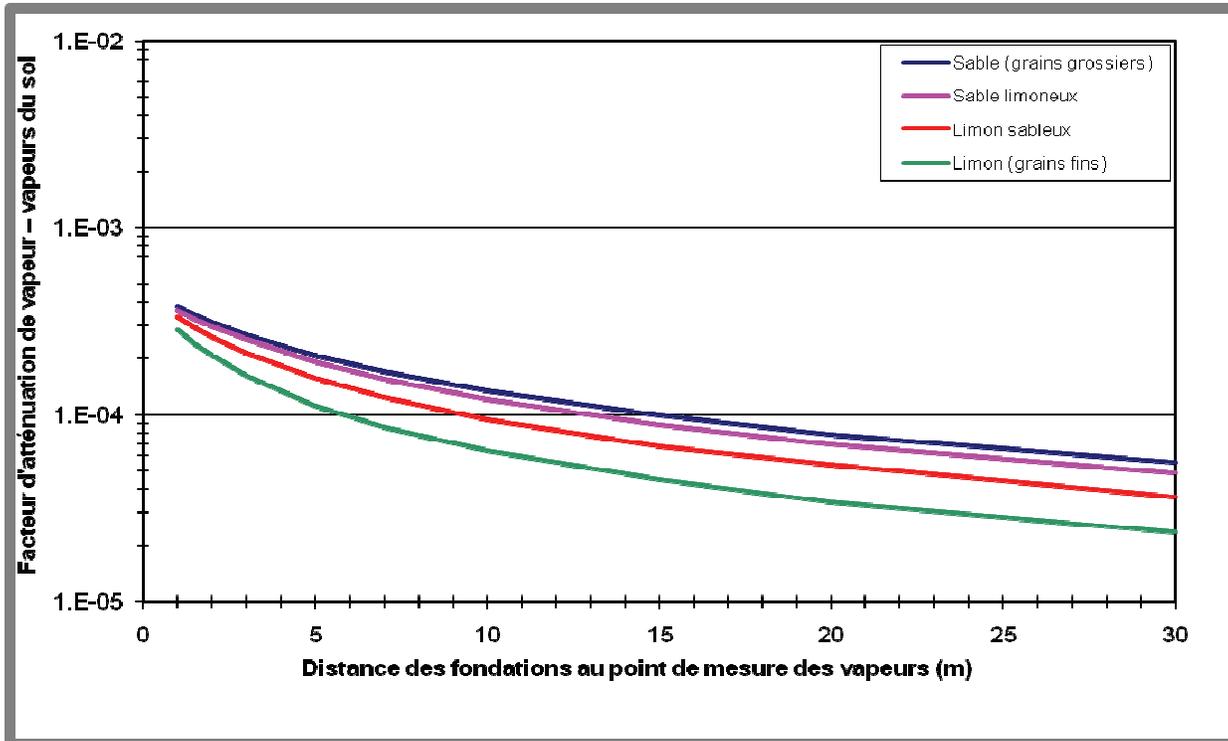
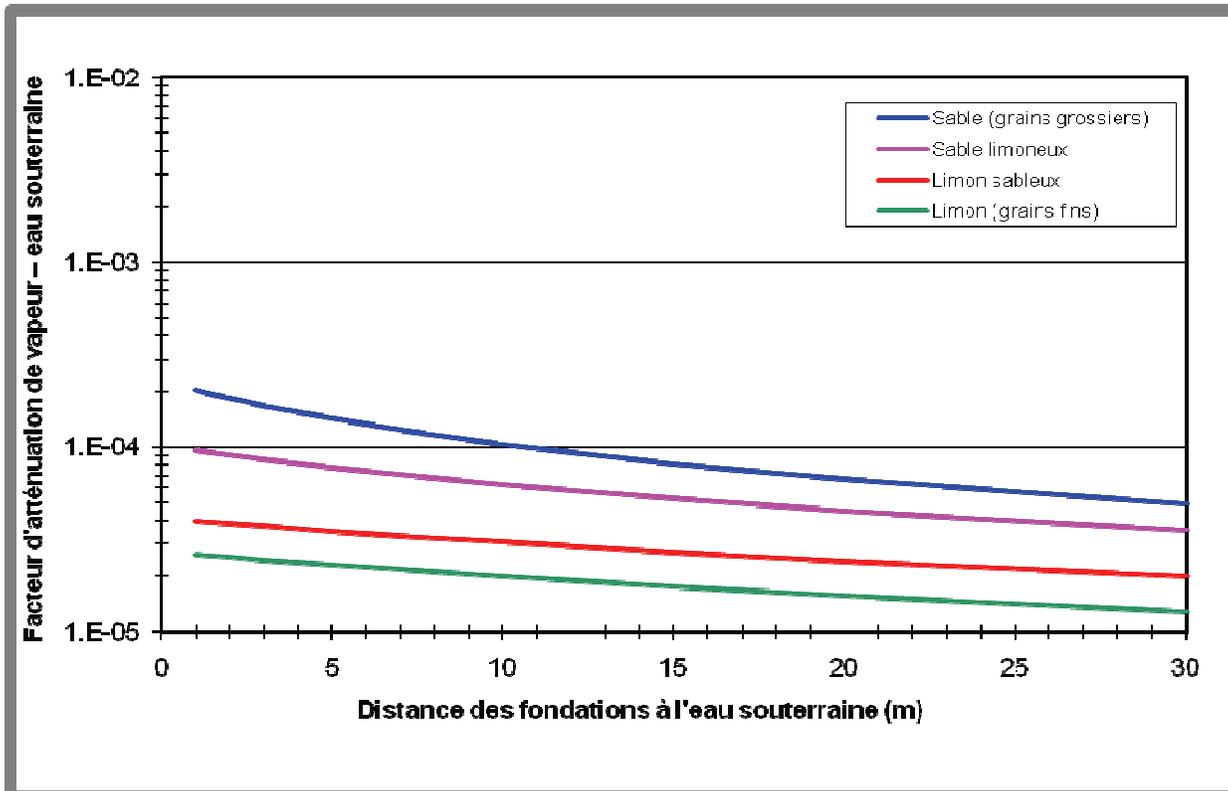


Figure 7.5 Facteurs d'atténuation commerciaux vapeurs du sol / air intérieur



## 7.5 Étape 5 : Ajustement du facteur d'atténuation en fonction de la hauteur de mélange dans le bâtiment

Les tableaux d'atténuation de vapeur développés au moyen du modèle J&E supposent les hauteurs de mélange suivantes dans les bâtiments :

- **Résidentiel** – 3,6 m – Mélange complet des vapeurs dans le premier étage, mélange partiel dans le second étage;
- **Commercial** – 3,0 m – Mélange complet des vapeurs à l'intérieur d'un édifice à bureaux d'un étage.

Bien que la hauteur du bâtiment et la hauteur de mélange ne soient pas équivalentes, la hauteur de mélange des vapeurs à l'intérieur d'un bâtiment à plafond élevé ou à plusieurs étages pourrait être plus grande que celle de l'édifice. S'il y a des indications à l'effet que les hauteurs de mélange par défaut ne sont pas représentatives, il faut ajuster les facteurs d'atténuation au moyen d'une relation linéaire. Le facteur d'atténuation est inversement proportionnel à la hauteur de mélange, comme suit :

**Résidentiel** : Facteur d'atténuation ajusté = (3,6 m / hauteur de mélange propre au site) \* facteur d'atténuation de vapeur

**Commercial** : Facteur d'atténuation ajusté = (3,0 m / hauteur de mélange propre au site) \* facteur d'atténuation de vapeur

## 7.6 Étape 6 : Ajustement du facteur d'atténuation pour la biodégradation

Dans le cas d'hydrocarbures qui se dégradent facilement dans des conditions aérobiques, tels que les BTEX et la fraction pétrolière F1, le facteur d'atténuation de vapeur choisi peut être ajusté d'un facteur de dix lorsque les conditions du site le justifient, comme suit :

---


$$\text{Facteur d'atténuation ajusté} = \text{Facteur d'atténuation de vapeur} / 10$$


---

### Justification

Des données empiriques et des études en laboratoire indiquent que les vapeurs de BTEX se dégradent facilement en présence d'oxygène (Ostendorf et Kampbell, 1991; Fischer et coll., 1996; Laubacher et coll., et coll., 1997; Johnson et coll., 1998; Hers et coll., 2000; DeVaul, 2002). De plus, les données empiriques disponibles indiquent que les facteurs d'atténuation de vapeur mesurés pour les BTEX sont généralement plus faibles que ceux mesurés pour des composés chimiques qui se dégradent ou se transforment

lentement ou pas du tout, tels que le trichloroéthène (trichloroéthylène) et le 1,1-dichloroéthène. Les facteurs d'atténuation de vapeur présentés aux figures 7.2 à 7.5 sont considérés raisonnables à la lumière de comparaisons empiriques avec des composés chimiques non dégradables, mais ils sont très conservateurs pour les composés chimiques du groupe BTEX. On dispose cependant de moins de données sur la biodégradation d'autres hydrocarbures pétroliers.

### Prérequis

Avant de pouvoir appliquer les ajustements à un site, les conditions suivantes doivent être satisfaites afin d'établir si l'oxygène est présent en quantité suffisante pour assurer la biodégradation des vapeurs :

- Les ajustements peuvent être appliqués seulement aux vapeurs d'hydrocarbures qui se dégradent dans des conditions aérobiques.
- Lorsque des données sur les vapeurs du sol ou sur l'eau souterraine sont utilisées, la profondeur de la source sous les fondations du bâtiment doit être supérieure à 3 m, avec du sol non contaminé entre la source et le bâtiment.
- Il ne doit pas y avoir d'effet de recouvrement sur le site. Ceci concerne les sites où les surfaces pavées ou de faible perméabilité représentent plus de 80 % de la superficie entourant le bâtiment.
- Si des données sur les vapeurs du sol sont utilisées, les échantillons doivent avoir été prélevés près de la source. L'ajustement ne peut être appliqué aux concentrations de vapeur du sol à faible profondeur.
- Des gradients de concentration en O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> et méthane devraient fournir des indices de biodégradation aérobie.

Un protocole d'analyse des vapeurs du sol permettant d'évaluer la biodégradation est décrit dans le *Manuel d'orientation pour la caractérisation environnementale de site en support à l'évaluation des risques pour la santé humaine* de Santé Canada (SC, non publié). On trouvera plus d'information au sujet de la biodégradation des vapeurs d'hydrocarbures pétroliers dans *Evaluation of Vadose Zone Biodegradation of Petroleum Hydrocarbons: Implications for Vapour Intrusion Guidance* (Golder Associates Ltd., 2008).

Lorsque l'on se fie aux concentrations mesurées dans le sol pour évaluer l'intrusion de vapeur, le facteur alpha peut être ajusté à la baisse d'un facteur 10 en ce qui concerne les profondeurs supérieures à 1 m sous les fondations. Ce facteur de réduction de 10X pour les concentrations dans le sol s'explique par deux raisons : (i) l'équation de répartition utilisée pour prédire les concentrations de vapeur du sol semble conservatrice d'après une récente évaluation faite pour le CCME (2008a,b) dans laquelle les concentrations de vapeur mesurées dans des échantillons de gaz souterrains recueillis

près de sources de contamination du sol étaient, dans presque tous les cas, beaucoup plus faibles que les concentrations prédites; et (ii) une bioatténuation des vapeurs d'hydrocarbures se produira dans plusieurs des sites. Comme il est peu probable qu'une justification suffisante soit connue au niveau de l'ÉQPR, l'ajustement pour la biodégradation n'est pas inclus dans la feuille de calcul de l'ÉQPR.

### **7.7 Étape 7 : Prédiction de la concentration dans l'air intérieur**

La concentration dans l'air intérieur est prédite comme suit à partir de la concentration de vapeur du sol mesurée ou estimée et du facteur d'atténuation de vapeur :

---


$$C_{\text{air}} = C_v * \text{Facteur d'atténuation de vapeur}$$


---

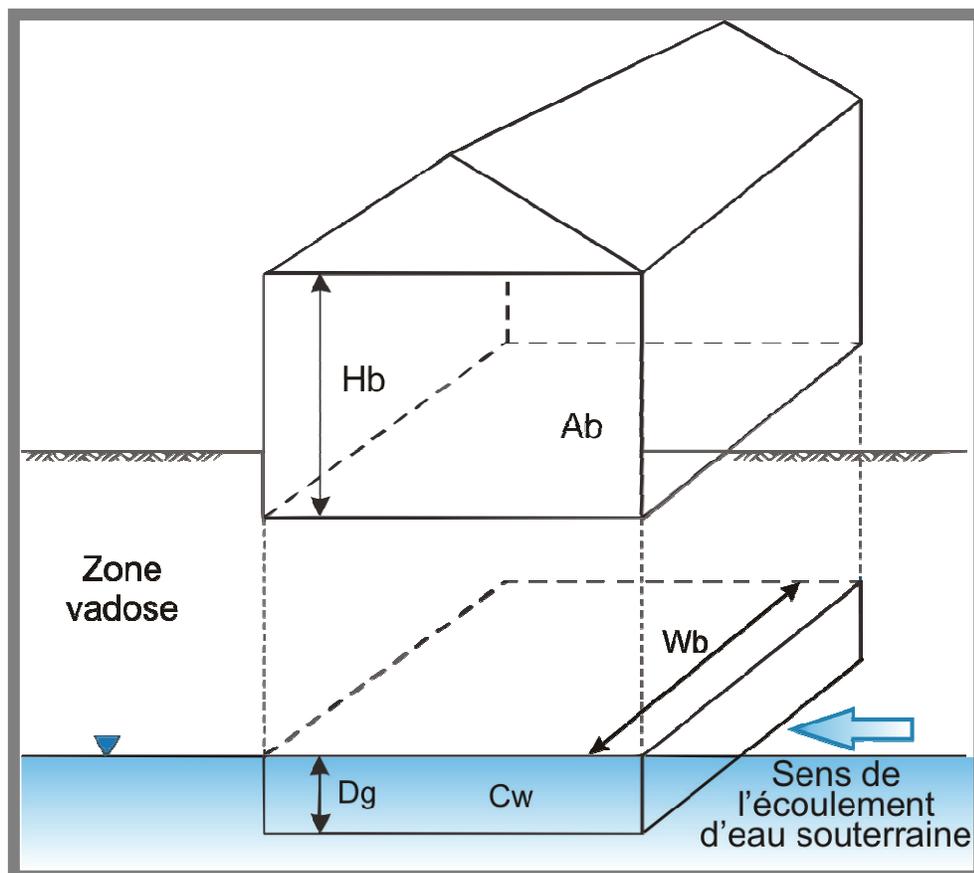
### **7.8 Étape 8 : Ajustement de la concentration dans l'air intérieur en fonction des considérations de flux de masse (facultatif, seulement pour les composés chimiques dissous dans l'eau souterraine)**

Un contrôle du flux de masse peut être fait pour s'assurer que le facteur d'atténuation choisi ne donne pas une prévision de la concentration dans l'air intérieur qui soit irréaliste par rapport à la masse de contaminant disponible. Le contrôle du flux de masse s'applique quand il y a seulement une **source dissoute de contamination**.

La masse de contaminant disponible pour causer l'intrusion de vapeur est, dans des conditions stables, régie par le flux de masse dans l'eau souterraine s'écoulant sous le bâtiment. Le développement des facteurs d'atténuation de vapeur de cette orientation suppose que la masse disponible dans l'eau souterraine soit égale ou supérieure au taux de volatilisation représenté par le facteur d'atténuation. Dans certains cas, les facteurs d'atténuation présentés dans ce guide d'orientation peuvent supposer un flux de masse vers l'intérieur du bâtiment, ce qui est improbable compte tenu de la masse du composé chimique disponible dans l'eau souterraine circulant sous le bâtiment. Tel que montré dans le tableau complémentaire 4, si la prédiction du flux de masse par volatilisation est plus grande que le flux de masse disponible dans l'eau souterraine, **la concentration prédite dans l'air intérieur doit être ajustée d'après le flux de matière disponible**.

Le contrôle du flux de masse s'applique quand une seule source dissoute de contamination est présente. La méthode de contrôle du flux de matière présentée dans le tableau complémentaire 4 et à la figure 7.6 **nécessite une estimation de la vitesse de Darcy (vitesse de filtration)**. La vitesse de Darcy peut être estimée à partir de la conductivité hydraulique et du gradient hydraulique. Comme il est peu probable que ces valeurs soient disponibles pour tous les sites à l'étape de l'ÉQPR, le contrôle du flux de matière ne fait pas partie de l'évaluation aux fins d'une ÉQPR.

Figure 7.6 Modèle conceptuel pour le calcul du flux de masse dans l'eau souterraine



Le contrôle du flux de masse suppose que tous les composés chimiques dissous dans le premier mètre d'eau souterraine circulant sous toute la largeur du bâtiment se volatilisent et s'infiltrent dans le bâtiment. Il est également supposé que les composés chimiques dissous dans l'eau souterraine ne soient pas atténués par biodégradation. Ces hypothèses conservatrices ont été adoptées pour les fins de dépistage en raison de l'incertitude des prédictions du transport de matière et de la répartition des concentrations dans l'eau souterraine.

### **7.9 Étape 9 : Contrôle basé sur la réduction de la source de contamination (facultatif, seulement pour les sols contaminés)**

Dans certains cas, les facteurs d'atténuation quasi spécifiques au site présentés dans ce guide d'orientation supposent un flux de masse vers l'intérieur du bâtiment qui s'avère irréaliste puisque basé sur la masse disponible dans le sol sans égard à la réduction de la masse de contaminants avec le temps. Pour

traiter cette limitation possible, le guide d'orientation propose un calcul simple permettant d'estimer le nombre d'années nécessaire pour l'épuisement complet de la source de contamination du sol (tableau complémentaire 5). Des données sur l'épaisseur de la couche de sol contaminé et sur la densité apparente du sol doivent être disponibles pour effectuer ce calcul. Si l'intervalle de temps avant l'épuisement complet de la source est moindre que la durée d'exposition présumée, une évaluation de risque détaillée devrait être envisagée. De plus, dans le cas de composés chimiques cancérigènes, il devrait être considéré de refaire le calcul de la dose cancérigène en utilisant une durée d'exposition ajustée (voir le tableau complémentaire 6). Une attention particulière doit être portée à l'estimation de la durée d'exposition et de la période d'amortissement. Comme l'équation suppose que la concentration de vapeur reste constante, il est probable que le temps calculé pour l'épuisement complet de la source de contamination soit sous-estimé. Une modélisation plus poussée spécifique au site serait nécessaire pour estimer une durée d'exposition appropriée.

**TABLEAU COMPLÉMENTAIRE 4 AJUSTEMENT DE LA CONCENTRATION PRÉDITE DANS L'AIR INTÉRIEUR BASÉ SUR LES CONSIDÉRATIONS RELATIVES AU FLUX DE MASSE – CHEMIN DE MIGRATION EAU SOUTERRAINE VERS AIR INTÉRIEUR**

$$Q_{\text{bâtiment}} = CAH * A_b * H_b / FCU_4$$

$$Flux_v = C_{\text{air}} * Q_{\text{bâtiment}}$$

$$Flux_g = U * C_w * D_g * W_b * R_v * FCU_2 / FCU_3$$

$$\alpha' = Flux_v / Flux_g * \alpha \text{ if } Flux_v > Flux_g$$

$$C_{\text{air}}' = \alpha' * C_{\text{air}} \text{ if } Flux_v < Flux_g$$

Paramètre	Valeur par défaut
$Q_{\text{bâtiment}}$ = Taux de ventilation dans le bâtiment (m <sup>3</sup> /min)	Calculée
CAH = Taux de changements d'air par heure (1/hr)	0,35 résidentiel 1,0 commercial
$A_b$ = Aire du bâtiment (m <sup>2</sup> )	100 résidentiel 300 commercial
$H_b$ = Hauteur de mélange (m)	3,6 résidentiel 3,0 commercial
$FCU_4$ = Facteur de conversion d'unité (min/h)	60
$Flux_v$ = Flux prédit dans le bâtiment (mg/min)	Calculée
$Flux_g$ = Flux provenant de l'eau souterraine (mg/min)	Calculée
U = Vitesse de Darcy (vitesse de filtration) (m/an)	Estimée
$C_w$ = Concentration dans l'eau souterraine (mg/L)	Mesurée
$D_g$ = Zone de mélange dans l'eau souterraine pour la volatilisation des composés chimiques (m)	1,0
$W_b$ = Largeur du bâtiment (m)	10 résidentiel 15 commercial
$R_v$ = Ratio de volatilisation de la masse de composés chimiques dans l'eau souterraine s'écoulant sous le bâtiment qui se volatilise et pénètre dans le bâtiment	1,0
$FCU_2$ = Facteur de conversion d'unité (L/m <sup>3</sup> )	1 000
$FCU_3$ = Facteur de conversion d'unité (min/an)	525 600
$C_{\text{air}}$ = Concentration dans l'air prédite d'après le tableau complémentaire 1 (mg/m <sup>3</sup> )	Calculée
$C_{\text{air}}'$ = Concentration dans l'air ajustée (mg/m <sup>3</sup> )	Calculée

## TABLEAU COMPLÉMENTAIRE 5 CONTRÔLE SUR LA RÉDUCTION DE LA SOURCE BASÉ SUR LA MASSE DISPONIBLE - CHEMIN DE MIGRATION DU SOL VERS L'AIR INTÉRIEUR

$$Q_{\text{bâtiment}} = CAH * A_b * H_b / FCU_4$$

$$Flux_v = C_{\text{air}} * Q_{\text{bâtiment}}$$

$$Masse_a = C_{\text{sol}} * \rho_b * T_s * A_b$$

$$Temps_d = Masse_a / (Flux_v * FCU_3)$$

Pour les composés chimiques cancérigènes, si  $Temps_d < \text{Durée d'exposition}$ , on peut envisager de recalculer la dose cancérigène en utilisant le temps d'épuisement complet de la source (voir le tableau complémentaire 6)

Paramètre	Valeur par défaut
$C_{\text{sol}}$ = Concentration totale dans le sol (mg/kg)	Spécifique au site
$\rho_b$ = Masse volumique apparente du sol (kg/m <sup>3</sup> )	Estimé
$Masse_a$ = Masse de contaminant disponible dans le sol (mg)	Calculé
$T_s$ = Épaisseur de la source de contamination dans le sol (m)	Estimé
$FCU_3$ = Facteur de conversion d'unité (min/an)	525,600
$Temps_d$ = Temps d'épuisement de la source de contamination	Calculé
<b>Note : Les autres paramètres ont été définis dans le tableau complémentaire 4.</b>	

### 7.10 Étape 10 : Caractérisation du risque

Après avoir estimé la concentration dans l'air intérieur au moyen des facteurs d'atténuation de vapeur, on peut calculer le risque pour la santé humaine grâce aux équations données dans le guide d'orientation sur l'ÉQPR de Santé Canada (2009a). Les équations de risque sont données dans le tableau complémentaire 6.

Le tableau 5.1 présente une liste de valeurs toxicologiques de référence (VTR); cependant, la guide sur les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada (SC, 2010b) et paramètres de substances chimiques sélectionnées peut être mise à jour de temps à autre. L'utilisateur devrait se référer à ce guide (SC, 2010b) pour identifier les VTR appropriées. Si Santé Canada ne fixe pas de VTR pour le composé chimique potentiellement préoccupant, Santé Canada (2010a) donnera des directives quant aux sources appropriées de VTR établies par réglementation.

Si les risques pour la santé prédits dépassent les niveaux acceptables, cela n'indique pas nécessairement qu'il existe effectivement un risque inacceptable. Toutefois, ce résultat indique qu'une évaluation de risque exhaustive pourrait être nécessaire.

### 7.11 Étape 11 : Évaluation de la cohérence, de la suffisance et de l'incertitude des données

Une des dernières étapes cruciales du processus d'évaluation des risques consiste à évaluer les résultats en termes de cohérence, de suffisance et d'incertitude des données. À cette étape du processus, les questions clés sont :

- Les prédictions sont-elles cohérentes avec le MCS et maintiennent-elles leur cohérence interne pour différents milieux?
- Les données sont-elles adéquates pour évaluer le potentiel d'intrusion de vapeur, particulièrement lorsqu'une évaluation des risques de niveau dépistage indique qu'aucune autre action n'est justifiée?
- Quel est le degré d'incertitude global de l'évaluation des risques de niveau dépistage et comment devrait-il influencer les décisions?

Idéalement, on disposera de données aussi bien sur les vapeurs du sol que sur l'eau souterraine (dans le cas d'une source dissoute) pour les fins de comparaison. Le degré de confiance dans l'évaluation des risques est le plus élevé quand les deux milieux de migration (air, eau ou sol) indiquent que le risque pour la santé est acceptable. Quand un milieu de migration indique un risque pour la santé acceptable et l'autre

non, il importe d'examiner de près la qualité et la représentativité des données. Quand il y a des différences significatives entre les concentrations dans l'air intérieur prédites à partir de différents milieux de migration, la qualité et la représentativité des données devraient être vérifiées avec soin. Le modèle donnera des prédictions plus faibles (moins conservatrices) quand des données sur les vapeurs du sol seront utilisées puisque le modèle d'intrusion de vapeur pour le chemin de migration de l'eau souterraine vers l'air intérieur tend à surestimer le taux de transport des composés chimiques à travers la frange capillaire. Cependant, **les résultats provenant des vapeurs du sol ne devraient pas prévaloir sur ceux obtenus pour l'eau souterraine**. Si la prédiction de la concentration dans l'air intérieur imputable aux vapeurs du sol est plus de 10 fois plus faible que celle obtenue à partir de l'eau souterraine, il doit y avoir une bonne raison pour que les prédictions du chemin de migration des vapeurs du sol vers l'air intérieur l'emportent. Il peut, par exemple, y avoir des facteurs entraînant une atténuation significative, tels qu'une lentille non contaminée au-dessus de la surface de la nappe d'eau souterraine, des couches de sols fins à haute

teneur en eau ou une bioatténuation. L'influence de ces facteurs doit être appuyée par les données sur le site.

L'évaluation de la suffisance des données doit considérer plusieurs facteurs dont la complexité du site et la distribution des sources et des panaches de contamination, les variabilités spatiale et temporelle observées, ainsi que la quantité et la qualité des données. Il faut examiner avec soin la suffisance des données et l'incertitude, particulièrement quand les données servent à exclure du processus d'évaluation des sites ou des bâtiments. Afin de guider l'identification des mesures de suivi appropriées, le tableau 4 propose une grille de décision. Tel qu'on le voit, les mesures de suivi peuvent dépendre de la cohérence entre les prédictions et la comparaison des niveaux de risque prédit et acceptable. Il faut généralement éviter une approche de démarcation où le niveau de risque acceptable détermine s'il faut ou non prendre des mesures; il faudrait plutôt considérer l'écart entre le niveau de risque prédit et le niveau de risque acceptable en tenant compte de l'incertitude des données.

**Tableau 7.4 Matrice de décision pour l'interprétation des prédictions de risque**

Risque prédit à partir de l'eau souterraine	Risque prédit à partir des vapeurs du sol	Action recommandée*
< RA†	< 0.1 RA	Aucune autre investigation n'est généralement requise
> 0,1 RA mais < RA	> 0,1 RA mais < RA	Des analyses de vapeur du sol supplémentaires ou des analyses de l'air sous la dalle et de l'air intérieur pourraient être justifiées, selon l'incertitude des données et l'écart entre le risque prédit et le RA.
> RA	< 0,1 RA	Revoir le MCS; des analyses de vapeur du sol supplémentaires ou des analyses de l'air sous la dalle et de l'air intérieur pourraient être justifiées, selon l'incertitude des données et l'écart entre le risque prédit et le RA.
> RA	> RA	Des analyses de l'air sous la dalle de plancher et de l'air à l'intérieur sont probablement justifiées.
< RA‡	> RA	Revoir le MCS et la caractérisation de l'eau souterraine; il peut y avoir une source dans la zone non saturée.

\* Dans tous les cas, il faut s'assurer que les données soient adéquates (qualité, quantité, représentativité).

† Risque acceptable, selon la définition du présent guide d'orientation.

‡ Ou, alternativement, quand le risque prédit à partir des données sur les vapeurs du sol dépasse celui prédit d'après l'eau souterraine.

Ce guide d'orientation n'a pas pour but de prescrire des mesures correctives mais, au cas où il serait nécessaire d'atténuer la contamination, les documents *Vapor Intrusion Pathway: A Practical Guideline* (ITRC, 2007) et *2005 Vapor Intrusion Guidance* (NJDEP, 2005) présentent des solutions possibles et devraient être consultés.

### **7.12 Étape 12 : Contrôle du bruit de fond dans l'air intérieur**

Les risques pour la santé humaine posés par la concentration estimée de vapeur dans l'air devraient être calculés sans correction pour les concentrations présentes en bruit de fond. Cependant, pour les fins de gestion des risques, il peut être approprié de comparer la prédiction de la concentration de vapeur dans l'air intérieur aux concentrations de bruit de fond présentes dans l'air intérieur ou ambiant qui ont été publiées ou fournies par une étude spécifique au site. Pour certains composés chimiques, la concentration cible à l'intérieur basée sur le risque peut être moindre que celle du bruit de fond typique. Quand on calcule des objectifs de réhabilitation spécifiques à un site, il peut être approprié d'utiliser une concentration de bruit de fond représentative (p.ex. la concentration de bruit de fond médiane) au lieu de la concentration cible à l'intérieur basée sur le risque. Les

sources de bruit de fond de COV dans l'air comprennent les matériaux de construction, les produits de consommation, les produits pétroliers et les émissions. Il est recommandé de choisir la moyenne des concentrations de bruit de fond approximatives pour cette évaluation. On peut trouver de l'information sur les concentrations de bruit de fond en COV dans l'air intérieur dans les documents CCME (2008a, b), Hers *et coll.* (2001), U.S. EPA (2003), Kurtz et Folkes (2003), ainsi que Foster *et coll.* (2003). Si les concentrations de vapeur dans l'air intérieur sont inférieures aux concentrations de bruit de fond, la contribution de l'inhalation de vapeur au risque est moindre que celle associée aux sources de COV présentes en bruit de fond. Lorsque les concentrations prédites de vapeur dans l'air intérieur sont inférieures aux concentrations de bruit de fond mais indiquent quand même un risque inacceptable, une évaluation de risque plus approfondie devrait être envisagée, laquelle pourrait inclure l'analyse des vapeurs du sol ou des vapeurs dans l'air intérieur.

## TABLEAU COMPLÉMENTAIRE 6 ÉQUATIONS DE RISQUE

## 1. Calcul d'un indice de risque (non carcinogène)

- a. Composés chimiques normés par une dose journalière tolérable (DJT) ou R
- <sub>r</sub>
- D

$$IR = DR_{IHV} / R_rD$$

$$\text{où } DR_{IHV} = TI \times C_{air} \times FI \times D_1 \times D_2 \times D_3 / (MC)$$

- b. Composés chimiques normés par une concentration tolérable dans l'air (CT
- <sub>air</sub>
- )

ou R<sub>r</sub>C

$$IR = C_{air} \times t / CT_{air}$$

$$\text{où } t = D_1 \times D_2 \times D_3 / (MC)$$

$$\text{et } CT_{air} = DJT \text{ (mg/kg-jour)} \times MC / TI$$

Dans une ÉQPR, on utilise généralement les MC et les TI appropriés au site récepteur.

## 2. Calcul d'un RAC (risque additionnel de cancer)

- a. Composés chimiques avec un ERU

$$RAC = DR_{IHV} \times ERU$$

$$DR_{IHV} = TI \times C_{air} \times FI \times D_1 \times D_2 \times D_3 \times D_4 / (MC \times H \times EV)$$

- b. Composés chimiques avec un RU

$$RAC = C_{air} \times t \times RU$$

$$\text{où } t = D_1 \times D_2 \times D_3 \times D_4 / (MC \times EV)$$

$$\text{et } RU = ERU \text{ (mg/kg-jour)}^{-1} \times TI / MC$$

Dans une ÉQPR, on utilise généralement les TI et MC pour un récepteur adulte.

Si  $RAC > 10^{-5}$  il y a un potentiel de risque inacceptable en raison de l'inhalation de volatils

Si  $IR > 0,2$  il y a un potentiel de risque inacceptable en raison de l'inhalation de volatils

Paramètre	Valeur par défaut
DR <sub>IHV</sub> = Taux d'inhalation de contaminants volatils (mg/kg(MC)-jour)	Calculée
TI = Taux d'inhalation d'air par le récepteur (m <sup>3</sup> /h)	Spécifique au scénario <sup>1</sup>
C <sub>air</sub> = Concentration de contaminant dans l'air (mg/m <sup>3</sup> )	Calculée
FI = Facteur d'absorption par inhalation (adimensionnel)	1
D <sub>1</sub> = Heures d'exposition par jour (h/jour)	Spécifique au scénario <sup>1</sup>
D <sub>2</sub> = Jours d'exposition par semaine / 7 jours (adimensionnels)	Spécifique au scénario <sup>1</sup>
D <sub>3</sub> = Semaines d'exposition par année / 52 sem. (adimensionnelles)	Spécifique au scénario <sup>1</sup>
D <sub>4</sub> = Total des années d'exposition sur le site (années, carcinogènes seulement)	Spécifique au scénario <sup>1</sup>
MC = Masse corporelle (kg)	Spécifique au scénario <sup>1</sup>
EV = Espérance de vie (années, carcinogènes seulement)	*
t = Fraction du temps d'exposition (c.-à-d. heures par jour, jours par année)	Spécifique au scénario <sup>1</sup>
CT <sub>air</sub> = Concentration tolérable dans l'air (mg/m <sup>3</sup> ) (CT <sub>air</sub> = R <sub>r</sub> C)	Spécifique au composé
DJT = Dose journalière tolérable (mg/kg-jour) (DJT = R <sub>r</sub> D)	Spécifique au composé
ERU = Excès de risque unitaire correspondant au « slope factor » (mg/kg-jour) <sup>-1</sup>	Spécifique au composé
RU = Risque unitaire (mg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	Spécifique au composé

<sup>1</sup> Pour les valeurs spécifiques au scénario, voir *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie I : L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine, version 2.0* (SC,2010a)

\* Santé Canada revoit présentement la validité et l'acceptabilité de l'amortissement des expositions aux composés chimiques cancérigènes. Consulter le *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie I : L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine, version 2.0* (SC,2010a).

## 8.0 CONCLUSION

Le présent guide d'orientation reflète l'état actuel des connaissances au sujet de l'intrusion de vapeur du sol. Des incertitudes relativement importantes associées aux modèles utilisés pour prédire les concentrations dans l'air intérieur, provenant de la contamination du sol et de l'eau souterraine, subsistent encore bien que des données empiriques obtenues récemment sur le terrain aient contribué à valider en partie les modèles et les facteurs d'atténuation de vapeur adoptés dans ce guide, tel que décrit en annexe B. Santé Canada a récemment constaté que la prudence serait de mise au niveau de l'application de ce modèle aux solvants chlorés dans un sol à grains grossiers, car le modèle pourrait conduire à une sous-estimation des risques. Le jugement professionnel a joué un rôle dans l'élaboration des critères utilisés pour le dépistage des sites et des modèles servant à dériver les facteurs d'atténuation de vapeur. Les bases scientifiques de l'approche et des analyses incorporées dans ce guide continueront d'être évaluées à la lumière des recherches futures et elles seront peaufinées et mises à jour au besoin. Les utilisateurs de ce guide devraient appliquer ces modèles en s'assurant qu'ils sont appropriés au site étudié et que la santé humaine est protégée.

## 9.0 RÉFÉRENCES

- Abreu, L. et P.C. Johnson. 2005. Effect of vapour source-building separation and building construction on soil vapour intrusion as studied with a three dimensional model. *Environ. Sci. Technol.*, 39, 4500–4561.
- American Petroleum Institute (API) (Juillet 2004). *Draft – Collecting and Interpreting Soil Gas Samples from the Vadose Zone: A Practical Strategy for Assessing the Subsurface Vapour-to-Indoor-Air Migration Pathway at Petroleum Hydrocarbon Sites*.
- American Society for Testing and Materials (ASTM). 1995. *Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites*. E-1739-95.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 2008a. *Canada Wide Standard for Petroleum Hydrocarbons (PHC) in Soil. User Guidance*. CCME, Winnipeg. Janvier 2008.
- CCME. 2008b. *Canada Wide Standards for Petroleum Hydrocarbons (PHCs) in Soil: Scientific Rationale. Supporting Technical Document*. CCME, Winnipeg. Janvier 2008.
- DeVaul, G., R. Ettinger, et J. Gustafson. 2002. Chemical vapour intrusion from soil or groundwater to indoor air: Significance of unsaturated zone biodegradation of aromatic hydrocarbons. *Soil & Sediment Contam.* 11(4): 625–641.
- Fischer, M.L., A.J. Bentley, K.A. Dunkin, A.T. Hodgson, W.W. Nazaroff, R.G. Sextro, et J.M. Daisey. 1996. Factors affecting indoor air concentrations of volatile organic compounds at a site of subsurface gasoline contamination. *Environ. Sci. Technol.* 30(10): 2948–2957.
- Foster S.J., J.P. Kurtz, et A.K. Woodland. 2003. *Background Indoor Air Risks at Selected Residences in Denver, Colorado*. Envirogroup Ltd.
- Frontier School Division (FSD). 2008. *Vapour Intrusion Investigation: Brochet Community School*.
- Golder Associates Ltd. 2008. Evaluation of vadose zone biodegradation of petroleum hydrocarbons: Implications for vapour intrusion guidance.
- Hers, I., J. Atwater, L. Li, et R. Zapf-Gilje. 2000. Evaluation of vadose zone biodegradation of BTX vapours. *J. Contam. Hydrol.*, 46: 233–264.
- Hers, I., R. Zapf-Gilje, L. Li, et J. Atwater. 2001. The use of indoor air measurements to evaluate exposure and risk from subsurface VOCs. *J. Air & Waste Manage. Assoc.* 51: 174–185.
- Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC). 2007. *Vapour Intrusion Pathway; A Practical Guideline. VI*. Washington, DC: Interstate Technology & Regulatory Council, Vapour Intrusion Team. Extrait le 27 mai 2010 de [www.itrc.web.org](http://www.itrc.web.org).
- Johnson, P.C., et R. Ettinger. 1991. Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapours into buildings. *Environ. Sci. & Technol.*, 25(8): 1445–1452. Extrait le 27 mai 2010 de [http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/airmodel/johnson\\_ettinger.htm](http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/airmodel/johnson_ettinger.htm).
- Johnson, P.C., W. Kemblowski, et R.L. Johnson. 1998. *Assessing the Significance of Subsurface Contaminant Vapour Migration to Enclosed Spaces – Site Specific Alternatives to Generic Estimates*. American Petroleum Institute, Washington, DC.
- Kurtz, J.P. & D.J. Folkes, 2003. Background concentrations of selected chlorinated hydrocarbons in residential indoor air. Envirogroup Ltd.
- Laubacher, R.C., P. Bartholomae, P. Velasco, et H.J. Reisinger. 1997. An evaluation of the vapour profile in the vadose zone above a gasoline plume. In: *Proc. 1997 Petrol. Hydro. and Org. Chem. in Ground Water* (396–409). API/NWGA, Houston, Tx.
- Lowell, P.S., & B. Eklund. April 2004. VOC emission fluxes as a function of lateral distance from the source. *Environ. Prog.* 23( 1)).
- Mendoza, C.A. 1995. *Conceptual Models and Effective Transport Parameters for Long-Term Vapour Transport in Heterogeneous Unsaturated Media*. Presented at Solutions '95 IAH International Congress XXVI, 5–9 juin 1995, Edmonton, Alberta.
- New Jersey Department of Environmental Protection (NJDEP). 2005. *Vapour Intrusion Guidance*. Extrait le 27 mai 2010 de <http://www.nj.gov/dep/srp/guidance/vapourintrusion/vig.htm>.
- Ostendorf, D.W., et D.H. Kampbell. 1991. Biodegradation of hydrocarbon vapours in the unsaturated zone. *Water Resources Res.* 27(4): 453–462.

Santé Canada (SC). Non publié. *Guide sur la caractérisation environnementale des sites dans le cadre de l'évaluation des risques pour la santé humaine (Ébauche juillet 2008)*. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Santé Canada Ottawa.

SC. 2008. *Outil d'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine*. Version du 31 octobre, 2008. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Ottawa.

SC. 2009. *Spreadsheet Tool for Detailed Quantitative Human Health Risk Assessment*. Version du 1 mai, 2009. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Ottawa. [Anglais seulement]

SC. 2010a. *L'évaluation des risques pour les lieux contaminés fédéraux au Canada - Partie I : L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine. Version 2.0*. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Ottawa.

SC 2010b. *L'évaluation des risques pour les lieux contaminés fédéraux au Canada - Partie II : Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. Version 2.0. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Ottawa.

SC. 20109c. Santé Canada, 2009c. *L'évaluation des risques pour les lieux contaminés fédéraux au Canada - Partie V : Le guide sur l'évaluation complexe du risque pour la santé humaine des substances chimiques présentes dans un lieu spécifique. Version 2.0*. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Ottawa.

U.S. EPA, 1996. *Soil Screening Guidance: User's Guide*. Publication 9355.4-23. Juillet 1996.

U.S. EPA. 2003. *OSWER Draft Guidance for Evaluating the Vapour Intrusion to Indoor Air Pathway from Groundwater and Soils (Subsurface Vapour Intrusion Guidance)*. EPA530-D-02-004, November 2002. Extrait le 27 mai 2010 de <http://www.epa.gov/correctiveaction/eis/vapour.htm>.

U.S. EPA. 2008. EPA's Vapour Intrusion Database: Analysis of Empirical Attenuation Factors (in progress). Washington, DC.

U.S. EPA SW-846 Method 5035. Mis à jour le 17 septembre 2008. Extrait le 27 mai 2010 de <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/online/index.htm>.

## 10.0 GLOSSAIRE

**Dépressurisation du bâtiment** : Pression dans les parties basses d'un bâtiment qui est inférieure à la pression ambiante à cause d'un gradient de température entre l'air à l'intérieur et l'air à l'extérieur (effet cheminée), de la pression éolienne sur le bâtiment, du fonctionnement du système CVC ou d'appareils (p. ex., un ventilateur), des fluctuations de la pression barométrique ou d'autres facteurs.

**Vitesse de Darcy (vitesse de filtration)** : La vitesse de Darcy est estimée en multipliant la conductivité hydraulique par le gradient hydraulique.

**Dépistage qualitatif** : Étape préliminaire de dépistage visant à classer les sites en fonction de leur potentiel d'intrusion de vapeur du sol et à déterminer si l'évaluation devrait être poursuivie par un dépistage quantitatif.

**Dépistage quantitatif** : Évaluation quantitative du risque de niveau dépistage, dans laquelle des facteurs d'atténuation de vapeur représentatifs quasi spécifiques au site servent à estimer les concentrations dans l'air à l'intérieur du bâtiment, lesquelles permettent ensuite de prédire le risque pour la santé.

**Limite de saturation du sol ( $C_{sat}$ )** : Concentration au-dessus de laquelle un LPNA est présent dans le sol, compte tenu des considérations de solubilité.

**Facteur d'atténuation de vapeur (« alpha »)** : Concentration dans l'air intérieur divisée par la concentration de vapeur du sol à une profondeur donnée (inverse du facteur de dilution du CCME).

**Facteur d'atténuation entre les concentrations dans l'eau souterraine et l'air intérieur** : Concentration dans l'air intérieur divisée par la concentration de vapeur du sol prédite à partir de la concentration dans l'eau souterraine (généralement basée sur la constante de la loi de Henry).

**Facteur d'atténuation entre les concentrations de vapeur dans le sol et l'air intérieur** : Concentration dans l'air intérieur divisée par la concentration mesurée de vapeur du sol.

**Facteur d'atténuation entre les concentrations de vapeur sous la dalle et l'air intérieur** : Concentration dans l'air intérieur divisée par la concentration de vapeur souterraine mesurée sous la dalle du bâtiment.

## ANNEXE A

# DÉRIVATION DES FACTEURS D'ATTÉNUATION DE LA VAPEUR POUR UNE ÉVALUATION PRÉALABLE PAR SANTÉ CANADA

## TABLE DES MATIÈRES

A1.0	INTRODUCTION .....	43
A2.0	HYPOTHÈSES ET UTILISATION DU MODÈLE JOHNSON- ETTINGER .....	44
A2.1	Aperçu du modèle Johnson-Ettinger.....	44
A2.2	Variabilité du modèle Johnson- Ettinger .....	44
A3.0	FACTEURS D'EXCLUSION D'UN DÉPISTAGE SECONDAIRE .....	47
A4.0	RELATIONS DE RÉPARTITION .....	48
A4.1	Modèle de répartition en l'absence de liquide en phase non aqueuse .....	48
A4.2	Modèle de répartition en présence de liquide en phase non aqueuse.....	48
A4.3	Modèles de répartition de mélange à plusieurs composés.....	49
A4.4	Aperçu des modèles de répartition à deux et trois phases .....	50
A4.5	Modèle à quatre phases .....	50
A5.0	DÉRIVATION ET UTILISATION DES FACTEURS D'ATTÉNUATION DE VAPEUR.....	51
A5.1	Considérations générales .....	51
A5.2	Justification des paramètres d'entrée .....	53
A5.2.1	Propriétés qui dépendent du sol – cas résidentiel et commercial .....	53
A5.2.2	Qsol pour une résidence (valeur par défaut = 10 L/min).....	56
A5.2.3	Qsol pour un bâtiment commercial (valeur par défaut = 4,3 L/min) .....	60
A5.2.4	Taux de ventilation dans un bâtiment résidentiel (valeur par défaut = 0,35 h <sup>-1</sup> ).....	60
A5.2.5	Taux de changement d'air dans un bâtiment commercial (valeur par défaut = 1 h <sup>-1</sup> ) .....	66
A5.2.6	Hauteur de mélange dans un bâtiment résidentiel (valeur par défaut = 2,44 m pour le scénario « dalle sur sol »; = 3,66 m pour le scénario « sous-sol »).....	66
A5.2.7	Hauteur de mélange d'un bâtiment commercial (valeur par défaut = 3 m) .....	67
A5.2.8	Largeur de fissure pour une résidence (valeur par défaut = 1 mm) et rapport de fissuration (valeur par défaut = 0,0002 pour une résidence avec sous-sol; = 0,00038 pour une résidence sur dalle au sol).....	67
A5.2.9	Largeur de fissure (valeur par défaut = 1 mm) et rapport de fissuration (valeur par défaut = 0,0002) pour un bâtiment commercial sur dalle au sol.....	68
A5.2.10	Superficie d'un bâtiment résidentiel (valeur par défaut = 10 m par 10 m) et surface des fondations souterraines d'un sous-sol (valeur par défaut = 180 m <sup>2</sup> ).....	68
A5.2.11	Superficie d'un bâtiment commercial (valeur par défaut = 20 m par 15 m) et surface des fondations souterraines (valeur par défaut = 310,5 m <sup>2</sup> ).....	68
A5.3	Considérations relatives au type de fondation .....	68
A5.4	Considérations relatives au choix du benzène comme composé chimique de substitution.....	68
A5.5	Considérations relatives au transport à travers la zone de transition capillaire .....	71
A5.6	Considérations relatives au flux de masse dans l'eau souterraine .....	71
A5.7	Considérations relatives à la réduction de la source de contamination dans le sol.....	73
A6.0	RÉFÉRENCES .....	74

## TABLEAUX

Tableau A1	Analyse qualitative de l'incertitude et de la sensibilité des intrants du modèle Johnson-Ettinger .....	46
Tableau A2	Valeurs d'entrées du modèle Johnson-Ettinger pour la dérivation des tableaux de facteur d'atténuation .....	52
Tableau A3	Choix du type de sol .....	53
Tableau A4	Levé de dépressurisation des bâtiments par rapport à la pression atmosphérique.....	57
Tableau A5	Taux d'advection de gaz du sol dans les bâtiments mesurés dans des études de traçage.....	59
Tableau A6	Levé de taux de ventilation dans les bâtiments .....	61
Tableau A7	Exemples de calcul illustrant les limitations relatives au flux de masse pour une source de contamination dissoute*.....	72
Tableau A8	Exemples de calcul de l'épuisement d'une source de contamination dans le sol.....	73

## FIGURES

Figure A1	Triangle des textures de sol.....	54
Figure A2	Modèle pour estimer la teneur en eau volumique du sol .....	55
Figure A3	Comparaison de coefficients de diffusion effectifs pour différents composés chimiques.....	70
Figure A4	Modèle conceptuel pour le calcul du flux de masse dans l'eau souterraine .....	72

## A1.0 INTRODUCTION

Ce rapport décrit le cadre de travail et la méthodologie utilisés pour l'obtention des tableaux de facteur d'atténuation de vapeur pour l'évaluation préalable des risques (EPR) sur l'intrusion de vapeur du sol dans les bâtiments. Cette annexe est un complément au *Guide d'orientation pour l'évaluation de l'intrusion de vapeurs du sol sur les sites contaminés*. Les tableaux de facteur d'atténuation de vapeur sont un élément clé de cette orientation.

Les facteurs d'atténuation de vapeur, définis comme la concentration dans l'air intérieur divisée par la concentration de vapeur dans le sol à une profondeur donnée, sont basés sur les résultats des prédictions fournies par le modèle de Johnson et Ettinger (J&E). Les tableaux de facteur d'atténuation permettent à l'utilisateur du guide d'orientation de l'EPR de choisir un facteur d'atténuation en fonction de quatre types de sols, de la distance par rapport à la source de contamination et d'un scénario d'utilisation du sol résidentiel ou commercial. Des tableaux de facteur d'atténuation sont fournis pour une source de contamination dans l'eau souterraine (chemin de migration de l'eau souterraine vers l'air intérieur) ou pour une source de contamination sous forme de vapeur du sol (chemin de migration des vapeurs du sol vers l'air intérieur). L'utilisation de deux paramètres ajustables (type de sol et profondeur) permet de choisir un facteur d'atténuation représentatif des conditions du site. Les facteurs d'atténuation, utilisés avec les équations de partition appropriées, servent à estimer les concentrations dans l'air intérieur associées à des sources souterraines de vapeur. Les concentrations dans l'air intérieur sont à leur tour utilisées pour prédire le risque potentiel pour la santé humaine par une exposition par inhalation.

Le modèle J&E a été choisi pour développer les tableaux de facteur d'atténuation parce qu'il est largement utilisé, qu'il est relativement simple et facile à comprendre et qu'il renferme les processus clés de l'intrusion de vapeur dans les bâtiments. Lorsqu'il est utilisé pour un site particulier, la précision du modèle J&E est considérée comme étant raisonnable et le modèle permet généralement l'obtention de résultats qui se comparent à l'intérieur d'un ordre de grandeur aux données de terrain correctement triées, et ce pour des produits chimiques qui ne sont pas sujets à des processus de biodégradation ou de transformation significatifs (Johnson *et coll.*, 2002; Hers *et coll.*, 2003). Étant donné la variabilité inhérente aux mesures empiriques et à la modélisation de l'intrusion de vapeur, on ne peut s'attendre à ce qu'un modèle corresponde de plus près aux données empiriques.

Cette annexe décrit l'utilisation du modèle J&E pour la dérivaison des tableaux de facteur d'atténuation de vapeur. Les facteurs d'atténuation obtenus à partir du modèle sont comparés aux facteurs d'atténuation empiriques disponibles lesquels sont calculés à partir de mesures de terrain tel que décrit à l'annexe B. Les tableaux de facteur d'atténuation de vapeur développés pour ce guide d'orientation supposent qu'il n'y ait aucune biodégradation des vapeurs d'hydrocarbures tels que le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et les xylènes (BTEX). Comme les mesures de vapeur du sol et, indirectement, l'évaluation de facteur d'atténuation de vapeur empirique indiquent que la biodégradation des vapeurs de BTEX peut être considérée comme étant significative, ce guide d'orientation prévoit des moyens de réduire les facteurs d'atténuation de base (sans dégradation) par un facteur dix lorsque les conditions le justifient. La justification de cet ajustement pour la bioatténuation des vapeurs d'hydrocarbures est expliquée à l'annexe C.

## A2.0 HYPOTHÈSES ET UTILISATION DU MODÈLE JOHNSON-ETTINGER

### A2.1 Aperçu du modèle Johnson-Ettinger

Johnson et Ettinger (1991) ont introduit un modèle utilisé au niveau du dépistage pour estimer le transport de contaminants sous forme de vapeur entre une source souterraine (eau ou sol) et l'air à l'intérieur des bâtiments. Ce modèle est une solution analytique unidimensionnelle qui tient compte des transports diffusif et advectif des vapeurs. Le modèle J&E estime un « facteur d'atténuation de vapeur » qui est le rapport entre la concentration de vapeur dans l'air intérieur et la concentration de vapeur à la source de la contamination. Pour faciliter l'utilisation du modèle J&E, la U.S. EPA a développé en 1997 des versions de ce dernier sous forme de feuilles de calcul qui comprennent des calculs additionnels pour estimer la répartition entre le milieu dans lequel la source de vapeur est située (p.ex., sol, eau souterraine) et les vapeurs du sol. D'autres calculs inclus dans ces versions du modèle permettent également d'estimer le risque pour la santé à partir de la concentration dans l'air intérieur modélisée. Six de ces feuilles de calcul ont été développées : un modèle de niveau dépistage pour des milieux géologiquement uniformes et une version plus perfectionnée qui considère des couches géologiques multiples, et ce, pour chacune des trois sources potentielles de vapeur : l'eau souterraine, le sol et les vapeurs du sol. Les feuilles de calcul ont été mises à jour en 2000, 2002 et 2003. Des logiciels commerciaux intègrent aussi le modèle J&E ou des variantes de celui-ci (p.ex., RISC, GSI Tool Kit).

Le modèle J&E a été développé comme un outil de dépistage. Il est donc basé sur un certain nombre d'hypothèses simplificatrices quant à la distribution et à l'occurrence des contaminants, aux caractéristiques du sous-sol, aux mécanismes de transport et à la construction du bâtiment.

Le modèle présume que les vapeurs du sol provenant de la source de contamination diffusent directement vers le haut (transport unidimensionnel) à travers des couches de sol homogènes ayant des propriétés isotropiques, et ce, jusqu'à la base des fondations du bâtiment, où des fissures permettent l'advection et la diffusion des vapeurs. Les processus de transports diffusif et advectif sont présumés stables; les processus d'absorption et de dissolution ne contribuent donc plus à retarder la migration des vapeurs. La biodégradation n'est pas considérée dans la version de base du modèle J&E, bien que Johnson *et coll.* (1998) aient présenté des algorithmes d'intrusion de vapeur qui prennent en compte une biodégradation du premier ordre.

Le modèle suppose aussi que les contaminants soient répartis de façon homogène au niveau de la source. La version de base du modèle J&E suppose une source de contamination infinie, ce qui donne des concentrations à la source constantes dans le temps. Des variations du modèle J&E offrent la possibilité de tenir compte de la réduction de la source de contamination dans le sol lorsque les concentrations dans l'eau souterraine ou dans le sol sont inférieures à la limite de solubilité dans l'eau ou à la concentration de saturation du sol. Les relations de répartition utilisées couramment avec le modèle de Johnson et Ettinger sont décrites dans la section 4.0.

### A2.2 Variabilité du modèle Johnson-Ettinger

Pour les fins de cette discussion, la variabilité du modèle est définie comme l'ensemble des différentes prédictions du modèle résultant de la sensibilité du modèle et de l'incertitude des paramètres d'entrée. La sensibilité du modèle est la variation relative du résultat causée par la variation d'un paramètre d'entrée. Les paramètres incertains (c.-à-d. ceux qui varient sur une large plage) sont les plus significatifs et auxquels paramètres le modèle est sensible. Quand les données spécifiques au site sont utilisées correctement et limitées à des plages raisonnables, la variation globale des facteurs d'atténuation prédits par le modèle J&E est d'environ un ordre de grandeur, ce qui est considéré raisonnable pour un modèle utilisé au niveau du dépistage (Hers *et coll.*, 2003).

Un classement qualitatif de la variabilité du modèle (incertitude combinée à la sensibilité) pour les intrants du modèle J&E est présenté au tableau A1. Les paramètres du modèle présentant une variabilité modérée à élevée comprennent :

- la teneur en eau volumique et la hauteur de transition capillaire de la source de vapeur dans l'eau souterraine contaminée;
- $Q_{\text{sol}}$  et la perméabilité sol-air dans le cas d'une contamination peu profonde et d'un bâtiment à pression négative;
- le taux de fissuration du bâtiment et la teneur en eau des fissures dans un scénario de contamination peu profonde sous un bâtiment qui n'est pas dépressurisé; et
- le taux de changement d'air et la hauteur de mélange du bâtiment, dans tous les scénarios.

Les paramètres relatifs au bâtiment comportant une incertitude et une sensibilité faibles comprennent la superficie des fondations, la profondeur de la base des fondations et l'épaisseur de la dalle de plancher.

Tel que décrit par Johnson (2002), on peut éviter les pièges potentiels d'une sélection de plages de paramètres irréalistes pour l'analyse de sensibilité en choisissant des paramètres tels que le degré de saturation en eau ( $S_e$ ), qui est la teneur en

eau volumique divisée par la porosité totale ( $S_e = \theta_w/\theta_T$ ), ou le rapport du flux advectif des vapeurs du sol dans le bâtiment ( $Q_{sol}$ ) sur le taux de changement d'air dans le bâtiment ( $Q_{sol}/Q_{bâtiment}$ ). Ces deux paramètres varient, en général, à l'intérieur d'une plage définie, selon les propriétés du sol et les conditions présentes dans le bâtiment.

Tableau A1 Analyse qualitative de l'incertitude et de la sensibilité des intrants du modèle Johnson-Ettinger

Paramètres d'entrée	La sensibilité et l'incertitude des paramètres du modèle					
	Bâtiment à pression négative		Bâtiment à pression non-négative			
	Contamination peu profonde	Contamination profonde	Contamination peu profonde	Contamination profonde	Contamination peu profonde	Contamination profonde
<b>Paramètres relatif au sol</b>						
Teneur en eau volumique de la zone non-saturée	faible à modérée	modérée à élevée	modérée à élevée	modérée à élevée	modérée à élevée	modérée à élevée
Porosité totale	faible	faible	faible	faible	faible	faible
Teneur en eau volumique de la zone de transition capillaire	faible à modérée	modérée à élevée	modérée à élevée	modérée à élevée	modérée à élevée	modérée à élevée
Hauteur de transition capillaire	faible à modérée	modérée à élevée	modérée à élevée	modérée à élevée	modérée à élevée	modérée à élevée
Qsol	modérée à élevée	faible à modérée	faible à modérée	S/O	S/O	S/O
Perméabilité sol-air	modérée à élevée	faible à modérée	faible à modérée	S/O	S/O	S/O
Densité apparente du sol	faible	faible	faible	faible	faible	faible
Constante de Henry (produit chimique unique)	faible à modérée	faible à modérée	faible à modérée	faible à modérée	faible à modérée	faible à modérée
Coefficient de diffusion à l'air libre (produit chimique unique)	faible	faible	faible	faible	faible	faible
<b>Paramètres relatifs au bâtiment</b>						
Bâtiment à pression négative	modérée	faible à modérée	faible à modérée	S/O	S/O	S/O
Taux de changement d'air du bâtiment	modérée	modérée	modérée	modérée	modérée	modérée
Hauteur de mélange du bâtiment	modérée	modérée	modérée	modérée	modérée	modérée
Superficie des fondations	faible à modérée	faible à modérée	faible à modérée	modérée à élevée	faible à modérée	faible à modérée
Taux de fissuration de la fondation du bâtiment	faible	faible	faible	modérée à élevée	faible à modérée	faible à modérée
Teneur en eau des fissures	faible	faible	faible	modérée à élevée	faible à modérée	faible à modérée
Épaisseur de la dalle de plancher	faible	faible	faible	modérée à élevée	faible à modérée	faible à modérée
Profondeur de la surface à la base des fondations	faible	faible	faible	faible	faible	faible

À noter : Le facteur d'atténuation de vapeur est inversement proportionnel à la hauteur de mélange du bâtiment et au taux de changement de l'air du bâtiment S/O, sans objet

## A3.0 FACTEURS D'EXCLUSION D'UN DÉPISTAGE SECONDAIRE

Lorsque les conditions particulières au site sortent du cadre du modèle conceptuel de site (MCS) décrit par le modèle J&E, les tableaux de facteur d'atténuation de niveau dépistage ne devraient pas être utilisés; l'évaluation devrait plutôt passer à l'étape de l'évaluation de risque détaillée. En effet, le modèle J&E est basé sur une représentation simplifiée des processus physiques qui rend le modèle J&E moins précis quand les conditions particulières du site diffèrent du MCS décrit par le modèle J&E. Il ne faut donc pas utiliser les facteurs d'atténuation de vapeur de niveau dépistage quand les facteurs d'exclusion suivants sont présents :

**Contamination à faible profondeur** – Les sites où la source de contamination se trouve à moins de 1 m des fondations du bâtiment devraient être exclus du dépistage secondaire. Lorsque la source de contamination est à 1 m ou moins du bâtiment, les facteurs d'atténuation de vapeur utilisés dans ce guide d'orientation ne sont pas fiables en raison des fluctuations saisonnières du niveau de la nappe phréatique, de l'épaisseur variable de la frange capillaire, laquelle est fonction de la texture du sol et de la présence possible de puisards dans les sous-sols.

**Sous-sols en terre** – Les bâtiments comportant des sous-sols en terre devraient être exclus du dépistage secondaire, à moins que la profondeur de la source de contamination soit assez grande pour que les processus de transport dans le sol, plutôt que les caractéristiques des fondations du bâtiment, contrôlent le flux de vapeur dans ce dernier. La profondeur à laquelle les propriétés d'un sous-sol en terre n'exercent plus d'influence dépend des conditions particulières au site. Cette profondeur est estimée à 5 m, ce qui est conservateur lorsque les autres facteurs d'exclusion sont considérés. Par conséquent, les bâtiments comportant des sous-sols en terre et pour lesquels la contamination est à moins de 5 m de profondeur devraient être exclus du dépistage secondaire.

**Milieux très perméables aux gaz** – Les bâtiments construits sur une assise rocheuse fracturée verticalement ou quasi verticalement, sur du karst, sur des galets ou sur d'autres milieux présentant une perméabilité aux gaz anormalement élevée, devraient être exclus du dépistage secondaire, peu importe la profondeur de la contamination. L'advection des vapeurs du sol dans la zone non saturée (c.-à-d. au-delà de la zone de sol à proximité du bâtiment), laquelle est causée par le pompage atmosphérique ou d'autres facteurs environnementaux, peut être considérable dans ces scénarios et elle n'est pas incluse dans le MCS décrit par le modèle J&E.

**Conduites enfouies reliant la source de contamination et le bâtiment** – Les éléments anthropiques courants tels que les drains de plancher, les égouts et les conduites de services sont généralement présents dans la plupart des sites. La présence de ces infrastructures n'est généralement pas considérée comme un facteur d'exclusion. Cependant, si des conduites de service relient directement la source de contamination aux espaces clos du bâtiment, cet élément devrait être considéré comme étant un facteur d'exclusion.

La présence réelle ou présumée de liquides en phase non aqueuse (LPNA) sous le bâtiment ou à proximité de celui-ci n'est pas considérée comme un facteur d'exclusion pour un dépistage secondaire, pourvu que des échantillons de vapeur du sol soient prélevés au-dessus de la zone de LPNA (c.-à-d. qu'il faut utiliser les tableaux des valeurs alpha de la source de vapeur). La présence de LPNA pourrait être un facteur d'exclusion lorsque l'on dispose seulement de données sur l'eau souterraine ou lorsqu'il y a une incertitude significative quant à l'emplacement de la source des LPNA et à la distribution de ces derniers.

## A4.0 RELATIONS DE RÉPARTITION

### A4.1 *Modèle de répartition en l'absence de liquide en phase non aqueuse*

Les concentrations à la source de vapeur du sol peuvent être prédites à partir des données de chimie du sol ou de l'eau souterraine, ou encore mesurées directement. Lorsque des LPNA ne sont pas présents, on utilise généralement un modèle à **trois phases** décrivant la répartition entre les phases sorbée, sol-eau et sol-air. La répartition équilibrée d'un composé chimique dans la phase sol-air est en relation avec la phase aqueuse, d'après la loi de Henry, laquelle dit que la répartition eau-air est décrite par une relation linéaire :

(A1)

$$C_v = FCU * H' * C_w$$

où  $C_v$  est la concentration de vapeur du sol ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ),  $H'$  est la constante de Henry (adimensionnelle),  $C_w$  est la concentration en eau dans le sol ( $\text{mg}/\text{L}$ ) et  $FCU$  ( $1000 \text{ L}/\text{m}^3$ ) est un facteur de conversion d'unité. La loi de Henry s'applique à la plupart des contaminants organiques peu solubles (fraction molaire dans l'eau est inférieure à 0,001).

Pour ce qui est de la répartition entre les phases sorbée et aqueuse, on utilise généralement un modèle d'absorption linéaire basé sur le contenu en matière organique du sol pour prédire la concentration sorbée sous des conditions stables :

(A2)

$$C_s = K_{co} * f_{co} * C_w$$

où  $C_s$  est la concentration sorbée ( $\text{mg}/\text{kg}$ ),  $K_{co}$  est le coefficient de répartition carbone organique-eau ( $\text{mg}/\text{kg-CO}$  par  $\text{mg}/\text{L}$  d'eau) et  $f_{co}$  est la fraction de carbone organique. Ce modèle linéaire de la sorption a été vérifié expérimentalement pour des composés organiques polaires ou faiblement polaires communs (Chiou *et coll.*, 1983; Karickhoff *et coll.*, 1979) quand la fraction de carbone organique ( $f_{co}$ ) est plus grande qu'environ 0,001 (Schwarzenbach *et coll.*, 1981).

(A3)

$$C_v = 1000 * C_{sol} * H' * \rho_b / (\theta_w + K_{co} * f_{co} * \rho_b + H' * \theta_a)$$

D'après un bilan de masse par phase, la concentration sol-air est en relation avec la concentration totale dans le sol, utilisant l'équation A3 (où  $C_{sol}$  est la concentration totale dans le sol ( $\text{mg}/\text{kg}$ ) (toutes phases),  $\rho_b$  est la densité apparente sèche ( $\text{g}/\text{cm}^3$ ),  $\theta_w$  et  $\theta_a$  sont les teneurs en eau et en air volumiques (adimensionnelles)).

### A4.2 *Modèle de répartition en présence de liquide en phase non aqueuse*

Dans le cas d'un composé chimique pur, le LPNA ne sera pas présent si la concentration est inférieure à la limite de saturation du sol. Cette limite de saturation du sol est estimée au moyen de l'équation suivante (ASTM, 1995) :

(A4)

$$C_{sat,sol} = S * (\theta_w + K_{co} * f_{co} * \rho_b + H' * \theta_a) / \rho_b$$

où  $C_{sat,sol}$  est la limite de saturation du sol pour un composé donné ( $\text{mg}/\text{kg}$ ) et  $S$  est la solubilité du composé chimique pur ( $\text{mg}/\text{L}$ ),  $\theta_w$  est la teneur en eau volumique du sol,  $K_{oc}$  et le coefficient de répartition carbone organique-eau ( $\text{mg}/\text{kg-CO}$  par  $\text{mg}/\text{L}$  d'eau),  $f_{oc}$  est la fraction de carbone organique,  $\rho_b$  est la densité apparente sèche ( $\text{g}/\text{cm}^3$ ),  $H'$  est la constante de Henry (adimensionnelle), and  $\theta_a$  est la teneur en air volumique du sol.

En présence de LPNA, un modèle de répartition à **deux phases** est appliqué. La répartition entre les phases de LPNA et l'air est proportionnelle à la pression de vapeur du composé qui, dans le cas d'un composé chimique pur, est donnée par :

(A5)

$$C_v = 10^6 * MM * P / RT$$

où  $C_v$  est la concentration de vapeur ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ),  $P$  est la pression de vapeur (atm),  $MM$  est la masse molaire moléculaire ( $\text{g}/\text{mole}$ ),  $R$  est la constante des gaz parfaits ( $0,08205 \text{ L-atm}/\text{K-mole}$ ) et  $T$  est la température absolue ( $^\circ\text{K}$ ).

### A4.3 Modèles de répartition de mélange à plusieurs composés

Lorsqu'on est en présence d'un mélange de composés chimiques, on utilise généralement une répartition basée sur la loi de Raoult pour quantifier la solubilité effective d'un composé chimique particulier dans le mélange, sous des conditions d'équilibre. L'équation est la suivante :

(A6)

$$C_{w,i} = X_i * S_i$$

où  $i$  dénote le composant  $i$  du mélange et  $X_i$  est la fraction molaire du composant  $i$  dans le mélange de LPNA. La fraction molaire est estimée comme suit :

(A7)

$$X_i = W_i / MM_i / \sum W_j / MM_j$$

où  $W_i$  est la fraction de masse (kg/kg) et  $MM_i$  est la masse molaire moléculaire du composant  $i$ . Dans le cas des hydrocarbures pétroliers, la relation suivante donne une approximation de la fraction molaire :

(A8)

$$X_i = C_{sol,i} / HPT * MM_{TPH} / MM_i$$

où  $C_{i,sol}$  est la concentration du composé individuel dans le sol (mg/kg), HPT est la concentration totale en hydrocarbures pétroliers dans le sol (mg/kg),  $MM_{HPT}$  est la masse molaire moléculaire moyenne des hydrocarbures pétroliers et  $MM_i$  est la masse molaire moléculaire du composé.

(A9)

$$\sum [ C_{sat,sol,T} * W_i * \rho_b / S_i * (\theta_w + K_{co} * f_{co} * \rho_b + H' * \theta_a) ]$$

(A10)

$$C_{sat,sol,i} = W_i * S * (\theta_w + K_{co} * f_{co} * \rho_b + H' * \theta_a) / \rho_b$$

Dans le cas d'un mélange de composés chimiques miscibles qui sont légèrement solubles dans l'eau, la concentration à laquelle des LPNA seront présents est une fonction de la composition du mélange. La limite de saturation du sol pour le mélange est donnée par l'équation A9 (Brost *et coll.*, 2000) où  $C_{sat,sol,T}$  est la limite de saturation du sol pour le mélange de LPNA,  $\rho_b$  est la densité apparente sèche (g/cm<sup>3</sup>),  $\theta_w$  est la teneur en eau volumique du sol,  $K_{oc}$  et le coefficient de répartition carbone organique-eau (mg/kg-CO par mg/L d'eau),  $f_{oc}$  est la fraction de carbone organique  $H'$  est la constante de Henry (adimensionnelle), and  $\theta_a$  est la teneur en air volumique du sol. La limite de saturation du sol pour un composé individuel (voir la formule A10).

Dans le cas des composés chimiques qui sont solides à la température normale, la solubilité du liquide sous-refroidi devrait être utilisée de préférence à la solubilité du solide.

#### **A4.4 Aperçu des modèles de répartition à deux et trois phases**

Pour simplifier, on utilise un modèle de répartition à **trois phases** quand aucun LPNA n'est présent et un modèle à **deux phases** pour la répartition entre le LPNA et les vapeurs lorsqu'il y a présence de LPNA. Quand on dispose de données spécifiques au site sur la masse et la fraction molaire, les équations de répartition peuvent être ajustées de façon à refléter la concentration de vapeur plus faible qui sera prédite.

Le modèle à trois phases prédit que la concentration de vapeur directement au-dessus de la source de contamination dans le sol ne peut être plus grande que celle associée à la concentration de saturation du sol et que dans le cas d'une contamination de l'eau souterraine, la concentration de vapeur ne peut dépasser celle associée à la limite de solubilité. Lorsque la concentration dans le sol dépasse  $C_{\text{sat}}$  et que la concentration dans l'eau souterraine est plus grande que la limite de solubilité, on applique la relation de répartition LPNA-vapeur et les concentrations de vapeur sont constantes, sans égard à la concentration. Si la concentration de vapeur dans l'air intérieur prédite à partir de la relation LPNA-vapeur ne dépasse pas la limite d'exposition pour la santé dans l'air intérieur, la migration des vapeurs ne sera pas significative dans le cas de ce composé chimique particulier. Il peut toutefois y avoir d'autres voies d'exposition préoccupantes lorsque des LPNA sont présents dans un site.

#### **A4.5 Modèle à quatre phases**

Un modèle à **quatre phases** pour la répartition entre les phases sorbée, aqueuse, vapeur du sol et LPNA a été développé récemment et appliqué à la voie d'exposition par intrusion de vapeur (Park et San Juan, 2000). Ce modèle n'est pas utilisé dans ce guide d'orientation, mais il a été adopté par certains organismes de réglementation aux États-Unis (État de Washington, U.S. EPA Region 9). Le modèle à quatre phases tient mieux compte de la conservation de la masse et du volume entre les quatre phases et permet d'estimer plus précisément la fraction molaire dans la phase de LPNA lorsque le mélange comporte plusieurs composantes. Le désavantage de ce modèle réside sur le fait qu'il est plus complexe au niveau des calculs. Des comparaisons entre les modèles à deux et à trois phases décrits plus haut et le modèle à quatre phases indiquent que les modèles à deux et à trois phases donnent, dans presque tous les cas, des prédictions conservatrices.

## A5.0 DÉRIVATION ET UTILISATION DES FACTEURS D'ATTÉNUATION DE VAPEUR

### A5.1 *Considérations générales*

Les tableaux de facteur d'atténuation de vapeur pour l'EPR sont basés sur deux différents types de sol (à grains fins ou grossiers) et sur la profondeur de la source de contamination. Les tableaux de facteur d'atténuation portent sur deux scénarios :

1. Une source de contamination de l'eau souterraine avec transport de composés chimiques à la fois à travers la zone de transition capillaire et la zone non saturée;
2. Une source de contamination de vapeur du sol avec transport à travers la zone non saturée.

Dans le cas du scénario résidentiel, les facteurs d'atténuation supposent une maison individuelle avec un sous-sol. Un

scénario comportant une maison sur dalle au sol a aussi été considéré dans la démarche de développement et il a donné des résultats similaires à ceux d'un bâtiment avec sous-sol. Dans le scénario commercial, on a supposé que la construction soit du type dalle au sol.

Les tableaux de facteur d'atténuation ont été compilés au moyen du modèle J&E et des intrants indiqués au tableau A2. Ces paramètres d'entrée ont été développés en tenant compte de la physique des sols, des études disponibles sur les caractéristiques des bâtiments et de l'opinion d'experts. On a choisi des valeurs relativement conservatrices pour plusieurs des intrants du modèle J&E puisque le but était de développer des facteurs d'atténuation qui pourraient, dans la grande majorité des cas, protéger la santé humaine dans un large éventail de conditions de site, sauf celles exclues du dépistage secondaire. Toutefois, afin d'éviter l'effet cumulatif provenant du choix de valeurs conservatrices pour tous les paramètres d'entrée, des valeurs « typiques » ou « moyennes » ont été choisies pour certains d'entre eux.

**Tableau A2 Valeurs d'entrées du modèle Johnson-Ettinger pour la dérivation des tableaux de facteur d'atténuation**

Paramètre d'entrée	Unités	Résidentiel	Commercial
Sol à gros grains (U.S.SCS* Sable)			
Teneur volumique en eau de la zone non-saturée	cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup>	0.054	0.054
Porosité totale	cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup>	0.0375	0.375
Teneur volumique en eau de la zone de transition capillaire	cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup>	0,253	0.253
Hauteur de la zone de transition capillaire	cm	17	17
Sol à grains fins (U.S. SCS Limon)			
Teneur volumique en eau de la zone non-saturée	cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup>	0,148	0,148
Porosité totale	cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup>	0,399	0,399
Teneur volumique en eau de la zone de transition capillaire	cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup>	0,332	0,332
Hauteur de la zone de transition capillaire	cm	37,5	37,5
Perméabilité sol-air	cm <sup>2</sup>	N/A	1x10 <sup>-7</sup>
Qsol	L/min	5 (empirique)	4.3 (calculée)
Température du sol	°C	15	15
Constante de Henry†		propre aux substances chimiques	propre aux substances chimiques
Coefficient de diffusion à l'air libre		propre aux substances chimiques	propre aux substances chimiques
Dépressurisation du bâtiment	Pa	S/O	2
Taux de changement d'air du bâtiment	hr <sup>-1</sup>	0.3	1
Hauteur de mélange du bâtiment- bâtiment avec sous-sol	m	3.66	S/O‡
Hauteur de mélange du bâtiment – bâtiment sur dalle au sol	m	2.44	3
Superficie de la base du bâtiment – sous sol	m <sup>2</sup>	100	S/O
Superficie de la base du bâtiment – dalle au sol	m <sup>2</sup>	100	300
Superficie des fondations sous le niveau du sol –bâtiment avec sous-sol	m <sup>2</sup>	180	S/O
Superficie des fondations sous le niveau du sol –bâtiment sur dalle au sol	m <sup>2</sup>	106	370
Profondeur entre la contamination et la base de la fondation – bâtiment avec un sous-sol	m	2	S/O
Profondeur entre la contamination et la base de la fondation – bâtiment sur dalle au sol	m	0.15	0.5
Largeur de la fissure du périmètre de la fondation	mm	1	1
Taux de fissuration de la fondation du bâtiment – bâtiment sur dalle au sol	non-dimensionnel	0,00038 (calculée)	0,0002 (calculée)
Taux de fissuration de la fondation du bâtiment – maison avec sous-sol	non-dimensionnel	0,0002 (calculée)	S/O
Teneur en eau des fissures	cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup>	sec	sec
Épaisseur de la dalle de plancher	m	0.1	0.15

\* U.S. Soil Conservation Service

† La constante de Henry peut être ajustée en utilisant la méthode fournie dans « User's Guide for Evaluating Vapor Intrusion into Buildings» (U.S. EPA, 2004)

‡ S/O, sans objet

Les informations de caractérisation du site requises pour l'utilisation des tableaux des facteurs d'atténuation de vapeur sont au minimum les suivantes : modèle conceptuel du site, nature et étendue de la contamination, description lithologique, concentrations dans l'eau souterraine et (ou) concentrations près de la source de vapeur du sol. Des tests de distribution granulométrique, s'ils sont disponibles, peuvent aider à déterminer le type de sol impliqué. Même s'ils ne sont pas directement nécessaires, des renseignements élémentaires sur les caractéristiques du bâtiment peuvent être utiles pour situer le contexte et pour déterminer si d'autres facteurs d'exclusion s'appliquent. Le nombre d'échantillons et de mesures requis pour obtenir cette information varient selon le site.

La justification du choix des paramètres d'entrée par défaut et des scénarios utilisés pour obtenir les tableaux de facteur d'atténuation sont présentées dans les pages qui suivent.

## **A5.2 Justification des paramètres d'entrée**

### **A5.2.1 Propriétés qui dépendent du sol – cas résidentiel et commercial**

Les propriétés qui sont fonction du sol pour les fractions de sol à grains fins et grossiers ont été obtenues en utilisant du sable et du limon comme types de sols représentatifs. Les résultats de tests de sols effectués selon le système de classification des textures du sol du U.S. Soil Conservation Service (SCS)

**Tableau A3 Choix du type de sol**

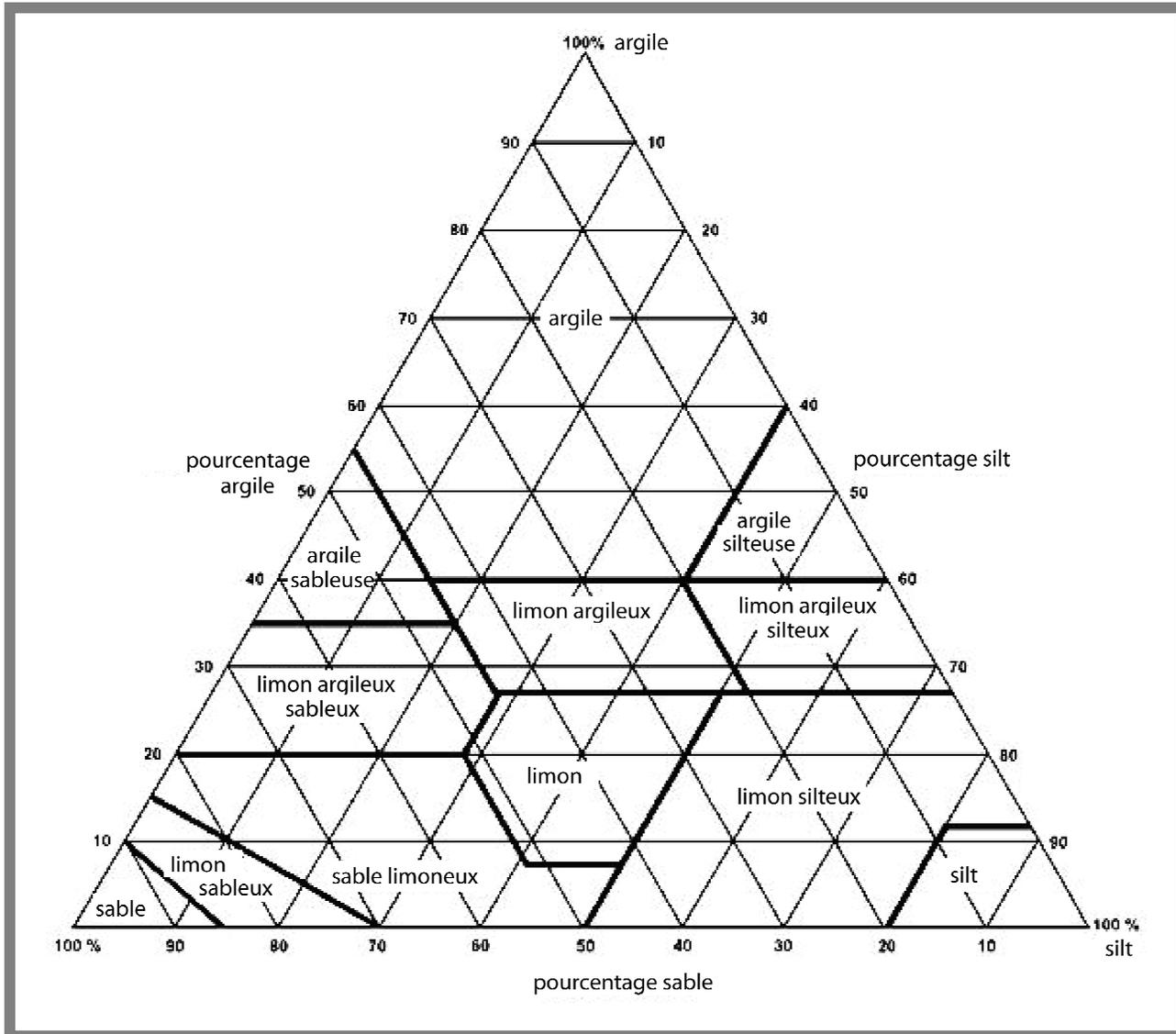
<b>Si le type de sol le plus grossier est :</b>	<b>La texture de sol suivante est recommandée :</b>
Sable, sable et gravier ou gravier sableux avec moins de 15 % de grains fins environ, « fins » étant plus petits que 0,075 mm.	Sable
Sable avec silt ou sable silteux, avec environ 15 % à 30 % de grains fins	Sable limoneux
Sable silteux ou sable et silt, avec environ 25 % à 50 % de grains fins	Limon sableux
Silt et sable, silt sableux argileux, silt sableux ou silt argileux sableux, avec plus de 50 % de grains fins	Limon

ont fourni les propriétés du sol pour le sable et le limon. Un sol à grains grossiers (sable) est défini comme ayant une granulométrie moyenne supérieure à 75 µm, tandis qu'un sol à grains fins (limon) présente une granulométrie moyenne de moins de 75 µm.

Les facteurs d'atténuation de vapeur sont déterminés pour quatre textures du sol basées sur le système de classification SCS. Les propriétés de chaque classe de texture du sol ont été dérivées au moyen du modèle de rétention d'eau décrit dans cette annexe. Les classes de texture du sol, soit sable, sable limoneux, limon sableux et limon, sont basées sur la proportion de sable, de limon et d'argile de l'échantillon. Ces quatre classes de texture de sol sont considérées représentatives des types de sols les plus communs. L'argile n'a pas été retenue car les dépôts d'argile homogène non fracturés sont peu courants.

La méthode privilégiée pour déterminer la classe de texture d'un sol combine une description lithologique et des tests de distribution granulométrique. Le triangle de texture des sols montré à la figure A1 peut servir à déterminer la texture d'un sol. Si le sol ne correspond pas à l'une des classes traitées dans ce guide d'orientation, le type de sol plus grossier le plus proche devrait être choisi. En l'absence de tests de distribution granulométrique, le tableau suivant peut guider la sélection du type de sol.

Figure A1 Triangle des textures de sol



La granulométrie la plus grossière présente sous le bâtiment devrait dicter la sélection d'une texture de sol; cependant, si l'épaisseur de la couche la plus grossière représente moins de 5 % de la distance entre les fondations et la source de vapeur du contaminant, on peut alors choisir la classification moins grossière la plus proche.

La méthode utilisée pour estimer la teneur en eau du sol est le modèle de rétention d'eau de van Genuchten (van Genuchten, 1980), lequel est utilisé pour obtenir des teneurs en eau approximatives basées sur des paramètres ajustés pour les résultats d'essais sur des sols de l'U.S. SCS. Le sol au-dessus de la nappe d'eau souterraine est divisé en deux zones pour les fins d'estimation de la teneur en eau : la zone non saturée, et la zone de transition capillaire.

Pour la zone non saturée, la valeur implicite de teneur en eau est égale à la médiane entre le degré de saturation résiduelle et la capacité au champ, d'après les valeurs prédites par le modèle van Genuchten dérivées au moyen des paramètres d'ajustement de courbe calculés par Schaap et Leij (1998) pour les types de sol U.S. SCS.

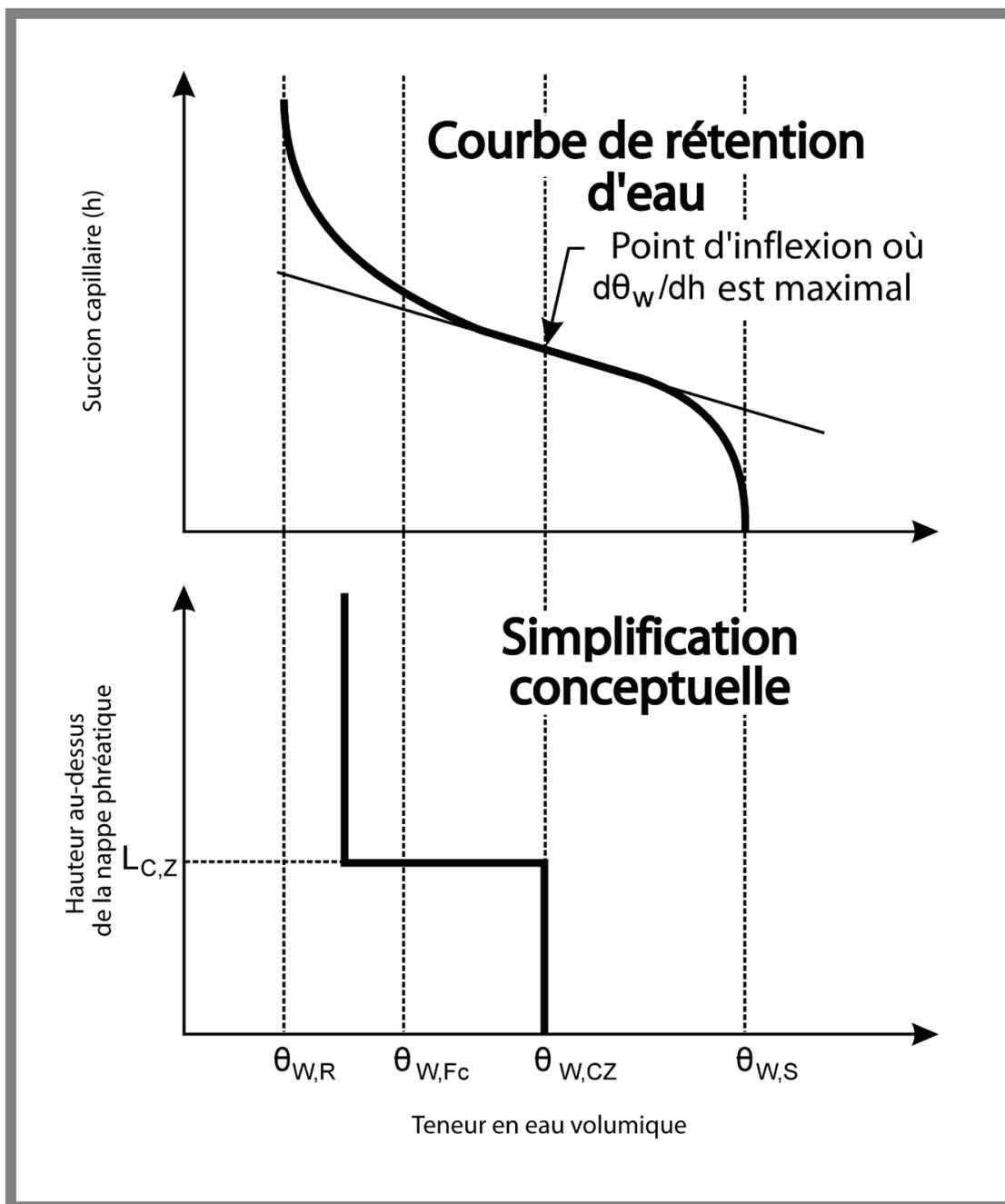
Dans la zone de transition capillaire ( $\theta_{w,cz}$ ), la teneur en eau est la teneur en eau volumique au point d'inflexion de la courbe de rétention d'eau quand  $d\theta_w/dh$  est maximal, où  $\theta_w$  et  $h$  représentent respectivement la teneur en eau volumique et la succion capillaire. La diffusion de la phase vapeur devient négligeable lorsque la teneur en eau volumique dépasse  $\theta_{w,cz}$ . La hauteur de la zone capillaire est estimée au moyen d'une équation sur l'ascension capillaire dans un tube (Fetter, 1994) et de la taille moyenne des particules dans les classes de texture de sol SCS (Nielson et Rogers, 1990).

Le modèle bilinéaire servant à estimer la teneur en eau est illustré à la figure A2.

Les types de sols plus grossiers que le sable U.S. SCS ont aussi été considérés (p.ex. sable et gravier), mais il a été constaté qu'ils aient peu d'effet sur les facteurs d'atténuation calculés. Cela s'explique par le fait que la teneur en eau

volumique supposée du sable U.S. SCS est déjà passablement basse. Pour la zone non saturée, la valeur par défaut de la teneur en eau volumique du sable, qui sert à dériver le facteur d'atténuation pour les sols à gros grains, est de 0,054. Ceci correspond à un degré de saturation de 0,14 (teneur en eau volumique /porosité totale), ce qui reflète la bonne capacité de drainage du sable.

Figure A2 Modèle pour estimer la teneur en eau volumique du sol



### ***A5.2.2 Q<sub>sol</sub> pour une résidence (valeur par défaut = 10 L/min)***

Le taux d'advection des vapeurs du sol ( $Q_{sol}$ ) dans un bâtiment est une fonction de la perméabilité du sol à l'air, de la dépressurisation du bâtiment, des propriétés des fondations du bâtiment et des dimensions de ce bâtiment. Les pressions à l'intérieur du bâtiment sont affectées par la température, le vent et le fonctionnement du système de chauffage, de la ventilation et de la climatisation (CVAC). Lorsque l'air intérieur est plus chaud que l'air extérieur, l'air chaud tend à s'élever dans l'édifice, faisant que les parties plus basses du bâtiment soient sous une pression négative et causant l'infiltration de vapeur du sol et d'air extérieur dans le bâtiment. La pression différentielle imputable aux charges éoliennes peut aussi entraîner une pression négative à l'intérieur du bâtiment. La dépressurisation d'un bâtiment lors de l'opération d'un système CVAC est généralement causée par un déséquilibre entre le débit d'amenée d'air neuf (entrant dans le bâtiment) et le débit d'évacuation d'air vicié (sortant du bâtiment), qui peut être attribuable à des conduites d'amenée d'air comportant des fuites, à des conduits d'évacuation obstrués ou de capacités insuffisantes ou encore à un système d'évacuation mal équilibré. Des valeurs de dépressurisation de bâtiments sont compilées et présentées dans le tableau A4.

**Tableau A4 Levé de dépressurisation des bâtiments par rapport à la pression atmosphérique \***

Référence **	Type de données	Lieu	Type de bâtiment et nombre	Date de la mesure	Statistique de la mesure	Dépressurisation (Pa)	Commentaires
19	Mesurée	Pays-Bas	Maisons avec vides sanitaires	S/O		~2  ~2	Différence entre espace intérieure et vide sanitaire  Différence entre le vide sanitaire et l'espace sous la dalle
14	Mesurée	Canada	Maisons: Halifax (12), Ottawa/Hull (16), Winnipeg (12), Vancouver (12)	Hiver 1993	Étendu des valeurs; moyenne de la maison	~5 à 15 0.5 à 8.5	Variété de maisons neuves et vieilles maisons. La majorité avait un sous-sol et était chauffée à l'air forcé. La dépressurisation est corrélée au type de construction (sous-sol partiel/complet, dalle sur terre-pleine) et le climat.
9	Mesurée	Vallée de la rivière Spokane, WASH, USA	Maisons (14)	Hiver	Moyenne	2 à 6	
7	Mesurée	Chicago, Ill. USA	Maison (1)	17 fév. au 1 juin, 1982	Étendu des valeurs; moyenne de la maison	0.6 à 4.3	La différence de pression du sous-sol s'est abaissée entre février et juin.
20	Estimée	Alameda, Californie, USA	Petit bâtiment commercial (1)	S/O	Étendu des valeurs	1 à 4	Estimé selon la charge exercée par le vent.
8	Estimée	Portland, Or, É-U	Maison de 2 étages avec sous-sol	S/O		~2	Estimé selon le vent.
48	Référence générale	S/O	Maisons	S/O		~2	Estimé selon l'effet cheminée
18	Ligne directrice	Canada	Dalle sur terre-pleine Dalle sur terre-pleine Maison d'un ou deux étages Maison d'un ou deux étages Maison de 3 étages Maison de 3 étages	S/O	Étendu des valeurs Étendu des valeurs Étendu des valeurs Étendu des valeurs Étendu des valeurs Étendu des valeurs	jusqu'à 10  1 à 3 3 à 5 4 à 6 8 à 10 7 à 9 13 à 15	Valeurs supérieures associées aux conditions climatiques extrêmes  Hiver doux à rigoureux, sans cheminée Hiver doux à rigoureux, avec cheminée Hiver doux à rigoureux, sans cheminée Hiver doux à rigoureux, avec cheminée Hiver doux à rigoureux, sans cheminée Hiver doux à rigoureux, avec cheminée

S/O, sans objet

\*\* Références Put et Meijer, 1989 (Rapport en hollandais)

\* Si la maison est munie d'une entrée d'air frais ou d'une source d'air de combustion abaissez la différence de pression de 2 Pa. Si la maison est munie d'une cheminée, sortie de ventilation centrale ou autre système de ventilation significative (sur le plan de volume ou de fréquence d'utilisation), augmenter la différence de pression de 2 Pa.

La méthode souvent utilisée avec le modèle J&E pour estimer  $Q_{\text{sol}}$  dans le bâtiment est une solution analytique pour l'écoulement en deux dimensions de vapeur du sol vers un drain horizontal de petit diamètre (Nazaroff, 1992) (« *Perimeter Crack Model* »). L'utilisation de ce modèle peut être problématique car les valeurs de  $Q_{\text{sol}}$  sont sensibles à la perméabilité sol-air, donc une large plage de débits peut être prédite.

Une approche empirique alternative consiste à choisir une valeur  $Q_{\text{sol}}$  à partir de valeurs publiées tirées d'essais de traçage. Quand l'advection de vapeur du sol est le principal mécanisme d'intrusion d'un traceur dans un bâtiment,  $Q_{\text{sol}}$  peut être estimé à l'aide d'une approche par bilan de masse en mesurant les concentrations d'un traceur chimique dans l'air intérieur, dans l'air extérieur et dans les vapeurs du sol sous le bâtiment et en mesurant le taux de renouvellement d'air dans le bâtiment (Fischer *et coll.*, 1996; Garbesi *et coll.*, 1993; Hers *et coll.*, 2002; Garbesi *et coll.*, 1993; Rezvan *et coll.*, 1991). Les valeurs  $Q_{\text{sol}}$  mesurées au moyen des techniques de traçage ont été comparées aux taux prédits par le modèle et elles se comparent raisonnablement bien dans le cas de sites présentant un sol à gros grains (c.-à-d. à l'intérieur d'un ordre de grandeur) (Hers *et coll.*, 2002). Bien que les  $Q_{\text{sol}}$  prédits par les modèles et ceux mesurés sur le terrain par des essais de traçage comportent une certaine incertitude, les résultats révèlent que la plage typique pour les résidences construites sur un sol à gros grains est de l'ordre de 1 à 10 L/min. Les inconvénients de l'approche par essais de traçage sont que les données à ce sujet sont limitées et qu'aucune étude sur le terrain ayant fait appel à des tests de traçage dans des sols grains fins ne semble avoir été effectuée.

Il importe aussi de reconnaître que la zone d'influence advective pour l'écoulement de vapeur du sol induit par la dépressurisation du bâtiment se limite au sol immédiatement adjacent aux fondations du bâtiment. Certaines données sur le couplage de pressions donnent des indices quant à l'étendue de la zone de circulation par advection. Par exemple, Garbesi *et coll.* (1993) rapportent un couplage de pression entre le sol et une cave expérimentale (c.-à-d. par rapport à la différence de pression entre la cave et l'atmosphère) de 96 % directement sous la dalle de plancher, entre 29 % et 44 % à 1 m sous la dalle et entre 0,7 % et 27 % à une distance horizontale de 2 m à partir du mur de fondation. Au site canadien de Chatterton, le couplage de pression juste sous la dalle de plancher du bâtiment variait entre 90 % et 95 % et il était de l'ordre de 50 % à une profondeur de 0,5 m. Ces résultats indiquent que la zone d'influence advective serait vraisemblablement limitée entre 1 m et 2 m des fondations du bâtiment.

Comme la zone de circulation advective est de portée relativement limitée, le type de sol adjacent aux fondations du bâtiment revêt une importance certaine. Dans plusieurs cas, les fondations sont construites sur du remblai grossier et les

murs de fondation sont remblayés avec du matériel à grains grossiers ou du matériel remanié non compacté. Alors, pour les fins du guide d'orientation, une approche conservatrice consiste à supposer que l'écoulement de vapeur du sol soit contrôlé par le sol à grains grossiers alors qu'une possible réduction du débit, causée par la présence d'un sol à grains fins près des fondations de l'habitation, ne soit pas considérée.

L'utilisation d'une valeur de 10 L/min pour  $Q_{\text{sol}}$  peut être justifiée par le désir d'obtenir un rapport entre  $Q_{\text{sol}}$  et le taux de changements d'air dans le bâtiment ( $Q_{\text{bâtiment}}$ ) qui soit représentatif des données disponibles sur les essais de traçage (tableau A5) et des facteurs empiriques d'atténuation de vapeur dans le sol sous la dalle.<sup>3</sup> Quand l'advection est le principal processus d'intrusion de vapeur, le facteur d'atténuation de vapeur sous la dalle est approximativement égal à  $Q_{\text{sol}}/Q_{\text{bâtiment}}$ . Le ratio  $Q_{\text{sol}}/Q_{\text{bâtiment}}$  retenu ( $4,7 \times 10^{-3}$ ) est à peine supérieur au ratio empirique médian mesuré sous la dalle ( $2,8 \times 10^{-3}$ ). Les rapports  $Q_{\text{sol}}/Q_{\text{bâtiment}}$  correspondent aussi à ceux recommandés par Johnson (2002). Comme le taux de changement d'air dans le bâtiment est approximativement proportionnel aux dimensions du bâtiment, l'utilisation de  $Q_{\text{sol}}/Q_{\text{bâtiment}}$  tient indirectement compte de la taille du bâtiment. Une valeur  $Q_{\text{sol}}$  de 10 L/min est également cohérente avec la valeur prédite par le modèle « *Perimeter Crack* » quand les valeurs par défaut du guide d'orientation sont utilisées pour la dimension des fondations et la largeur des fissures et quand une perméabilité sol-air représentative de celle du sable ( $k = 10^{-7} \text{ cm}^2$ ) ainsi qu'une dépressurisation du bâtiment d'environ 8 Pa sont choisies.

<sup>1</sup> Tel qu'indiqué à l'annexe B, une étude en cours de la U.S. EPA indique que les facteurs d'atténuation de vapeur sous la dalle pour des données filtrées (417 données) varient entre  $6,2\text{E-}04$  (10<sup>e</sup> centile) et  $1,4\text{E-}2$  (90<sup>e</sup> centile), avec une médiane de  $2,8\text{E-}03$  (D<sup>re</sup> Helen Dawson, U.S. EPA, communication personnelle).

**Tableau A5 Taux d'advection de gaz du sol dans les bâtiments mesurés dans des études de traçage \***

Étude	Bâtiment	Type de sol	Traceur	$\Delta P$	$Q_{sol}/Q_{bâtiment}$	$Q_{sol}$ (L/min)	$Q_{sol}/Superficie$ (L/m <sup>2</sup> )	$Q_{sol}/SUPERFICIE-\Delta P$ (L/m <sup>2</sup> -Pa)
Sanders et Hers (2006)	Maison avec sous-sol	Sable moyen	HP*		0.00729927	3.3	S/O**	S/O
Hers. (étude en cours)	Maison avec sous-sol et vide sanitaire	Sable	MTBET, cyclo-hexane, 224-triméthyl-pentane	0.6	0.0039 à 0.0084	S/O	S/O	S/O
Hers (étude en cours)	Maison avec sous-sol	Sable et gravier	TCE†	4(moyenne)	0.001 à 0.0064	S/O	S/O	S/O
Olson et Corsi (2001)	Maison avec sous-sol : Paulsboro	Sable avec limon	SF <sub>6</sub> §	3.6 à 6.2	0.003 à 0.01	5.8 à 6.7	0.18 (6.2 Pa)	0.03
Mose et Mushrush (1999)	Maisons: Virginie	S/O	Radon	S/O	0.003 à 0.02	S/O	S/O/S/O	S/O
Hers (1998)	Serre expérimentale, Chatterton	Sable moyen	BTX#	10 à 30	0.00009 à 0.0005	0.52 à 2.8	S/O	0.001 à 0.005
Fischer et coll. (1996)	Petit bâtiment commercial	Sable fin	SF <sub>6</sub>	10	0.0002 à 0.0004	4.5	0.018	0.006
Garbesi et coll. (1993)	Petit sous-sol expérimental	Sable fin	S/O	20	S/O	20		0.04
Little et coll. (1992)	Maisons: É-U	S/O	Radon	S/O	0.0016 (Moy)	S/O	S/O	S/O
Garbesi et Sextro (1989)	Maison avec sous-sol	Limons sableux à sable limoneux	SF <sub>6</sub>	30	~0.001	67 (Meilleur)	S/O	0.01 (Meilleur)
Rezvan et coll. (1989)	Maison	Gravier	Radon	S/O	0.0079 à 0.045	17 à 96 <sup>††</sup>	S/O	S/O

\* hydrocarbures pétroliers

† éther de méthyl et de tert-butyle (MTBE)

‡ trichloroéthylène.

§ hexafluorure de soufre

# benzène, toluène, et xylènes.

\*\* sans objet

 †† Estimé selon un volume de maison de 366 m<sup>3</sup> et un vol/h de 0.35/hr.

### A5.2.3 $Q_{sol}$ pour un bâtiment commercial (valeur par défaut = 4,3 L/min)

Les bâtiments commerciaux présentent une grande diversité de taille, de design et de construction. Par conséquent, toute prédiction quant à l'advection de vapeur du sol est très incertaine. Il existe par ailleurs très peu de données empiriques, sinon aucune, sur le taux d'advection de vapeur du sol dans les bâtiments commerciaux.

Les systèmes de CVAC sont généralement conçus pour contrôler la pression à l'intérieur des bâtiments commerciaux. Une dépressurisation ou une pressurisation excessive du bâtiment n'est pas souhaitable pour des raisons de consommation d'énergie, d'humidité et d'autres considérations pratiques associées à l'ouverture et la fermeture des portes. D'après Stanke (2002), la pression nette dans un bâtiment, par rapport à l'extérieur, devrait être légèrement négative ou neutre par temps froid (pour minimiser l'exfiltration) et légèrement positive par temps chaud (pour minimiser l'infiltration). Dans le cas d'édifices à étages multiples situés dans des climats froids, une certaine dépressurisation au niveau du rez-de-chaussée est difficile à éviter compte tenu de l'effet de cheminée. Plusieurs études de cas indiquent que des pressions négatives peuvent être observées dans des bâtiments commerciaux à cause de fuites dans les gaines et (ou) d'un déséquilibre dans l'évacuation d'air. Withers et Cummings (2000) rapportent des pressions négatives mesurées de -14 Pa, -2,7 Pa et -19 Pa dans trois petits bâtiments commerciaux situés en Floride. Le *Digest de la construction au Canada* (CNRC-IRC, 2005) indique que des pressions négatives significatives (plusieurs centaines de pascals) peuvent en théorie se développer dans des bâtiments à étages multiples si elles ne sont pas contrôlées par la ventilation du bâtiment et si des mesures de contrôle des infiltrations verticales d'air entre les étages sont inexistantes. La pression à l'intérieur d'un bâtiment peut aussi varier dans le temps. Par exemple, pendant la journée, alors que le système de CVAC est en marche, le bâtiment peut être sous une pression positive; par contre, la nuit, la pression à l'intérieur peut devenir négative si le système de CVAC ne fonctionne pas à cause de facteurs environnementaux tels que la température et le vent. Comme une incertitude significative subsiste au sujet de la pressurisation d'un bâtiment et de  $Q_{sol}$ , il est clair qu'un potentiel de pressurisation négative dans les bâtiments commerciaux existe et que la modélisation prédictive de l'intrusion de vapeur dans les bâtiments commerciaux devrait inclure une composante sur l'advection de vapeur du sol.

Peu de données empiriques sur les sites commerciaux sont disponibles pour permettre l'estimation de  $Q_{sol}$ . En général, on peut s'attendre à ce que le rapport  $Q_{sol}/Q_{bâtiment}$  soit plus petit dans le cas des bâtiments commerciaux que dans celui de résidences, et ce, en raison de la construction du bâtiment (souvent sur une dalle au sol ou avec un stationnement souterrain) et de la qualité de la construction des fondations,

généralement supérieure à celle des bâtiments résidentiels. La dépressurisation dans les bâtiments commerciaux devrait aussi être moindre que celle dans plusieurs bâtiments résidentiels, bien que la variabilité de ceci ait été discutée précédemment. Pour les bâtiments commerciaux, un rapport  $Q_{sol}/Q_{bâtiment}$  d'un ordre de grandeur inférieur ( $4,7 \times 10^{-4}$ ) à la valeur pour une résidence a été retenu sur la base d'un jugement professionnel. Le  $Q_{sol}$  correspondant est basé sur les valeurs par défaut des dimensions du bâtiment et d'un taux de ventilation du bâtiment de 7 L/min.

Bien que la modélisation de l'advection de vapeur du sol dans les bâtiments commerciaux comporte certaines incertitudes, le modèle « *Perimeter Crack* » a été utilisé afin de calculer  $Q_{sol}$  et  $Q_{sol}/Q_{bâtiment}$  pour un sol sableux, et ce qui est considéré comme étant une plage raisonnable de dépressurisation du bâtiment (2 à 4 Pa). Les autres valeurs par défaut utilisées pour la modélisation sont indiquées au tableau A2. En supposant une dépressurisation du bâtiment de 2 à 4 Pa, le modèle permet l'obtention d'un  $Q_{sol}$  de 4,3 L/min à 8,6 L/min et d'un rapport  $Q_{sol}/Q_{bâtiment}$  de  $2,9 \times 10^{-4}$  à  $5,8 \times 10^{-4}$ . Le  $Q_{sol}/Q_{bâtiment}$  retenu se situe dans la plage calculée par le modèle, ce qui permet de croire que la valeur retenue est raisonnable.

### A5.2.4 Taux de ventilation dans un bâtiment résidentiel (valeur par défaut = 0,35 h<sup>-1</sup>)

La ventilation dans un bâtiment comporte trois composantes (Nazaroff, 1992) :

1. l'infiltration ou les fuites non contrôlées d'air par des ouvertures dans l'enveloppe du bâtiment;
2. la ventilation naturelle par les fenêtres et les portes ouvertes; et
3. la ventilation par des systèmes mécaniques.

Les taux de ventilation rapportés dans les travaux de recherche varient de façon appréciable; les résultats de 27 études sont résumés au tableau A6. Les données font ressortir deux grandes tendances, soit une réduction générale des taux de ventilation au cours des deux dernières décennies et des taux de ventilation plus faibles dans les habitations construites dans les climats froids. Dans les régions où le climat est relativement froid, la tendance récente est à la construction de maisons « étanches » avec un taux de ventilation réduit afin de minimiser la consommation d'énergie et les coûts (p.ex. les maisons R-2000 au Canada; Gusdorf et Hamlin, 1995). Dans des maisons pourvues de systèmes à haute efficacité énergétique, ces maisons étant typiquement équipées d'un système de ventilation mécanique fournie par un ventilateur avec récupération de chaleur, le taux de ventilation peut être aussi faible que 0,1 changement d'air par heure (CAH) (Fellin et Otson, 1996).

**Tableau A6** Levé de taux de ventilation dans les bâtiments

Référence	Type de données	Lieu	Type de bâtiment et nombre	Date des mesures	Statistique de la mesure	Taux de renouvellement d'air (vol/h)	Commentaires
Borman et Lyberg, 1986	Mesurées	Suède	Maisons en rangée et détachées	1974-1982	moyenne	0.17	Sans ventilation mécanique, ≥1975
			Bloc-appartements à 3 étages	1974-1982	moyenne	0.78	Sans ventilation mécanique, avec cheminée, 1940-1960
Gerry et coll., 1986	Mesurées		Maisons (standards)		étendu des valeurs typiques	0.7-1.1	
			Maisons de construction récente		étendu des valeurs typiques	0.5-0.8	
Parker, 1986	Mesurées	Bangor, Washington, É-U	4plex de 2 étages		étendu des valeurs	0.24-0.91	Chauffage électrique
Lamb, 1985	Mesurées avec traceur de tetrafluorométhane	Washington de l'est, É-U	Maisons (10)		étendu des valeurs	0.3-1.0	Le fort usage des portes dans des conditions climatiques typiques occasionne une vol/h >3
ASHRAE, 1985	Mesurées	Washington de l'est, É-U	Maisons	S/O	étendu des valeurs typiques	0.20-2	
					médiane	0.5,0.9	Valeurs médianes issues de deux études
Grimstad et coll., 1982	Surtout estimées	Amérique du nord	Maisons (312)	S/O	moyenne	0.63	Surtout estimées à partir du modèle LBL
					médiane	0.5	Effet cheminée et force exercée par le vent
Gusdorf et Hamlin, 1995	Estimées AIM-2 Hot-2000	Canada	Maisons (47)	Moyenne annuelle	moyenne	0.36	Maisons R-2000, maisons à haute efficacité avec systèmes de ventilation à récupération de chaleur
					médiane	0.34	
					minimum	0.14	
					maximum	0.68	

Référence	Type de données	Lieu	Type de bâtiment et nombre	Date des mesures	Statistique de la mesure	Taux de renouvellement d'air (vol/h)	Commentaires
SCHL, 1997	Lignes directrices	Canada	Maison en charpente de bois pre-1945	S/O	étendu des valeurs typiques	0.5-1	Saison hivernale (de chauffage) avec ventilation naturelle
			Maison en charpente de bois 1946-1960	S/O	étendu des valeurs typiques	0.2-0.4	Saison hivernale (de chauffage) avec ventilation naturelle
			Maison en charpente de bois 1961-1980	S/O	étendu des valeurs typiques	0.15-0.3	peut être 0.2 vol/h de façon intermittente
			Maison neuve étanche	S/O	étendu des valeurs typiques	0.05-0.1	Capacité installée de 0.3 vol/h
Olson et coll., 1996	Lignes directrices	Canada	Maisons	S/O	valeur basse étendu des valeurs typiques	0.1 0.3	
<b>Bâtiments commerciaux</b>							
Ekberg (1994)	Mesurées SF6	Suède	Édifices à bureaux (4)	Jan. 1990 à déc. 1991	étendu des valeurs	3.2-4	Mesuré lors de la ventilation mécanique
Sheldon et coll., 1988	Mesurées SF6	Washington D.C., É-U	Maison de retraite École Bureau Bureau	Hiver 1983 1983 Juil. 1983 Sept. 1983		1.72 +/- 0.41 0.85 +/- 0.31 0.61 +/- 0.32 0.52 +/- 0.25	Vol/h élevé attribué aux températures basses extérieures et au chauffage excessif
Dols et Persily (1995)	Mesurées SF6	Portland, Oregon, É-U	Édifice à bureaux (7 étages, superficie de 34 600 m <sup>2</sup> )	Aôut 6 1991	Mesuré au min de l'entrée de l'air frais ~10e au 90e percentile échange d'air du bâtiment	0.45	Conçu pour rencontrer ASHRAE 62-1981, l'équivalent d'environ 0.18 vol/h pour édifices à bureaux
Fang et Persily (1995)	Mesurées SF6	Overland, Missouri, É-U	Édifice à bureaux (7 étages, superficie de 32 500 m <sup>2</sup> )	Jan. 13 1992		0.6-1.9	Le pourcentage d'air extérieur était généralement de l'ordre de 70 à 100% du taux de renouvellement d'air.
					Mesuré au min de l'entrée de l'air frais	0.3	

Référence	Type de données	Lieu	Type de bâtiment et nombre	Date des mesures	Statistique de la mesure	Taux de renouvellement d'air (vol/h)	Commentaires
NRC - CNRC		Canada	Édifice à bureaux		Mesuré au max de l'entrée de l'air frais	2.6	
<b>Maisons résidentielles</b>							
NREL, 2002	Mesurées SF6	San Antonio, Texas, É-U	Maisons (2)	Août, 2000	étendu des valeurs	0.2-0.3	Avec climatisation (été)
LBNL, 2001	Mesurées SF6	Floride, É-U	Maisons (11)	Automne 1997 au Printemps 1998	étendu des valeurs	0.05-0.15	Climatisation arrêtée (été)
Olson et Zhu, 1997	Mesurées avec traceur de tetrafluorométhane	Grand Toronto, ON, Canada	Maisons (44)	12 fév. au 9 avr., 1996	moyenne médiane	0.45	
Murray et Burmaster, 1995	Mesurées avec traceur de tetrafluorométhane	U.S. EPA Region 1	Maisons (467)	Toutes saisons	moyenne	0.4	5e et 95e percentile = 0.1, 0.95
		U.S. EPA Region 2	Maisons (1496)	Toutes saisons	moyenne	0.55	5e et 95e percentile = 0.14, 1.38
		U.S. EPA Region 3	Maisons (332)	Toutes saisons	moyenne	0.55	5e et 95e percentile = 0.15, 1.25
		U.S. EPA Region 4	Maisons (1549)	Toutes saisons	moyenne	0.98	5e et 95e percentile = 0.21, 2.82
		U.S. EPA Region 1	Maisons (161)	Hiver	moyenne	0.36	5e et 95e percentile = 0.08, 0.90
		U.S. EPA Region 1	Maisons (254)	Printemps	moyenne	0.44	5e et 95e percentile = 0.14, 1.06
		U.S. EPA Region 1	Maisons (5)	Été	moyenne	0.82	5e et 95e percentile = 0.27, 2.01
		U.S. EPA Region 1	Maisons (47)	Automne	moyenne	0.25	5e et 95e percentile = 0.1, 0.58

Référence	Type de données	Lieu	Type de bâtiment et nombre	Date des mesures	Statistique de la mesure	Taux de renouvellement d'air (vol/h)	Commentaires
SRC, 1995	Mesurées avec traceur de tetrafluorométhane	Saskatoon, SK, Canada	Maisons (20)	1993-1994 (9 mois)	minimum	0.08	Toutes maisons avec chauffage à l'air forcé et cheminées installées sur fournaises au gaz naturel
					moyenne	0.2	
					maximum	0.43	
Fellin et Otson, 1993	Mesurées avec traceur de tetrafluorométhane	Canada	Maisons (24)	1992-1993	moyenne	0.34	Majorité des mesures prises durant l'automne et l'hiver
SRC, 1992	Mesurées avec traceur de tetrafluorométhane	Saskatoon, Regina, SK, Tillsonburg, ON	Maisons (44)	14 jan. au 11 fév., 1991	moyenne	0.34	
					médiane	0.31	
					10e percentile	0.06	
Rothweiler et coll. 1992	Mesurées N2O	Suisse	Maisons (10)	S/O	50e percentile	0.16	Maisons neuves et rénovées
					90e percentile	2.06	
Panadian et coll., 1993	Mesurées avec traceur de tetrafluorométhane	É-U	Maisons (4000)	Majoritairement années 80 et début 90	moyenne	2	Toutes régions (écart-type=3.3)
					moyenne	3.3	Sud-ouest
					moyenne	0.6	Nord-est
					moyenne	0.4	Nord-west
					moyenne	0.5	Hiver, toutes régions
					moyenne	1.9	Printemps, toutes régions
					moyenne	5.4	Été, toutes régions
					moyenne	0.4	Automne, toutes régions
					moyenne	0.45	
					médiane	0.45	
Lewis et Zweidinger, 1992	Mesurées SF6	Boise, Idaho, É-U	Maisons (10)	15 nov. 1986 au 4 fév. 1987	moyenne	1.01	Valeurs élevées de vol/h (1.2), généralement mesurées dans vieilles maisons plutôt que dans maisons neuves (0.88)
					médiane	1.02	
Malahn et coll., 1989	Mesurées avec des traceur fluorescents	Berlin, Allemagne	Maisons (10)	Sept. 1986 à Avr. 1987	moyenne		
Mueller et	Mesurées	É-U	Maisons	S/O	étendu de valeurs	0.5-1.5	Maisons standards

Référence	Type de données	Lieu	Type de bâtiment et nombre	Date des mesures	Statistique de la mesure	Taux de renouvellement d'air (vol/h)	Commentaires
coll., 1998					typiques	0.5-0.8	Maison neuve à haute efficacité énergétique; aussi faible que 0.2
Walkinshaw, 1987	Mesurées	ON, Canada	Maisons (70) Maisons R-2000		étendu des valeurs étendu des valeurs	0.06-0.77 0.34-0.37	Voll/h minimale l'été avec fenêtres fermées dans les maisons R-2000

Note: SF6, hexafluorure de soufre; N2O, dioxyde d'azote; HFB, benzène de hexafluorure; S/O, sans objet

Au Canada et aux États-Unis, les normes spécifient un taux de ventilation minimal pour les édifices résidentiels. Au Canada, le taux de ventilation minimal stipulé par la norme ACNOR F326 sur les systèmes de ventilation mécanique résidentiels dépend du nombre et du type de pièces dans la maison, mais il tourne généralement autour de 0,3 CAH. Aux États-Unis, la American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers, Inc. (ASHRAE) publie la norme 62-2001 qui recommande un taux de ventilation avec de l'air extérieur d'au moins 7,5 L/s par personne, et au minimum de 0,35 CAH. Il semble que les systèmes de ventilation mécanique soient assez souvent utilisés en deçà de leur capacité nominale ou installée (Figley, 1997; Hamlin et Gusdorf, 1995).

Les résultats de 22 études fournissant des données sur les changements d'air dans les bâtiments sont résumés par Hers et coll. (2001). Une grande variation dans les taux de ventilation peut être observée lesquels varient d'environ 0,1 CAH dans des maisons éconergétiques étanches (construites dans des climats froids) (Fellin et Otson, 1996) jusqu'à plus de 2 CAH (ASHRAE, 1985); plage supérieure). En général, les taux de ventilation seront plus élevés pendant les mois d'été, lorsque les taux de ventilation naturelle sont les plus importants. Plusieurs études canadiennes indiquent que la moyenne des taux de changement d'air dans les maisons varie entre 0,34 et 0,45 CAH. Une des études les plus complètes sur les taux de changement d'air résidentiels (échantillon de 2 844 maisons) a été menée aux États-Unis par Murray et Burmaster (1995). L'ensemble de données a été analysé sur une base saisonnière et en fonction des régions climatiques. Après analyse de toutes les données, les valeurs des 10<sup>e</sup>, 50<sup>e</sup> et 90<sup>e</sup> centiles étaient respectivement de 0,21, 0,51 et 1,48 CAH. Le taux de changement d'air variait selon la saison et la région climatique. Par exemple, en hiver dans la zone climatique la plus froide (région 1, zone des Grands Lacs et extrême nord-est des États-Unis), les valeurs des 10<sup>e</sup>, 50<sup>e</sup> et 90<sup>e</sup> centiles étaient respectivement de 0,11, 0,27 et 0,71 CAH. En comparaison, en hiver dans la zone climatique la plus chaude (région 4, sud de la Californie, Texas, Floride, Géorgie), les valeurs des 10<sup>e</sup>, 50<sup>e</sup> et 90<sup>e</sup> centiles étaient respectivement de 0,24, 0,48 et 1,13 CAH. Alors que le taux de changement d'air dans les bâtiments était plus grand pendant la saison estivale, l'intrusion de vapeur pendant les mois d'hiver (lorsque la dépressurisation devrait être la plus significative) était plus préoccupante. Un taux de changement d'air de 0,35 h<sup>-1</sup> a été retenu pour représenter la plage inférieure de ces distributions.

#### ***A5.2.5 Taux de changement d'air dans un bâtiment commercial (valeur par défaut = 1 h<sup>-1</sup>)***

L'ensemble des données sur les bâtiments commerciaux est relativement limité (tableau A6). Le taux de ventilation réel varie souvent en fonction des conditions d'exploitation du bâtiment. Fang et Persily (1995) et Dols et Persily (1995)

rapportent des changements d'air allant d'environ 0,3 CAH, mesuré alors que le système de CVAC fournissait l'apport minimum d'air frais, jusqu'à environ 2,6 CAH, mesuré pendant que le système de CVAC assurait un apport maximum d'air frais.

La norme ASHRAE 62-2001, intitulé *Ventilation for Acceptable Indoor Air Quality*, fournit des taux de ventilation minimum pour différents types de bâtiments commerciaux et institutionnels. Dans les édifices à bureaux, par exemple, l'exigence minimale d'apport d'air extérieur est de 10 L/s (20 cfm) par personne, ce qui correspond à un taux de changement d'air d'environ 0,72 CAH. La norme ASHRAE 62-1981, plus ancienne, avait une exigence moindre qui correspondait à un taux de changement d'environ 0,18 CAH. La valeur par défaut du taux de ventilation retenue pour un bâtiment commercial est de 1 CAH.

#### ***A5.2.6 Hauteur de mélange dans un bâtiment résidentiel (valeur par défaut = 2,44 m pour le scénario « dalle sur sol »; = 3,66 m pour le scénario « sous-sol »)***

Le modèle J&E suppose que les vapeurs du sol soient complètement mélangées dans le volume d'air du bâtiment, volume qui est déterminé par la superficie du bâtiment et la hauteur de mélange. La hauteur de mélange du bâtiment dépend de divers facteurs dont la hauteur du bâtiment, le fonctionnement du système de CVAC, des facteurs environnementaux tels que les pressions différentielles entre l'intérieur et l'extérieur et la charge de vent ainsi que de facteur saisonnier. Pour un bâtiment à un seul étage, la variation de la hauteur de mélange correspond approximativement à la hauteur du plafond. Dans une maison à étages multiples ou dans un édifice à appartements, la hauteur de mélange sera plus grande là où un système de CVAC assure une circulation d'air significative (p.ex. un système de chauffage à air pulsé). La hauteur de mélange serait vraisemblablement moindre dans une résidence chauffée par des plinthes électriques. Il est probable que la hauteur de mélange puisse être corrélée dans une certaine mesure au taux de changement d'air dans le bâtiment.

Il existe peu de données permettant d'inférer directement la hauteur de mélange. Peu de sites ont fait l'objet à la fois de mesures au rez-de-chaussée et à l'étage (CDOT (Colorado Department of Transport), Redfields, Eau Claire, Juniper), ces sites comptant un petit nombre de maisons où les concentrations dans l'air intérieur dépassaient les valeurs du bruit de fond. Des intervenants familiers avec les ensembles de données recueillies sur ces sites mentionnent que, dans la plupart des cas, une réduction assez significative des concentrations (facteur de deux ou plus) a été observée entre le rez-de-chaussée et le deuxième étage. Dans le cas des appartements du site CDOT, la concentration mesurée à l'étage était cinq fois moindre que celle du rez-de-chaussée

(M. Jeff Kurtz, EMSI Inc., communication personnelle, juin 2002). Une réduction assez significative (facteur de deux ou plus) a été observée au site Redfields, dans des maisons ayant fait l'objet de multiples tests sur la qualité de l'air intérieur. À un site en particulier (Eau Claire, résidence S), les concentrations intérieures de trichloroéthène (TCE) étaient similaires au sous-sol et au deuxième étage de la maison. Au site Juniper, le rapport entre les concentrations au sous-sol et au second étage de cinq maisons variait entre 0,6 et 3,7 (moyenne de 1,9). Un mélange inférieur devrait être observé dans un édifice à appartements puisqu'il y a moins de jonctions entre les étages que dans une maison unifamiliale. La valeur retenue pour le scénario d'une maison avec sous-sol (3,66 m) serait représentative d'une réduction ou d'une atténuation de moitié de la concentration de vapeur d'un étage à l'autre.

#### **A5.2.7 Hauteur de mélange d'un bâtiment commercial (valeur par défaut = 3 m)**

La hauteur de mélange par défaut pour un bâtiment commercial (3 m) est considérée comme une valeur représentative d'un bâtiment à un seul étage. La hauteur de mélange d'un bâtiment commercial à plusieurs étages serait plus grande en raison du mélange causé à l'intérieur du bâtiment par la ventilation et les fuites entre les étages.

Dans le cadre d'une EPR, il est peu probable que l'on dispose de renseignements détaillés au sujet des conditions à l'intérieur du bâtiment. Cependant, si des informations permettaient d'indiquer clairement que la hauteur de mélange par défaut n'est pas représentative, les facteurs d'atténuation donnés dans ce guide d'orientation peuvent être ajustés au moyen d'une relation linéaire puisque le facteur d'atténuation est inversement proportionnel à la hauteur de mélange. Par exemple, si le bâtiment évalué est un entrepôt ayant un plafond élevé et qui ne présente pas de stratification thermique significative, il est possible d'ajuster le facteur d'atténuation comme suit :

Facteur d'atténuation ajusté = (3,0 m / hauteur de mélange propre au site) \* facteur d'atténuation

La procédure d'ajustement est traitée dans la section consacrée aux exemples de calcul.

#### **A5.2.8 Largeur de fissure pour une résidence (valeur par défaut = 1 mm) et rapport de fissuration (valeur par défaut = 0,0002 pour une résidence avec sous-sol; = 0,00038 pour une résidence sur dalle au sol)**

La largeur de fissure et le rapport de fissuration sont reliés. Si on suppose une maison carrée qui comporte une seule fissure continue sur l'arête entre la dalle et les murs de la fondation (« fissure de périmètre »), la relation entre le rapport de fissuration et la largeur de fissure est donnée par :

$$\text{Rapport fissuration} = \frac{4 (\text{Largeur fissure}) \sqrt{\text{Surface fonation souterrain}}}{\text{Surface fonation souterrain}}$$

$$\text{Rapport de fissuration} = \frac{\text{Largeur de fissure} \times 4 \times (\text{Superficie des fondations souterraines})^{0,5}}{\text{Superficie des fondations souterraines}}$$

Une légère différence existe dans les rapports de fissuration des deux scénarios (avec et sans sous-sol), laquelle est imputable à une différence dans la superficie des fondations souterraines. Cependant, cette différence n'a aucun effet sur les facteurs d'atténuation calculés.

Peu d'information est disponible au sujet des valeurs typiques pour la largeur de fissure ou pour le rapport de fissuration. Une approche utilisée dans les recherches sur le radon consiste à calculer le rapport de fissuration à rebours au moyen d'un modèle d'infiltration des gaz du sol à travers les fissures et des résultats de débits mesurés de gaz du sol dans le bâtiment. Par exemple, les valeurs calculées à rebours pour une fissure située à une jonction dalle-mur, basées sur les débits d'entrée de gaz du sol rapportés par Nazaroff (1992), Revzan *et coll.*

(1991) et Nazaroff *et coll.* (1985), varient d'environ 0,0001 à 0,001. Une autre approche possible consiste à mesurer l'ouverture des fissures, mais ceci comporte des difficultés d'ordre pratique. Figley et Snodgrass (1992) présentent des données sur dix résidences où les fissures d'arête ont été mesurées. Dans les huit maisons où des fissures ont été relevées, ces dernières variaient du type fissure capillaire (fissure très fine) jusqu'à des fissures ayant 5 mm de largeur, tandis que la longueur totale des fissures variait entre 2,5 m et 17,3 m d'une maison à l'autre. La plupart des fissures avaient une largeur inférieure à 1 mm. Les valeurs par défaut suggérées pour le rapport de fissuration dans les orientations réglementaires, la documentation et les modèles sont aussi variables. Dans ASTM E1739-95, un rapport de fissuration de 0,01 est utilisé par défaut. Les rapports de fissuration

suggérés dans le modèle VOLASOIL (développé par le ministère de l'Environnement néerlandais) varient de 0,0001 à 0,000001. Les valeurs extrêmes du modèle VOLASOIL correspondent respectivement à des fondations en « bon » et en « mauvais » états. Le rapport de fissuration utilisé par Johnson et Ettinger (1991) aux fins d'illustration variait entre 0,001 et 0,01. Les valeurs par défaut choisies (tableau A2) se situent dans la plage observée.

**A5.2.9 Largeur de fissure (valeur par défaut = 1 mm) et rapport de fissuration (valeur par défaut = 0,0002) pour un bâtiment commercial sur dalle au sol**

La largeur de fissure par défaut pour un bâtiment commercial est de 1 mm. Dans le scénario du bâtiment construit sur une dalle au sol, ceci correspond à un rapport de fissuration de 0,0002 pour la superficie du bâtiment par défaut, qui est de 180 m<sup>2</sup>.

**A5.2.10 Superficie d'un bâtiment résidentiel (valeur par défaut = 10 m par 10 m) et surface des fondations souterraines d'un sous-sol (valeur par défaut = 180 m<sup>2</sup>)**

La superficie par défaut d'un bâtiment résidentiel, laquelle correspond à une empreinte au sol de 1076 pi<sup>2</sup>, est une valeur choisie de manière subjective. Néanmoins, la superficie retenue est considérée appropriée compte tenu de la valeur  $Q_{sol}$  choisie, laquelle est reliée à la superficie du bâtiment par la relation  $Q_{sol}/Q_{bâtiment}$ .

La superficie par défaut du bâtiment est similaire (i) aux valeurs par défaut utilisées dans le *Superfund Users Guide for the J&E Model* (Environmental Quality Management, Inc., 2004) (9,61 m sur 9,61 m, soit 92,4 m<sup>2</sup>) et (ii) aux valeurs par défaut utilisées par l'état du Michigan, tel que documenté dans *Part 201, Generic Groundwater and Soil Volatilization to Indoor Air Inhalation Criteria: Technical Support Document* (10,5 m sur 10,5 m, soit 111,5 m<sup>2</sup>). Le document d'orientation de l'état du Michigan mentionne qu'une superficie de 111,5 m<sup>2</sup> correspond approximativement au 10<sup>e</sup> centile de la surface de plancher des résidences unifamiliales, d'après des statistiques compilées par le U.S. Department of Commerce et le U.S. Department of Housing and Urban Development.

**A5.2.11 Superficie d'un bâtiment commercial (valeur par défaut = 20 m par 15 m) et surface des fondations souterraines (valeur par défaut = 310,5 m<sup>2</sup>)**

Les bâtiments commerciaux présentent des dimensions variées et peu de bases d'évaluation existent pour le choix d'une superficie représentative. La valeur par défaut retenue

est la même que celle utilisée dans le Standard pancanadien – Hydrocarbures pétroliers du CCME (2008a,b).

**A5.3 Considérations relatives au type de fondation**

Les facteurs d'atténuation de vapeur ont été calculés aussi bien pour le scénario d'un bâtiment sur une dalle au sol que pour le scénario d'un bâtiment avec un sous-sol, et ce, en fonction des paramètres d'entrée donnés dans le tableau A2. Les deux scénarios supposaient un  $Q_{sol}$  de 5 L/min puisqu'il peut y avoir des fissures, des drains et d'autres ouvertures dans les fondations pour les deux types de structures. La différence des facteurs d'atténuation obtenus pour les scénarios « avec sous-sol » et « sur dalle au sol » était faible (moins de 10 %). L'explication réside dans la surface des fondations et dans le volume du bâtiment. Le flux de masse vers l'intérieur du bâtiment est approximativement proportionnel à la surface des fondations (180 m<sup>2</sup> pour un sous-sol et 106 m<sup>2</sup> pour une dalle au sol). Les concentrations dans l'air intérieur sont proportionnelles au flux divisé par le volume de mélange du bâtiment (366 m<sup>3</sup> pour le sous-sol et 244 m<sup>3</sup> pour la dalle). Bien que le flux soit plus important dans le scénario avec un sous-sol, ce dernier fait également intervenir une plus grande dilution, ce qui mène à l'obtention de facteurs d'atténuation semblables à ceux obtenus pour le scénario de la dalle au sol. En considérant que  $Q_{sol}$  soit le même pour chacun des scénarios, l'effet d'équilibre entre la surface de flux et le volume de dilution peut aussi être exprimé par le biais du rapport de la surface des fondations sur le volume de l'espace clos. Comme les résultats obtenus avec les scénarios de bâtiments avec sous-sol et sur dalle au sol étaient similaires, seuls les facteurs d'atténuation pour le scénario avec sous-sol sont fournis.

**A5.4 Considérations relatives au choix du benzène comme composé chimique de substitution**

Les tableaux de facteur d'atténuation de ce guide d'orientation sont basés sur les propriétés physico-chimiques du benzène lesquelles sont appliquées à tous les composés chimiques en supposant, pour les fins de dépistage, que leurs propriétés soient assez semblables à celles du benzène.

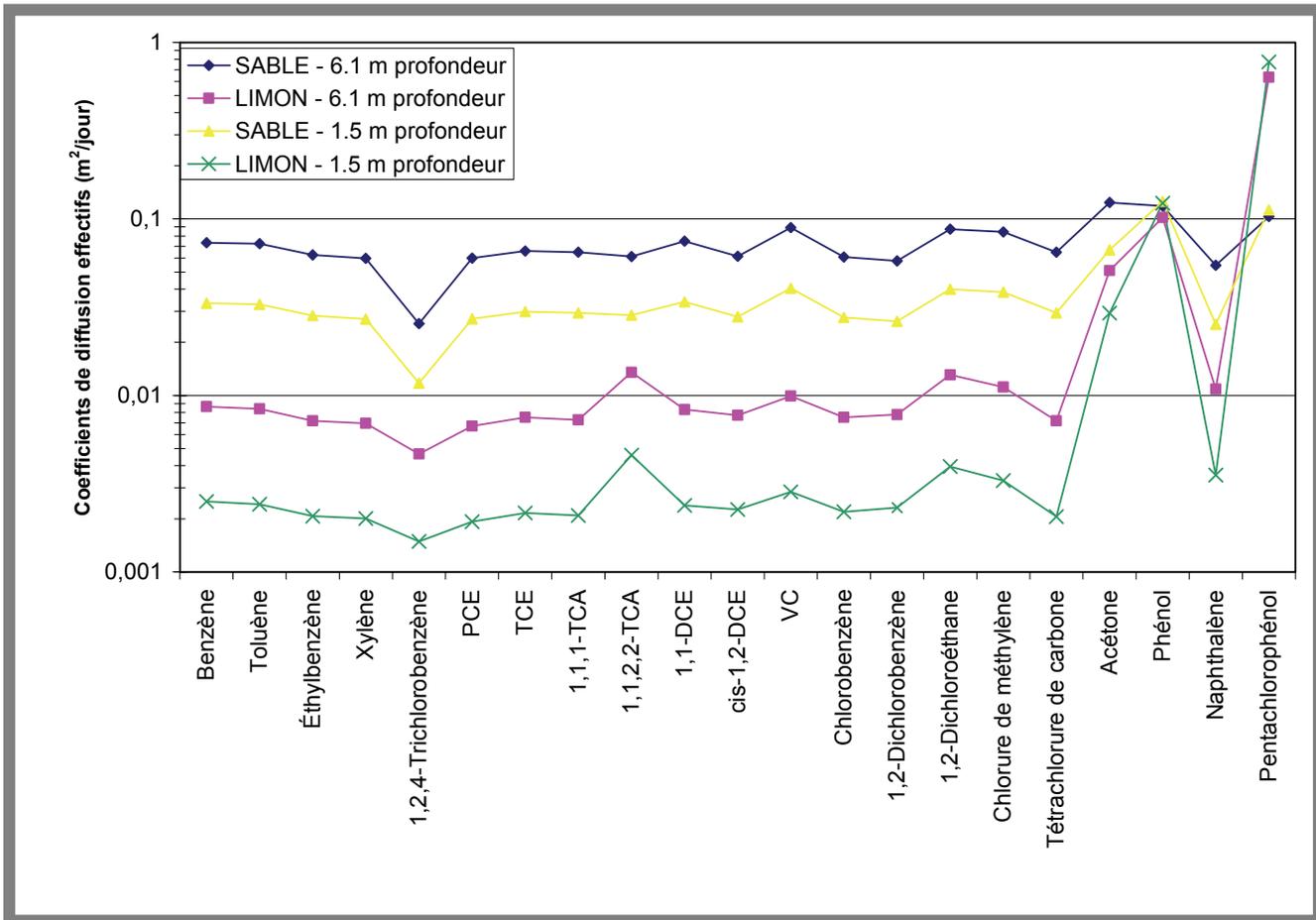
Le transport par diffusion est le seul procédé incorporé dans l'estimation des facteurs d'atténuation qui est affecté par des propriétés spécifiques du composé chimique (coefficient de diffusion dans l'air libre et constante de Henry). Le transport par advection des gaz du sol n'est pas affecté par les propriétés spécifiques des composés chimiques. Le taux de diffusion (c.-à-d. le flux) est directement proportionnel au facteur d'atténuation quand le transport advectif vers l'intérieur du bâtiment est inexistant (c.-à-d. une augmentation par un facteur 2 du taux de diffusion implique une augmentation par un facteur 2 du facteur

d'atténuation). Quand il y a transport advectif, l'importance relative de la diffusion diminue. Heureusement, la variation spécifique au composé chimique dans le coefficient effectif de diffusion est, dans la plupart des cas, insignifiante par rapport aux autres sources d'incertitude puisque les coefficients de diffusion à l'air libre de la plupart des composés organiques volatils varient généralement par un facteur de deux seulement. Ceci est faible par rapport à la précision attendue d'un modèle de niveau dépistage, soit des valeurs se situant dans une plage d'un ordre de grandeur.

Pour mieux évaluer la signification des propriétés physico-chimiques dans le processus de diffusion, les coefficients de diffusion effectifs intégrés sur la profondeur, lesquels sont calculés pour un profil de sol à deux couches (zone de transition capillaire et zone non saturée) ont été comparés pour un certain nombre de composés organiques volatils (COV) (figure A3). Un coefficient de diffusion effectif intégré sur la profondeur « global » a été calculé pour quatre scénarios comprenant deux différents types de sols U.S. SCS (Sable et Limon) et deux différentes profondeurs de source de contamination (1,5 m et 6,1 m). Le coefficient de diffusion effectif est moindre pour les profondeurs de contamination plus faibles, car l'effet relatif de la frange capillaire sur le coefficient de diffusion effectif est plus important. Le coefficient de diffusion effectif dans la frange capillaire est faible en raison de la forte teneur en eau et du fait que les coefficients de diffusion aqueux soient généralement inférieurs aux coefficients de diffusion gazeux par quatre ordres de grandeur.

Les résultats indiquent que, pour la plupart des COV, le coefficient de diffusion effectif s'écarte en plus ou en moins de celui du benzène par un facteur de moins de deux; par conséquent, la variation du rapport d'atténuation des vapeurs serait, elle aussi, inférieure à un facteur de deux. Des composés chimiques ayant des coefficients de diffusion effectifs sensiblement plus élevés, tels que le phénol ( $H' = 1,6 \times 10^{-5}$ ), l'acétone ( $H' = 1,6 \times 10^{-3}$ ) et le pentachlorophénol ( $H' = 1 \times 10^{-6}$ ), pourraient présenter une diffusion effective significativement plus importante. Toutefois, leurs faibles constantes de Henry entraînent de très faibles concentrations de vapeur à la source si on les compare aux concentrations de référence basées sur des critères relatifs à la santé, ce qui veut dire que ces composés chimiques ne seront pas préoccupants dans la plupart des cas. À titre comparatif, la constante de Henry adimensionnelle du benzène est de 0,23. Quand du LPNA est présent, la propriété physico-chimique affectant la concentration à la source de vapeur est la pression de vapeur. Dans les sites où des LPNA sont présents, il pourrait donc être approprié de comparer le calcul de la concentration de vapeur à partir de la constante de Henry à celui basé sur la pression de vapeur comme vérification finale pour les composés chimiques dont les propriétés sont sensiblement différentes de celles du benzène.

Figure A3 Comparaison de coefficients de diffusion effectifs pour différents composés chimiques



### **A5.5 Considérations relatives au transport à travers la zone de transition capillaire**

La dérivation du tableau des facteurs d'atténuation pour une source de contamination dans l'eau souterraine présumait que la frontière supérieure de la contamination était la surface de nappe d'eau souterraine. Cette hypothèse est typiquement posée quand le modèle J&E est utilisé pour une source dans l'eau souterraine. Le transport des composés chimiques à travers la zone de transition capillaire se limite à la diffusion dans les vapeurs du sol et dans l'eau interstitielle.

Il existe d'autres mécanismes chimiques potentiels pour le transport de matière à travers la zone de transition capillaire lesquels pourraient produire un flux de composés chimiques plus important que celui prédit pour la seule diffusion. Ces mécanismes comprennent des fluctuations dans le niveau de la surface de la nappe d'eau souterraine et un écoulement latéral d'eau souterraine contaminée à travers la frange capillaire, mais ils ne font pas partie du modèle J&E.

Il a été supposé que les aspects potentiellement non conservateurs associés à l'exclusion d'autres mécanismes chimiques pour le transport dans la zone de transition capillaire (c.-à-d. en plus de la diffusion) étaient contrebalancés par l'utilisation de valeurs d'entrées dans le modèle J&E qui sous-estiment la teneur en eau et surestiment donc le taux de transport par diffusion. Pour tester cette hypothèse, les prédictions du modèle pour différentes conditions aux frontières et paramètres d'entrées ont été comparées aux prédictions obtenues au moyen du modèle conventionnel décrit plus haut. Plus spécifiquement, (1) la frontière supérieure de la source de contamination a été supposée comme étant le dessus de la frange capillaire et (2) des teneurs en eau plus réalistes ont été utilisées pour estimer les taux de flux diffusifs en intégrant la courbe de rétention d'eau, par opposition à l'approximation basée sur le profil bilinéaire de porosité en eau. Les résultats ont indiqué des taux de flux diffusifs similaires aussi bien pour le modèle conventionnel, avec une source de contamination au niveau de la surface de la nappe d'eau souterraine, que pour le modèle de substitution décrit ci-dessus avec une source de contamination située au sommet de la frange capillaire.

### **A5.6 Considérations relatives au flux de masse dans l'eau souterraine**

Quand la contamination se limite aux composés chimiques dissous migrant dans l'eau souterraine, la seule source de

vapeur est la volatilisation de composés chimiques à partir de l'eau souterraine. La matière disponible pour se volatiliser dans des conditions stables est contrôlée par le flux de masse dans l'eau souterraine s'écoulant sous le bâtiment. Les considérations relatives aux possibles flux de masse n'ont pas été considérées dans le développement des facteurs d'atténuation de vapeur. Il a plutôt été supposé dans le développement qu'une masse infinie de composés chimiques soit présente en permanence sous le bâtiment.

Les calculs de flux de masse indiquent que, dans certains cas, les facteurs d'atténuation quasi spécifiques au site présentés dans ce guide d'orientation dépendent d'hypothèses irréalistes quant au flux de masse vers l'intérieur du bâtiment, et ce, basé sur la masse de composés chimiques disponible dans l'eau souterraine. Une évaluation préliminaire du flux de masse basée sur un scénario de modélisation simplifié a été effectuée et les résultats sont présentés dans le tableau A7. Le calcul suppose que tous les composés chimiques dissous présents dans le premier mètre d'eau souterraine, circulant sous toute la largeur du bâtiment, se volatiliseront et pénétreront dans le bâtiment (c.-à-d. sans laisser de composés chimiques dans l'eau souterraine en aval du bâtiment) (figure A4). En réalité, les panaches dissous perdent seulement une petite partie de leur masse par volatilisation. La vitesse de Darcy (vitesse de filtration) supposée était de 100 m/an, ce qui correspond à une vitesse d'écoulement de l'eau souterraine d'environ 400 m/an, ou environ 1 m/jour. La vitesse d'écoulement de l'eau souterraine supposée est représentative d'une eau souterraine circulant relativement rapidement dans les sites avec des sols à grains grossiers. Le facteur d'atténuation supposé entre l'eau souterraine et l'air intérieur était de 0,001. On a comparé à la fois le flux de masse entrant dans le bâtiment par volatilisation et la masse disponible par transport dans l'eau souterraine sous le bâtiment. Les résultats des exemples de calcul indiquent que, dans le cas du TCE, la masse volatilisée est moindre que la masse disponible; cependant, pour l'hexane, la masse disponible dans l'eau souterraine est insuffisante. Les résultats suggèrent que, d'après la limite supérieure du facteur d'atténuation, soit 0,001, des restrictions du flux de masse pour les composés chimiques volatils pourraient exister, et ce, même si le débit d'eau souterraine est relativement rapide.

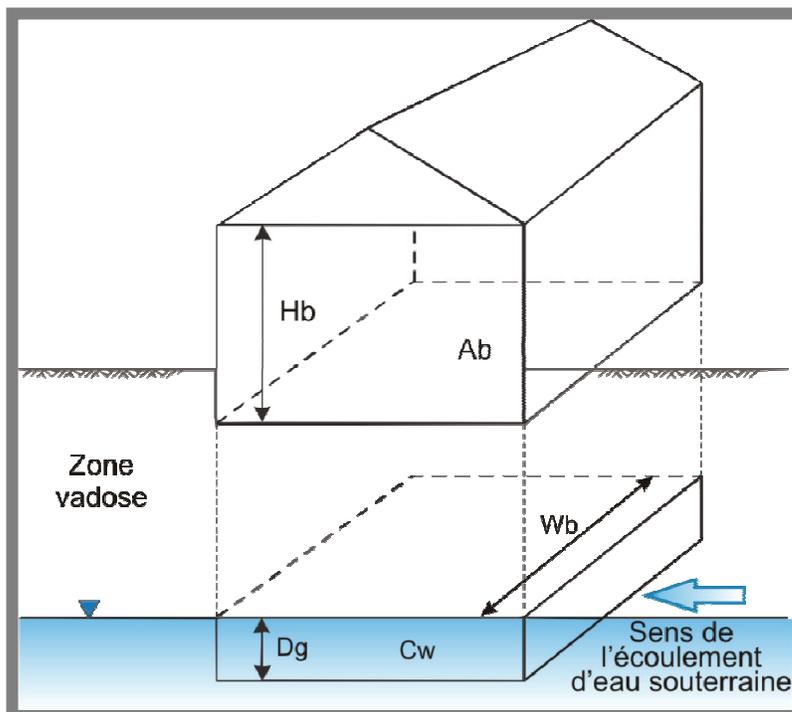
Suivant la justification donnée ci-dessus, ce guide d'orientation comprend un contrôle simple du flux de masse afin d'assurer que les prédictions de concentrations dans l'air intérieur, basées sur le facteur d'atténuation choisi, ne soient pas irréalistes en regard de la masse disponible. Le contrôle du flux de masse s'applique lorsque seule une source de contamination dissoute est présente.

**Tableau A7 Exemples de calcul illustrant les limitations relatives au flux de masse pour une source de contamination dissoute\***

Paramètre	Trichloroéthylène	n-Hexane
Concentration présumée dans l'eau souterraine ( $C_w$ , mg/L)	0,1	0,1
Vitesse de Darcy présumée ( $U$ , m/an)	100	100
Flux maximal d'eau souterraine disponible pour la volatilisation ( $Flux_m$ , mg/min)	0,19	0,19
Facteur d'atténuation de vapeur présumé	0,001	0,001
Constante de Henry ajustée pour la température ( $H^1$ , adimensionnel)	0,22	2,81
Concentration de vapeur du sol prédite ( $C_a$ , mg/m <sup>3</sup> )	22	281
Concentration dans l'air intérieur prédite ( $C_{air}$ , mg/m <sup>3</sup> )	0,022	0,281
Flux prédit de vapeur dans le bâtiment ( $Flux_p$ , mg/min)	0,046	0,59
Rapport des flux prédit/disponible ( $Flux_p/Flux_m$ )	0,24	3,1

\* Ces calculs sont effectués avec les valeurs par défaut présentées dans le tableau complémentaire 4 et présumé de façon conservatrice que tous les composés chimiques dissous dans le premier mètre d'eau souterraine circulant sous le bâtiment se volatilisent et pénètrent dans le bâtiment.

**Figure A4 Modèle conceptuel pour le calcul du flux de masse dans l'eau souterraine**



### **A5.7 Considérations relatives à la réduction de la source de contamination dans le sol**

Le temps nécessaire à l'épuisement complet de la source de contamination peut être calculé quand la masse de contaminants disponible dans le sol peut être estimée de façon raisonnable. Le développement des facteurs d'atténuation de vapeur présenté dans le guide d'orientation n'a pas tenu compte de considérations relatives au flux de masse potentiel et a plutôt supposé qu'une masse infinie de composés chimiques est présente en tout temps sous le bâtiment. Les calculs de flux de masse indiquent que, dans certains cas, les facteurs d'atténuation quasi spécifiques au site présentés dans ce guide d'orientation dépendent d'hypothèses irréalistes quant au flux de masse vers le bâtiment, et ce, basé sur la masse de composés chimiques disponible dans l'eau souterraine et sur les équations de répartition prédisant la concentration de vapeur provenant d'une source de contamination dans le sol.

Une évaluation préliminaire du flux de masse a été basée sur un scénario de modélisation simplifié et les résultats sont présentés dans le tableau A8. Ce scénario suppose qu'une couche uniforme de sol contaminé épaisse de 3 m est présente au-dessus de la surface de la nappe d'eau souterraine. D'après la prédiction du flux de masse vers le

bâtiment pour le facteur d'atténuation de vapeur présumé, le temps nécessaire à l'épuisement complet de la masse de contaminant est calculé pour le TCE et l'hexane. Le délai calculé pour l'épuisement de la source est d'environ 2 ans pour le TCE et de 2 mois pour l'hexane. Ce court délai avant l'épuisement complet de la source souligne la nature conservatrice du modèle de répartition utilisé pour estimer les concentrations de vapeur du sol provenant d'une source dans le sol et explique pourquoi le guide d'orientation privilégie l'utilisation des vapeurs du sol pour estimer le potentiel de risque pour la santé imputable à l'intrusion de vapeur.

Afin de pallier aux limitations relatives à la réduction de la source, le guide d'orientation comprend un calcul simple permettant d'estimer le nombre d'années nécessaires à l'épuisement complet de la source de contamination (tableau complémentaire 5). Il importe de mentionner que cette équation suppose un flux constant de vapeur entrant dans le bâtiment, ce qui constitue une raison supplémentaire pour expliquer la brièveté des délais calculés avant l'épuisement de la source dans les exemples donnés ci-dessous. Si le délai avant l'épuisement est moindre que la durée d'exposition présumée, il faudrait envisager une évaluation de risque détaillée comprenant un échantillonnage des vapeurs du sol.

**Tableau A8 Exemples de calcul de l'épuisement d'une source de contamination dans le sol**

Paramètre	Trichloroéthylène	n-Hexane
Concentration présumée dans le sol ( $C_{\text{sol}}$ , mg/kg)	10	10
Épaisseur présumée de la couche de sol contaminé ( $T_s$ , m)	3,0	3,0
Masse de contaminant disponible	$4,8 \times 10^6$	$4,8 \times 10^6$
Facteur d'atténuation de vapeur présumé	0,001	0,001
Concentration prédite de vapeur du sol ( $C_a$ , mg/m <sup>3</sup> )	2,047	29,563
Concentration prédite dans l'air intérieur ( $C_{\text{air}}$ , mg/m <sup>3</sup> )	2,05	29,6
Influx prédit de vapeur dans le bâtiment ( $\text{Flux}_p$ , mg/min)	4,3	62
Temps avant l'épuisement de la source ( $\text{Temps}_d$ , ans)	2,1	0,15

## A6.0 RÉFÉRENCES

- American Society for Testing and Materials (ASTM). 1995. *Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites*. E-1739-95.
- American Society of Heating, Refrigerating, and Air-Conditioning Engineers. 1985. *ASHRAE Handbook Fundamentals*, chapitre 22. Atlanta, GA.
- Borman C.A. et M.D. Lyberg. 1986. Analysis of Air Change Rates in Swedish Residential Buildings. In: Trechsel H.R. and P.L., Lagus (Eds) in *Measured Air Leakage of Buildings*. ASTM STP 904. American Society for Testing and Materials, Philadelphia. pp.399-406.
- Brost, Edward J. et G.E. DeVaul. 2000. Non-Aqueous Phase Liquid (NAPL) Mobility Limits in Soil. *Soil and Groundwater Research Bulletin*. Volume 9. June 2000.
- Société canadienne d'hypothèques et de logement (SCHL). 1997. Evaluation of Pollutant Source Strengths and Control Strategies in Conventional and R-2000 Houses. Rapport finale.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 2008a. Canada Wide Standard for Petroleum Hydrocarbons (PHC) in Soil. User Guidance. CCME, Winnipeg. Janvier 2008.
- CCME. 2008b. Canada Wide Standards for Petroleum Hydrocarbons (PHCs) in Soil: Scientific Rationale. Supporting Technical Document. CCME, Winnipeg. Janvier 2008.
- Conseil national de recherches Canada – Institut de recherche en construction (CNRC – IRC). 2005. L'effet de tirage et la conception d'un bâtiment. *Digests de la construction au Canada*. Extrait le 4 janvier, 2011 de <http://www.nrc-cnrc.gc.ca/fra/idp/irc/dcc/digest-construction-107.html>.
- Dols, W. S. and A. K. Persily. 1995. A study of ventilation measurement in an office building. American Society for Testing and Materials. Symposium on Airflow Performance of Building Envelopes, Components and Systems, Fort Worth TX, 10-11 October 1993. Special Technical Publication, Issue 1255
- Ekberg, L.E. 1994. Volatile organic compounds in office buildings. *Atmosph. Environ.* 28: 3571-3575.
- Environmental Quality Management, Inc. Révisé le 22 février 2004. *U.S. EPA Superfund User's Guide for Evaluating Subsurface Vapour Intrusion into Buildings*. EPA Contract Number: 68-W-02-33.
- Fang, J. B. et A. K. Persily. 1995. Airflow and Radon Transport Modeling in Four Large Buildings. *ASHRAE Transactions*. Vol. 101(1):CH-95-16-3
- Fellin, P. et R. Otson. 1996. The effectiveness of selected materials in moderation of indoor VOC levels. Dans : W. Wang, J. Schnoor, et J. Doi (sous leur direction), *Volatile Organic Compounds in the Environment*, ASTM STP 1261, pp. 135–146. American Society for Testing and Materials.
- Fellin, P. et Otson, R., 1993. Seasonal Trends in Volatile Organic Compounds (VOC) in Canadian Homes. In: Proceedings Indoor Air 1993, Helsinki, Finland. July 4-8. Volume 2 p. 117.
- Fetter, C. W. 1994. *Applied Hydrogeology*. (Third Edition) Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs, New Jersey.
- Figley, D.A., et L.J. Snodgrass. 21–26 juin 1992. *Comparative Foundation Air Leakage Performance of Ten Residential Concrete Basements*. Proceedings of the 85th Annual Meeting of Air and Waste Management Association.
- Figley, D.A. 1997. A Guide for Estimating Indoor Concentrations of Soil Gas Pollutants in Houses. Préparé sous contract pour la Société canadienne d'hypothèques et de logement (SCHL).
- Fischer, M.L., A.J. Bentley, K.A. Dunkin, A.T. Hodgson, W.W. Nazaroff, R.G. Sextro, et J.M. Daisey. 1996. Factors affecting indoor air concentrations of volatile organic compounds at a site of subsurface gasoline contamination. *Environ. Sci. Technol.* 30(10): 2948–2957.
- Garbesi, K. et R.G. Sextro. 1989. Modeling and field evidence of pressure-driven entry of soil gas into a house through permeable below-grade walls. *Environ. Sci. Technol.* 23(12): 1481–1487.
- Garbesi, K., R.G. Sextro, W.J. Fisk, M.P. Modera, et K.L. Revzan. 1993. Soil-gas entry into an experimental basement: Model measurement comparisons and seasonal effects. *Environ. Sci. Technol.* 27(3): 466–473.
- Grimsrud, D.T., Modera, M.P., et M.H. Sherman. 1982. A Predictive Air Infiltration Model: Long-Term Field Test Validation. *ASHRAE Transactions*. 88 (1): 1351-1372,
- Gusdorf, J. et T. Hamlin. 1995. Indoor Air Quality and Ventilation Rates in R-2000 Houses. Call-up No. 23440-95-1037. Energy Technology Centre, CANMET, Natural Resources Canada., 43 p.

- Hancock, E., Norton, P., et B. Hendron. 2002. Building America System Performance Test Practices: Part 2, Air Exchange Measurements. Report No. NREL/TP-550-30270. National Renewable Energy Laboratory, U.S. Department of Energy Laboratory. 25pp.
- Hers, I., R. Zapf-Gilje, L. Li, et J. Atwater. 2001. The use of indoor air measurements to evaluate exposure and risk from subsurface VOCs. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 51: 174–185.
- Hers, I., D. Evans, R. Zapf-Gilje, et L. Li. 2002. Comparison, validation and use of models for predicting indoor air quality from soil and groundwater contamination. *J. Soil Sediment Contam.* 11(4): 491–527.
- Hers, I., R. Zapf-Gilje, P.C. Johnson, et L. Li. 2003. Evaluation of the Johnson and Ettinger Model for Prediction of Indoor Air Quality. *Ground Water Monit. R.* 23 (2): 119-123.
- Johnson, P.C. 2002. *Identification of Critical Parameters for the Johnson and Ettinger (1991) Vapour Intrusion Model.* API Technical Bulletin #17.
- Johnson, P.C. et R. Ettinger. 1991. Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapours into buildings. *Environ Sci. Technol.* 25(8): 1445–1452.
- Johnson, P.C., W. Kemblowski, et R.L. Johnson. 1998. *Assessing the significance of subsurface contaminant vapor migration to enclosed spaces: Site specific alternatives to generic estimates.* API Publication 4674. American Petroleum Institute. Washington, D.C.
- Johnson, P.C., R.A. Ettinger, J. Kurtz, R. Bryan, et J.E. Kester, 2002. *Migration of Soil Gas Vapours to Indoor Air: Determining Vapour Attenuation Factors Using a Screening-Level Model and Field Data from the CDOT-MTL Denver, Colorado Site.* API Technical Bulletin #16.
- Karickhoff, S. W., D. S. Brown et T. A. Scott. 1979. Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. *Water Res.* 13:241-248.
- Lewis C. W. et R. B. Zweidinger. 1992. Apportionment of residential indoor aerosol, VOC and aldehyde species to indoor and outdoor sources, and their source strengths. *Atmos. Environ.* 26A : 2179-2184.
- Little, J. C., J. M. Daisey, et W. W. Nazaroff. 1992. Transport of Subsurface Contaminants into Buildings: An Exposure Pathway for Volatile Organics. *Environ. Sci. Technol.* 26 : 2058-2066.
- Mose, D.G., et G.W. Mushrush. 1999. Comparisons between soil radon and indoor radon. *Energy Sources.* 21: 723-731.
- Murray, D.M. et D.E. Burmaster. 1995. Residential air exchange rates in the United States: Empirical and estimated parametric distributions by season and climatic region. *Risk Anal.* 15: 459–465.
- Nazaroff, W.W. May 1992. Radon transport from soil to air. *Rev. Geophys.* 30(2): 137–160.
- Nazaroff, W.W., H. Feustel, A.V. Nero, K.L. Revzan, D.T. Grimsrud, M.A. Essling, et R.E. Toohey. 1985. Radon Transport into a Detached One-Storey House with a Basement. *Atmos. Environ.* 19(1): 31–46.
- Nielson, K. K., et V. C. Rogers. 1990. *Radon transport properties of soil classes for estimating indoor radon entry.* In: F. T. Cross (ed), Proceedings of the 29th Hanford Symposium of Health and the Environment. Indoor Radon and Lung Cancer: Reality or Myth? Part 1. Battelle Press, Richland, Washington.
- Olson, D. A., et R. L. Corsi. 2001. Characterizing Exposure to Chemicals from Soil Vapor Intrusion Using a Two-Compartment Model. *Atmospheric Environment.* 35 : 4201-4209.
- Park, Hun Seak, et C. San Juan. 2000. A Method for Assessing Leaching Potential for Petroleum Hydrocarbons Release Sites: Multiphase and Multisubstance Equilibrium Partitioning. *Soil and Sed. Contam.* 9 (6): 611-632.
- Parker, J.C. 2003. Modeling Volatile Chemical Transport, Biodecay, and Emission to Indoor Air. *Ground Water Monitor. Remed.* 23:107–120.
- Revzan, K.L., W.J. Fisk, et A.J. Gadgil. 1991. Modelling radon entry into houses with basements: Model description and verification. *Indoor Air,* 2: 173–189.
- Rothweiler H., Wager P.A. and Schlatter C., 1992. Volatile organic compounds and some very volatile organic compounds in new and recently renovated buildings in Switzerland. *Atmos. Environ.* 26A(12) : 2219 - 2225.
- Sanders, P.F. et I. Hers. 2006. Vapor Intrusion in Homes over Gasoline-Contaminated Ground Water in Stafford, New Jersey. *Ground Water Monitoring & Remediation.* February. 26 (1): 63–72.
- Schaap, M.G., Leij F.J. and van Genuchten M.Th. 1998. Neural network analysis for hierarchical prediction of soil water retention and saturated hydraulic conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62:847-855.

Schwarzenbach, R. P., et J. C. Westall. 1981. Transport of non-polar organic compounds from surface water to ground water. *Environ. Sci. Tech.* 15(11):1360-1367.

Stanke, D. 2002. Managing the ins and outs of commercial building pressurization. Trane. *Engineers Newsletter.* 31(2).

Van Genuchten, M. Th. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society Am. Journal.* 44: 892-89.

Withers, C.R. et J.B. Cummings. 2000. *Building Envelope Air Leakage Failures in Small Commercial Buildings Related to the Use of Suspended Tile Ceilings.* 12th Symposium on Improving Building Systems in Hot and Humid Climates. Florida State Energy Centre.

## ANNEXE B

# ÉVALUATION DES FACTEURS D'ATTÉNUATION E VAPEUR EMPIRIQUES (ALPHA)

## TABLE DES MATIÈRES

B1.0	INTRODUCTION .....	79
B2.0	APPROCHE EMPIRIQUE – ENJEUX ET DÉFIS .....	80
B3.0	SOURCES D'INCERTITUDE DANS LES FACTEURS D'ATTÉNUATION DE VAPEUR .....	81
B4.0	ÉVALUATION DE L'INFLUENCE POSSIBLE DES COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS PRÉSENTS EN BRUIT DE FOND SUR LES ALPHAS EMPIRIQUES .....	82
B5.0	PROCESSUS DE TRI DES DONNÉES EMPIRIQUES.....	88
	B5.1 Examen de la qualité des données.....	88
	B5.2 Filtrage des données .....	88
	B5.2.1 Filtrage pour l'intensité de la source de vapeur.....	88
	B5.2.2 Ratio des concentrations (Alpha) .....	93
	B5.2.3 Filtrage des données basé sur le alpha minimal et la limite de détection .....	95
	B5.2.4 Filtre additionnel facultatif pour de grands ensembles de données .....	95
	B5.2.5 Considérations relatives aux sites avec plusieurs composés chimiques et campagnes de suivi.....	95
	B5.3 Évaluation de la fiabilité des données.....	95
B6.0	RÉSULTATS DU CALCUL DES ALPHAS EMPIRIQUES .....	97
	B6.1 Alphas – eau souterraine .....	97
	B6.1.1 Alphas des solvants chlorés pour les sites résidentiels .....	97
	B6.1.1.1 Évaluation de la fiabilité des données.....	97
	B6.1.1.2 Comparaison avec les alphas du guide d'orientation.....	99
	B6.1.1.3 Évaluation préliminaire de la fiabilité du dépistage à partir des courbes des alphas .....	101
	B6.1.1.4 Influence des fondations sur la valeur alpha .....	101
	B6.1.2 Alphas des hydrocarbures pétroliers pour les sites résidentiels .....	105
	B6.1.3 Alphas des solvants chlorés pour les sites commerciaux .....	107
	B6.2 Alphas – vapeurs du sol.....	108
	B6.2.1 Alphas des solvants chlorés pour les sites résidentiels .....	109
	B6.2.2 Alphas des hydrocarbures pétroliers pour les sites résidentiels .....	113
	B6.3 Sommaire et conclusions.....	115
	B6.3.1 Chemin de migration de l'eau souterraine vers l'air intérieur .....	115
	B6.3.2 Chemin de migration des vapeurs du sol vers l'air intérieur.....	116
B7.0	RÉFÉRENCES.....	117

## TABLEAUX

Tableau B1	Concentrations de bruit de fond dans l'air intérieur publiées et critères d'acceptation des données.....	83
Tableau B2	Alphas empiriques pour l'eau souterraine.....	86
Tableau B3	Alphas empiriques pour les vapeurs souterraines.....	111

## FIGURES

Figure B1	Influence théorique du bruit de fond sur la valeur alpha empirique.....	84
Figure B2	Influence du bruit de fond sur la valeur alpha empirique.....	85
Figure B3	Valeurs alpha – eau souterraine (données non filtrées).....	89
Figure B4	Valeurs alpha – eau souterraine normalisés aux concentrations de bruit de fond (données non filtrées).....	89
Figure B5	Valeur alpha – vapeurs du sol normalisées aux concentrations de bruit de fond (données non filtrées).....	90
Figure B6	Effet des critères de filtrage sur les alphas - eau souterraine.....	91
Figure B7	Températures moyennes de l'eau souterraine à faible profondeur aux États-Unis.....	92
Figure B8	Évaluation de l'influence possible des concentrations de bruit de fond au moyen des rapports de concentration.....	94
Figure B9	Valeurs alpha – eau souterraine versus concentrations de vapeur classifiées selon leur fiabilité pour des sites contaminés aux solvants chlorés (données filtrées).....	97
Figure B10	Concentrations dans l'air intérieur versus concentrations de vapeur classifiées selon leur fiabilité pour des sites contaminés aux solvants chlorés (données filtrées).....	98
Figure B11	Valeurs alpha – eau souterraine versus concentrations de vapeur pour des sites contaminés aux solvants chlorés (données filtrées).....	99
Figure B12	Comparaison des alphas – eau souterraine empiriques pour une contamination aux solvants chlorés avec les alphas de l'évaluation préalable des risques (EPR).....	100
Figure B13	Évaluation préliminaire de la fiabilité du dépistage à partir des valeurs alpha – eau souterraine quasi spécifiques au site pour une contamination au TCE.....	102
Figure B14a	Site 1.....	103
Figure B14b	Redfields Site.....	104
Figure B14c	Lockwood Site.....	105
Figure B15	Valeurs alpha – eau souterraine versus concentrations de vapeur classifiées selon leur fiabilité pour des sites contaminés aux hydrocarbures pétroliers (données filtrées).....	106
Figure B16	Comparaison des alphas – eau souterraine empiriques pour une contamination aux hydrocarbures pétroliers avec les alphas du guide d'orientation (données filtrées).....	107
Figure B17	Valeurs alpha – eau souterraine versus concentrations de vapeur pour des sites commerciaux contaminés aux solvants chlorés (données filtrées).....	108
Figure B18	Valeurs alpha – vapeurs du sol versus concentrations de vapeur classifiées selon leur fiabilité pour des sites contaminés aux solvants chlorés (données filtrées).....	109
Figure B19	Valeurs alpha – vapeurs du sol versus concentrations de vapeur pour des sites contaminés aux solvants chlorés (données filtrées).....	110
Figure B20	Comparaison des alphas – vapeurs du sol empiriques pour une contamination aux solvants chlorés avec les alphas de l'évaluation préalable des risques (EPR).....	113
Figure B21	Valeurs alpha – vapeurs du sol versus concentrations de vapeur classifiées selon leur fiabilité pour des sites contaminés aux hydrocarbures pétroliers (données filtrées).....	114
Figure B22	Comparaison des alphas – vapeurs du sol empiriques pour une contamination aux hydrocarbures pétroliers avec les alphas du guide d'orientation (données filtrées).....	115

## B1.0 INTRODUCTION

Cette annexe traite de l'évaluation approfondie des facteurs d'atténuation de vapeur empiriques (alpha) dans des sites pour lesquels des mesures de concentrations de composés chimiques volatils sont disponibles dans l'air intérieur et soit dans l'eau souterraine, dans les vapeurs du sol et/ou dans les vapeurs sous la dalle. L'objet de cette évaluation est de comparer les données empiriques aux valeurs alphas prédites par le modèle utilisé pour dériver les tableaux des valeurs alpha présentés dans le guide de Santé Canada sur le dépistage quantitatif. Le but ultime de cette démarche est d'aider à définir des valeurs alpha qui soient raisonnablement protectrices de la santé humaine, et ce à la lumière des meilleures connaissances et des données actuellement disponibles. Comme l'objectif est de protéger les personnes et puisque le guide d'orientation s'applique à un vaste territoire, l'accent a été mis dans le cadre de cette évaluation sur la plage supérieure de la distribution observée dans les valeurs alpha empiriques.

Le transport des vapeurs du sol et leur intrusion dans un bâtiment peuvent être quantifiés par un facteur d'atténuation de vapeur (**alpha**), qui est le rapport de la concentration dans l'air intérieur divisé par la concentration de vapeur dans le sol ( $C_{\text{air}}/C_{\text{vapeur}}$ ) au point étudié (c.-à-d., « mg/m<sup>3</sup> / mg/m<sup>3</sup> », un rapport adimensionnel), tel que défini ci-dessous.

- **Alpha eau souterraine / air intérieur** – Cette valeur alpha est basée sur la concentration de vapeur du sol estimée à partir des données sur la concentration dans l'eau souterraine au moyen de la constante de Henry; elle représente le transport de composés chimiques à travers la frange capillaire juste au-dessus de la surface de la nappe d'eau souterraine et les régions plus élevées de la zone non saturée.
- **Alpha vapeur du sol / air intérieur** – Cet alpha est basé sur les concentrations de vapeur du sol mesurées dans la zone non saturée et représente le transport à travers la zone non saturée.
- **Alpha vapeur sous la dalle / air intérieur** – Cet alpha est basé sur les concentrations de vapeur mesurées sous la dalle de plancher du bâtiment et représente le transport à travers les fondations.

Le facteur d'atténuation de vapeur (**alpha**), par définition, n'est pas une constante et il varie selon la profondeur dans tous les sites. Les trois alphas définis ci-dessus (eau souterraine, vapeurs du sol et vapeurs sous la dalle) représentent trois points le long du chemin de migration des vapeurs. Il importe donc que les valeurs alpha incluses dans les orientations réglementaires soit cohérentes à l'interne. Cette annexe s'intéresse principalement aux facteurs d'atténuation de

vapeur entre l'eau souterraine et l'air intérieur (**alpha eau souterraine**) et entre les vapeurs du sol et l'air intérieur (**alpha vapeur du sol**).

La base de données sur les facteurs d'atténuation de vapeur présentée dans cette annexe est dérivée en grande partie d'une étude exhaustive menée sur plusieurs années afin de soutenir le développement des orientations U.S. EPA VI Guidance, avec des données additionnelles obtenues de travaux réalisés pour Santé Canada et de programmes de recherche réalisés par Golder Associés pour d'autres organismes. L'évaluation des facteurs d'atténuation de vapeur est un processus dynamique et continu, car plusieurs sites d'intrusion de vapeur ont été étudiés seulement récemment, et ils génèrent encore de nouveaux ensembles de données, et parce que les méthodes d'investigation de site et d'analyse des données empiriques évoluent constamment.

La base de données compilées donne des concentrations mesurées dans divers milieux (eau souterraine, vapeurs du sol et air) et de nombreuses autres données sur le site nécessaires à l'interprétation des valeurs alpha. En date de mai 2006, la base de données sur les alphas pour l'eau souterraine et les vapeurs du sol contenait de l'information provenant de 419 points répartis sur 37 sites résidentiels et 4 sites commerciaux, avec environ 1 500 paires de mesures permettant le calcul d'une valeur alpha. La base contient des données sur des sites contaminés par des solvants chlorés (29 sites) et des hydrocarbures pétroliers (10 sites).

L'évaluation commence avec une discussion du contexte, des enjeux et des défis de l'analyse de valeurs alpha empiriques. Sont ensuite décrits, les processus de tri et de filtrage des données mis en œuvre dans cette étude. La conclusion de l'annexe présente les résultats de la base de données empiriques et les principales tendances en fonction des types de composés chimiques et des propriétés du site.

## B2.0 APPROCHE EMPIRIQUE – ENJEUX ET DÉFIS

Quelques-uns des enjeux et des défis de la détermination empirique de valeurs alpha à partir de données sur l'intrusion de vapeur dans le contexte de l'élaboration d'orientations sont décrits ci-dessous.

La portée et le nombre de points de données au sujet d'un site particulier varient considérablement et vont d'une mesure unique dans un seul bâtiment à des mesures multiples dans des centaines de bâtiments; par conséquent, un pourcentage relativement élevé de points de données provient d'un groupe de sites relativement restreint.

Des variations dans le type de données recueillies sont également observées; par exemple, certains sites ne fournissent que des mesures de l'eau souterraine et les concentrations de vapeur du sol doivent donc être estimées avant d'obtenir une valeur alpha, tandis qu'à d'autres sites, on ne dispose que de mesures sur les vapeurs du sol. La localisation des échantillons de gaz du sol varie également et se situe entre juste au-dessus de la surface de la nappe d'eau souterraine et juste sous les fondations du bâtiment.

Dans le cas des sites où l'eau souterraine a servi à l'évaluation de la valeur alpha, la longueur des crépines varie souvent et il n'y a que quelques sites où les mesures ont été prises à des profondeurs spécifiques à la base de la frange capillaire.

Une variabilité significative existe également dans la qualité des données, dans les méthodes utilisées pour étudier l'intrusion de vapeur ainsi que dans les niveaux de documentation disponible.

La plupart des composés chimiques volatils potentiellement préoccupants dans les sites contaminés se retrouvent aussi comme composés chimiques présents dans le bruit de fond dans l'air intérieur. À mesure que les études empiriques et celles sur les mesures de bruit de fond ont avancé au fil des ans, il est devenu clair que certaines données empiriques ont été influencées par des sources de composés organiques volatils (COV) présentes en bruit de fond.

Pour ces raisons, la fiabilité des données et les incertitudes deviennent des enjeux et des concepts cruciaux pour le tri des données empiriques servant à évaluer l'intrusion de vapeur. Comme il sera documenté plus loin dans cette annexe, le processus utilisé pour évaluer et filtrer les données non fiables est une étape importante dans la démarche de dérivation des alphas empiriques.

## B3.0 SOURCES D'INCERTITUDE DANS LES FACTEURS D'ATTÉNUATION DE VAPEUR

Les facteurs contribuant à l'incertitude au niveau des facteurs d'atténuation de vapeur et qui doivent être considérés lors du calcul et de l'interprétation des valeurs alpha définies empiriquement comprennent :

1. les concentrations dans l'eau souterraine et dans les vapeurs du sol; comme elles ne sont pas mesurées directement sous les bâtiments, soit elles sont mesurées à l'extérieur et à une certaine distance du bâtiment, soit il s'agit de valeur interpolée sous le bâtiment lorsque les données sont suffisantes;
2. la variabilité spatiale dans les concentrations dans l'eau souterraine et dans les vapeurs du sol, incluant des gradients de concentration relativement prononcés sur de courtes distances;
3. la migration latérale des vapeurs du sol à partir de la source de contamination dans l'eau souterraine;
4. la variabilité spatiale de la concentration de vapeur du sol sous la dalle;
5. la variabilité temporelle, qui tend à être moindre pour les mesures de l'eau souterraine et plus importante pour les mesures de l'air intérieur, et qui joue sur des échelles de temps variables;
6. les effets transitoires causés par la variabilité saisonnière (ou une échelle de temps similaire) des concentrations à la source et le décalage observés dans les concentrations correspondantes mesurées dans l'air intérieur;
7. la variabilité introduite par les procédures d'échantillonnage et d'analyse; et
8. les sources de COV en bruit de fond (air ambiant, matériaux de construction, produits de consommation et sources associées à l'occupation).

Les sept premières sources d'incertitude citées ci-dessus peuvent introduire des biais positifs ou négatifs dans l'alpha empirique. La huitième source d'incertitude, soit les sources de COV en bruit de fond, entraînera toujours un biais positif (vers le haut) dans le facteur d'atténuation de vapeur.

En raison des sources d'incertitude, certaines valeurs alpha de la base de données sont biaisées à la hausse. Pour cette raison, il est important de filtrer ou de qualifier les données susceptibles d'être biaisées, particulièrement quand ces données pourraient être influencées par des sources de COV en bruit de fond. Tel que décrit plus loin dans cette annexe, l'approche statistique adoptée implique que les centiles supérieurs des données (90<sup>e</sup> centile) sont calculés de façon à fournir des valeurs conservatrices, mais non extrêmes, pour les fins de comparaison réglementaire, et ce, afin de tenir compte des erreurs possibles et des biais dans les données.

Les alphas empiriques présentés dans cette annexe sont des alphas ponctuels dans le temps. Pour les fins de l'évaluation des risques à la santé humaine, des moyennes de concentrations dans l'air intérieur sur une plus longue période tendent à être plus pertinentes. Peu d'études, dans lesquelles des mesures répétées de la source (eau souterraine) et de l'air intérieur ont permis d'évaluer la variabilité provenant des facteurs saisonniers ou autres, ont été effectuées. Par exemple, Folkes (2006) a calculé les alphas chronologiques (de 4 à 21 points) de cinq bâtiments et constaté que la variance autour de la moyenne était approximativement de plus ou moins  $\frac{1}{3}$  à  $\frac{1}{2}$  ordre de grandeur. Même si les données sont insuffisantes pour quantifier ces effets (p. ex., par une approche d'analyse de variance), elles suggèrent que les alphas empiriques près du maximum surestiment la moyenne à long terme des alphas.

## B4.0 ÉVALUATION DE L'INFLUENCE POSSIBLE DES COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS PRÉSENTS EN BRUIT DE FOND SUR LES ALPHAS EMPIRIQUES

Une valeur alpha empirique se calcule en divisant la concentration mesurée dans l'air intérieur par la concentration de vapeur à la source. Quand les vapeurs du sol et la contribution potentielle du milieu (bruit de fond) sont explicitement considérées, la relation suivante est obtenue (voir la formule B1).

En remaniant l'équation 1, on obtient l'équation (B2), où  $C_{\text{air}}^{\text{vapeur}}$  est la composante vapeur du sol dans l'air intérieur ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) et  $C_{\text{air}}^{\text{bruit de fond}}$  est la composante bruit de fond dans l'air intérieur ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Le rapport de la concentration en bruit de fond sur la concentration de vapeur à la source doit être d'environ 1/10 de la valeur alpha inhérente pour qu'il n'y ait pas d'influence du milieu sur la détermination empirique; autrement dit, la concentration de vapeur dans l'air intérieur

doit être au moins dix fois plus élevée que la concentration en bruit de fond. Le tracé des alphas par rapport au ratio des concentrations bruit de fond/à la source présenté à la figure B1 illustre mieux l'influence du bruit de fond, comme le montre le contraste entre les alphas empiriques (ligne courbe pour les ratios plus élevés de la concentrations bruit de fond/à la source) et les alphas inhérents dérivés à partir des vapeurs (ligne droite en pointillés).

Un exemple de calcul est donné pour le benzène afin d'illustrer comment le bruit de fond peut influencer la détermination de l'alpha empirique. Le bruit de fond médian de benzène dans l'air intérieur, basé sur des études publiées, est approximativement de  $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (tableau B1). Une concentration de vapeur à la source réaliste pour le benzène dans des sites contaminés par la gazoline est d'environ  $400\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Fischer *et coll.*, 1996; Laubacher *et coll.*, 1997; Ririe et Sweeney, 1998;), ce qui donne un rapport bruit de fond/source de  $1 \times 10^{-5}$ . Par conséquent, l'alpha inhérent devrait être plus grand que  $1 \times 10^{-4}$  pour que le bruit de fond n'ait pas d'influence significative sur le calcul de l'alpha. Tel qu'indiqué plus loin dans cette annexe, les alphas fiables sont inférieurs à  $1 \times 10^{-4}$  dans le cas de la plupart des bâtiments; on peut donc s'attendre à ce que, dans plusieurs cas, les alphas empiriques pour le benzène soient biaisés par des sources de benzène dans l'air intérieur qui proviennent du bruit de fond dans le milieu.

(B1)

$$\alpha_{\text{emp}} = (C_{\text{air}}^{\text{vapeur}} + C_{\text{air}}^{\text{bruit de fond}}) / C_{\text{source vapeur}}$$

(B2)

$$\alpha_{\text{emp}} = C_{\text{air}}^{\text{bruit de fond}} / C_{\text{source vapeur}} + \alpha_{\text{inhérent}}$$

Tableau B1 Concentrations de bruit de fond dans l'air intérieur publiées et critères d'acceptation des données

Substance	Données sur le bruit de fond					Critères de filtrage des données (voir section 5.2.1)			
	Nbre études	Médiane des médianes ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Moyenne des 90 <sup>e</sup> centiles ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Médiane des 90 <sup>e</sup> centiles ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Valeurs pour critère ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Filtre eau souterraine	Conc. eau souterraine ( $\mu\text{g}/\text{L}$ )	Filtre vapeurs du sol	Vapeurs sous dalle
Benzène	12	4	15	14	14	10000	959	1000	100
Éthylbenzène	7	4	14	10	10	10000	400	1000	100
Toluène	8	12	84	60	60	10000	3659	1000	100
<i>m,p</i> -xylène	7	11	36	37	37	10000	2176	1000	100
<i>o</i> -xylène	7	4	12	11	11	10000	647	1000	100
PCE*	12	2	12	6	6	10000	135	1000	100
TCE†	12	<1	4.4	<1	0,5	5000	10	1000	100
1,1,1-TCA‡	6	3	25	5	5	10000	109	1000	100
1,1-DCA#	3	<0,1	INS**	INS	0,1	10000	6,5	1000	100
1,1-DCE	3	<0,1	INS	INS	0,1	10000	1,32	1000	100
<i>cis</i> -1,2-DCE	3	5	INS	INS	0,2	10000	18,2	1000	100

\* Perchloroéthylène

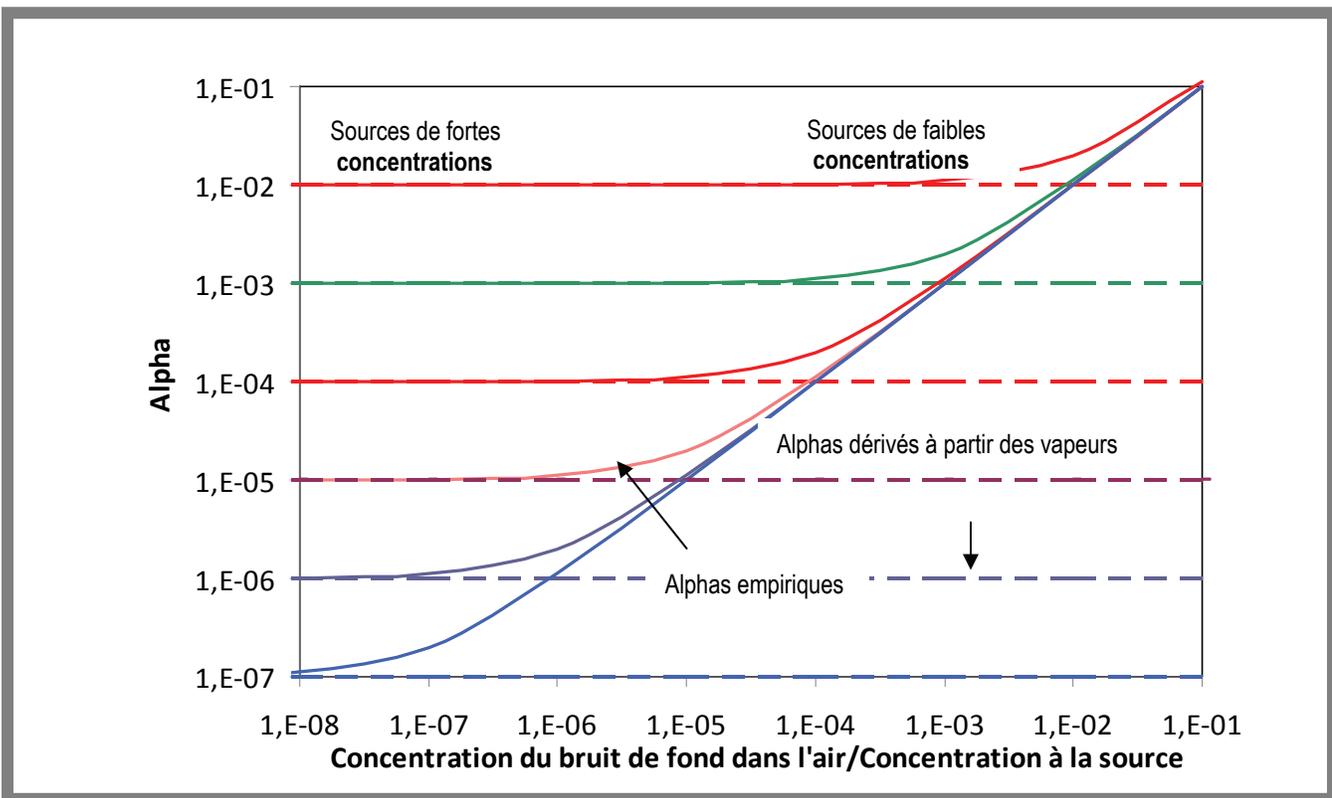
† trichloroéthène

‡ Trichloroéthane

# Dichloroéthène

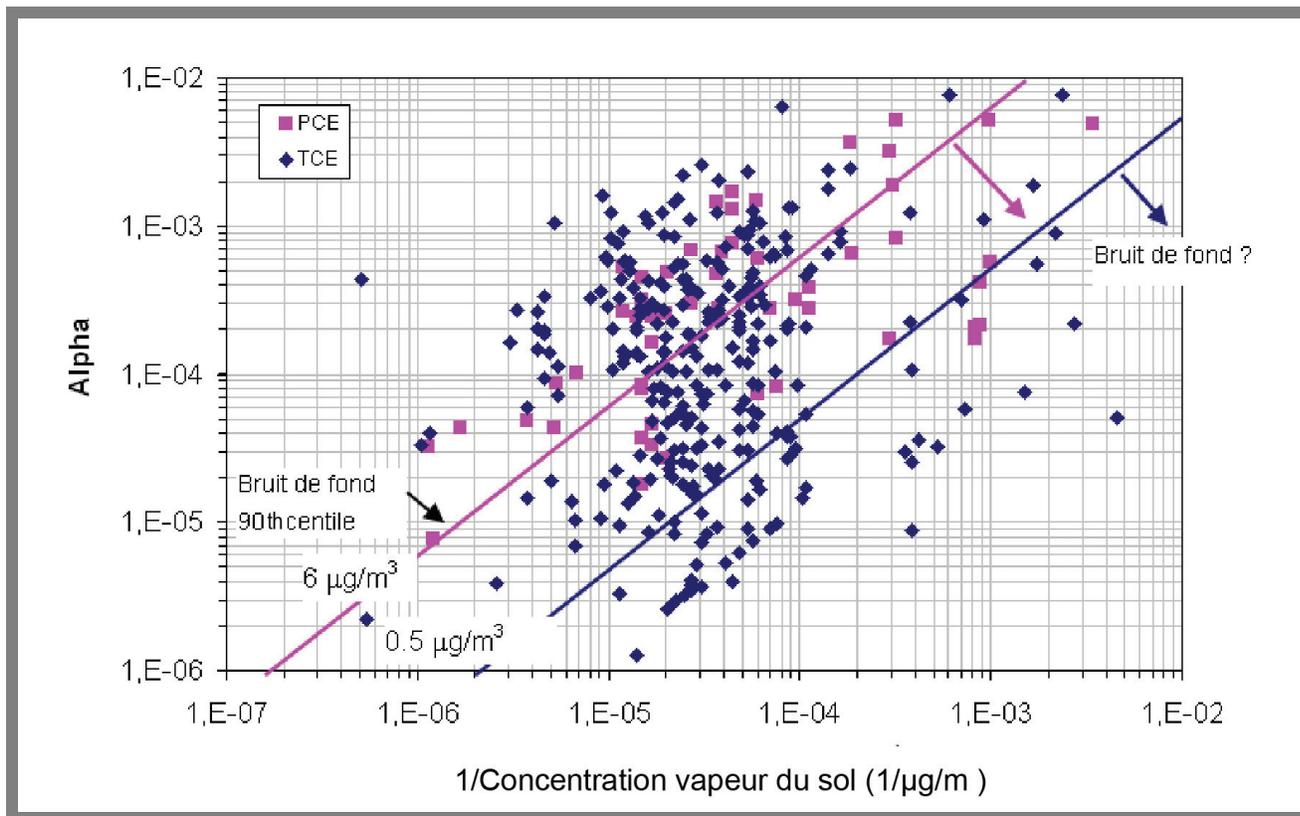
\*\* INS = données insuffisantes

Figure B1 Influence théorique du bruit de fond sur la valeur alpha empirique



L'influence de la concentration du bruit de fond sur l'alpha empirique pour l'eau souterraine a été évaluée de façon plus approfondie à partir de données provenant de multiples sites et pour deux composés chimiques (trichloroéthène (TCE) et perchloroéthylène (PCE) en traçant l'inverse de la concentration prédite de vapeur du sol ( $1/C_{\text{vapeur}}$ ) par rapport à l'alpha empirique (figure B2). Dans le cas du PCE, une tendance à la hausse de l'alpha empirique peut être remarquée au fur et à mesure que  $1/C_{\text{vapeur}}$  augmente (des tendances semblables ont aussi été observées pour les BTEX). Comme le montre la figure B1, une augmentation linéaire pourrait être attendue en théorie si l'alpha empirique est principalement influencé par une composante bruit de fond. Un alpha empirique a aussi été calculé en supposant seulement une composante bruit de fond et une concentration de bruit de fond dans l'air ambiant au niveau du 90<sup>e</sup> centile basée sur des valeurs publiées dans la littérature (tableau B1). Tel que le montre la figure B2 pour le cas du PCE, une proportion significative des valeurs alpha se situe sous la ligne du 90<sup>e</sup> centile des alphas empiriques, ce qui suggère que plusieurs de ces points de données aient une composante bruit de fond. Dans le cas du TCE, le nombre de points sous la ligne du 90<sup>e</sup> centile est moindre, suggérant que l'alpha est moins influencé par le bruit de fond.

Figure B2 Influence du bruit de fond sur la valeur alpha empirique



Les relations illustrées dans les figures B1 et B2 indiquent que les valeurs alpha empiriques de composés chimiques présents à de fortes concentrations dans le bruit de fond (p. ex., BTEX, PCE) seront influencées par la concentration en bruit de fond à moins que l'intensité de la source ou le facteur d'atténuation inhérent soient très élevés. Au contraire, les alphas empiriques de vapeur sont plus fiables pour les composés chimiques dont

la concentration en bruit de fond dans l'air intérieur est généralement faible, tels que le 1,1-dichloroéthène (1,1-DCE) et le TCE. Comme il y a peu ou pas de sources de bruit de fond de 1,1-DCE, ce composé peut être un traceur utile pour mesurer l'intrusion de vapeur du sol. Les concepts présentés ici ont par la suite guidé le processus de filtrage des données décrit à la section 5.0.

Tableau B2 Alphas empiriques pour l'eau souterraine

	Facilité	Profondeur de la source des vapeurs contaminés (m)	Concentration des vapeurs dans le volumes des vides du sol	Nombre	Minimum	25ième	Médiane (50ième)	75ième	90ième	95ième	Maximum	Facteurs d'atténuation EPR Des Directives (modèle J&E)
<b>Sites contaminés des solvants chlorés</b>												
Alliant – 11 DCE & TCE – C	faible	3	0.0019 – 0.096	10	1.2E-06	S/O	8.6E-06	S/O	S/O	S/O	3.8E-05	9.4E-05
Bay Area 1 – TCE – L	faible à modéré	3.66	0.080 – 0.260	4	1.3E-06	S/O	9.2E-06	S/O	S/O	S/O	1.9E-05	9.20E-05
Bay Area 2 – TCE – L	faible	3.66	0.039 – 0.066	3	9.1E-06	S/O	3.8E-05	S/O	S/O	S/O	3.9E-05	9.20E-05
CDOT – TCE, 111 TCA, 11 DCE – SI	modéré à élevé	3.7	TCE: 0.25–1.4; TCA: 0.61–2.4; DCE: 0.014–4.9	12	1.8E-06	9.1E-06	1.8E-05	2.8E-05	1.4E-04	2.0E-04	2.7E-04	9.20E-05
Davis – TCE, cis – 12 – DCE – S	élevé	1.7	3.6 – 9.1	2	4.7E-05	S/O	2.4E-04	S/O	S/O	S/O	4.3E-04	9.50E-04
Eau Claire – TCE – S	modéré	0.6 – 1.2	0.3 – 8.1	6	2.2E-06	S/O	2.6E-04	S/O	S/O	S/O	9.3E-04	<1E-03
Endicott – TCE – S&G	modéré à élevé	4.32 – 11.32	0.047 – 0.350	21	1.2E-04	1.2E-04	6.4E-04	9.3E-04	1.2E-03	1.4E-03	1.5E-03	4.2E-04 – 7.2E-04
HamiltonSunstrand – 11 DCE – S&G	élevé	9	0.015 – 0.03	32	9.6E-06	6.0E-05	1.1E-04	1.5E-04	2.0E-04	2.6E-04	5.2E-04	5.20E-04
Hopewell Precision – TCE – S&G	élevé	0.8 – 1.3	0.049 – 0.22	13	2.6E-05	2.4E-04	3.9E-04	1.1E-03	1.3E-03	1.8E-03	2.4E-03	1.00E-03
LAFB – TCE & 11DCE – LS	modéré à élevé	4.7 – 5.7	TCE: 0.075–0.170; DCE: 0.0017–0.0018	19	3.7E-06	8.3E-06	1.7E-05	3.7E-05	1.2E-04	1.6E-04	2.3E-04	6.2E-04 – 6.7E-04
Lockwood – TCE & PCE – SL	modéré à élevé	2.4	TCE: 0.066–0.631, PCE: 0.237–2.92	27	7.6E-06	3.5E-05	1.0E-04	3.8E-04	6.7E-04	1.1E-03	1.8E-03	1.50E-04
MADEP 1 TCE – S	modéré	2.1	0.89 – 1.5	2	1.6E-04	S/O	6.0E-04	S/O	S/O	S/O	1.0E-03	8.20E-04
MADEP 2 TCE – S	modéré	2.7	4	1	4.0E-05	S/O	4.0E-05	S/O	S/O	S/O	4.0E-05	8.10E-04
Mountain View TCE – LS	faible à modéré	10.3	3.3	5	4.8E-07	S/O	3.3E-06	S/O	S/O	S/O	3.3E-05	1E-04 – 4E-04
Redfields 11 DCE – S – SI	élevé	0.09–12 (Avg = 4.0)	0.010 – 1	330	1.7E-06	2.8E-05	7.3E-05	1.5E-04	2.9E-04	4.7E-04	1.8E-03	7.00E-04
Twins Inn TCE, cis – DCE, 11 DCE – S	modéré	3.3 – 4.6	TCA: 1.9; DCE: 0.27, TCE 1.0	3	4.1E-06	S/O	1.5E-05	S/O	S/O	S/O	2.0E-05	8.40E-04
Uncasville PCE – S	modéré	2.4	0.19	4	2.6E-04	S/O	3.9E-04	S/O	S/O	S/O	5.2E-04	6.7E-04 – 8E-04
Site 1 TCE – S&G	modéré à élevé	3.5 – 4.5	0.050 – 1.3	169	2.6E-06	5.3E-05	1.5E-04	3.9E-04	7.9E-04	1.2E-03	6.4E-03	

	Fiabilité	Profondeur de la source des vapeurs contaminés (m)	Concentration des vapeurs dans le volume des vides du sol	Nombre	Minimum	25ième	Médiane (50ième)	75ième	90ième	95ième	Maximum	Facteurs d'atténuation EPR Des Directives (modèle J&E)
Harcros – Tri State PCE – S	faible à élevé	3.4 – 4.3	0.17 – 1.4	4	1.4E-06	S/O	6.5E-05	S/O	S/O	S/O	2.5E-04	7E-04 – 8E-04
Wall Township PCD – S	modéré à élevé	-3.2	0.1 – 0.45	33	1.7E-06	2.7E-05	8.2E-05	3.1E-04	5.1E-04	1.1E-03	1.4E-03	8.0E-04
Rapid City – L	faible	4.4	51 – 64	3	9.9E-06	2.1E-05	3.1E-05	3.6E-05	3.8E-05	3.9E-05	4.0E-05	9.9E-05
Cortlandville – S	faible à modéré	1.5	0.1 – 18.5	23	5.1E-05	6.0E-05	1.3E-04	1.2E-03	2.2E-03	3.0E-03	3.7E-03	9.8E-04
<b>Tous les sites</b>				724	4.8E-07	3.0E-05	8.6E-05	2.3E-04	5.8E-04	9.3E-04	6.4E-03	4.3E-04 – 7E-04
<b>Site contaminé des hydrocarbures pétroliers</b>												
BP – BTEX – LS	faible	3.2	0.98 – 11	4	2.6E-06	S/O	9.2E-06	S/O	S/O	S/O	1.7E-05	8.00E-04
MADEP 3 – BTEX – S	modéré	2.4	0.37 – 0.70	4	3.6E-06	S/O	1.4E-05	S/O	S/O	S/O	2.9E-05	8.90E-04
MADEP 4 – BTEX – S	faible	3.4	4.6 – 8.6	2	8.0E-06	S/O	1.0E-05	S/O	S/O	S/O	1.3E-05	7.80E-04
MADEP 6 – BTEX – S	faible	0.8	0.03 – 7.1	4	3.4E-05	S/O	1.0E-04	S/O	S/O	S/O	2.1E-04	<1E-03
MADEP 7 – BTEX – S	faible	2.7	3.5 – 15.7	3	5.9E-07	S/O	9.6E-07	S/O	S/O	S/O	2.4E-06	8.30E-04
Stafford MTBE – S	élevé	1.5 – 3.2	156 – 590	1	1.3E-05	S/O	1.3E-05	S/O	S/O	S/O	1.3E-05	9.80E-04
Stafford BTEX – S	faible	1.5 – 3.2	1.1 – 43	8	6.9E-07	S/O	1.4E-06	S/O	S/O	S/O	5.1E-06	9.80E-04
Mount Holly BTEX	faible	0.8	0.31 – 2.1	4	2.7E-06	S/O	6.7E-06	S/O	S/O	S/O	1.7E-05	<1E-03
<b>Tous les sites</b>				30	5.9E-07	2.4E-06	4.9E-06	1.6E-05	3.7E-05	1.0E-04	2.1E-04	

## B5.0 PROCESSUS DE TRI DES DONNÉES EMPIRIQUES

L'approche adoptée pour l'évaluation des données sur les alphas empiriques consistait en trois activités principales :

- **Examen de la qualité des données** – Cette étape consiste à éliminer les données de mauvaise qualité.
- **Filtrage des données** – Plusieurs filtres ont été appliqués aux données afin d'éliminer les moins fiables.
- **Évaluation de la fiabilité des données** – Une évaluation de la fiabilité des données a été effectuée sur les données restantes. Elle était basée sur un système de classement comparatif dans lequel les données étaient classées selon une fiabilité haute, moyenne ou faible.

Le processus de tri est décrit dans le texte qui suit.

### B5.1 Examen de la qualité des données

La première étape du processus d'examen était de trier les données de faible qualité. La mauvaise qualité des données peut être imputable à plusieurs facteurs, entre autres des méthodes d'échantillonnage et d'analyse inappropriées ou encore désuètes ainsi que des cas particuliers où les contrôles de la qualité indiquent que la précision ou l'exactitude des données s'écartent des limites généralement acceptées. Pour certains des sites faisant l'objet d'études de cas, la documentation limitée des méthodes rend difficile l'évaluation de la qualité des données. Les critères minimaux adoptés pour cette étape d'examen de la qualité des données étaient les suivants :

1. Données simultanées ou quasi simultanées (c.-à-d. prises à l'intérieur de quelques mois) sur l'eau souterraine ou sur les vapeurs du sol couplées à des données sur l'air intérieur. Une exception a été faite pour les données sur l'eau souterraine de quelques sites lorsque qu'il est attendu que les concentrations dans l'eau souterraine ne devraient pas varier selon les saisons.
2. Analyse de l'air intérieur menée selon la méthode U.S. EPA Method TO-15 (c.-à-d. échantillonnage avec des canisters Summa).
3. Aucune apparence de source de bruit de fond de COV d'intérêt telle que des récipients ouverts de solvant ou de gaz ou une utilisation récente et significative de ces composés chimiques.

Des points de données spécifiques à certains bâtiments et, dans quelques cas, des ensembles complets de données sur un site particulier ont été exclus de l'étude en fonction de ces critères.

### B5.2 Filtrage des données

La seconde étape du processus d'examen consistait à appliquer plusieurs filtres aux données afin d'éliminer les données non fiables ou peu fiables. Les filtres appliqués tenaient compte de l'intensité de la source, des rapports de concentration, des valeurs alpha minimum et des seuils de détection, avec un filtrage additionnel pour les grands ensembles de données.

#### B5.2.1 Filtrage pour l'intensité de la source de vapeur

Le filtrage le plus important visait à éliminer les données représentant des sources de faible intensité, où la concentration de vapeur du sol à la source était trop faible pour permettre de distinguer les concentrations de vapeur à l'intérieur des concentrations correspondant au bruit de fond typique, et ce, basé sur des valeurs alpha conservatrices. Les alphas résidentiels bruts (non filtrés) pour l'eau souterraine varient de  $3,4 \times 10^{-7}$  à  $8 \times 10^{-1}$  tandis qu'ils peuvent varier de  $1,0 \times 10^{-6}$  à 5,4 pour les vapeurs du sol (figures B3 à B5). Pour l'eau souterraine, les composés chimiques présentés correspondent à plus de 95 % des points de données; pour les vapeurs du sol, toutes les données sont présentées. Les alphas montrent une tendance à la baisse quand le rapport de concentration de vapeur sur la concentration de bruit de fond augmente; les figures B4 et B5 de cette annexe montrent les données pour les composés chimiques clés. On considère que la principale raison du déclin des alphas de la plupart des composés chimiques est l'influence du bruit de fond dans le milieu. Les autres raisons comprennent un biais négatif dans les concentrations de vapeur du sol imputable à des données non représentatives (c.-à-d. recueillies au mauvais endroit) ou à des techniques d'échantillonnage inappropriées. En général, l'estimation des concentrations à la source près du périmètre d'un panache comportera une incertitude plus grande. Dans le cas de concentrations à la source de forte intensité, la diminution des alphas des bâtiments situés au-dessus des panaches dissous pourrait être imputable à des limitations du flux de matière, c'est-à-dire que le flux disponible pour l'intrusion de vapeur est limité par le flux transporté dans l'eau souterraine.

Figure B3 Valeurs alpha – eau souterraine (données non filtrées)

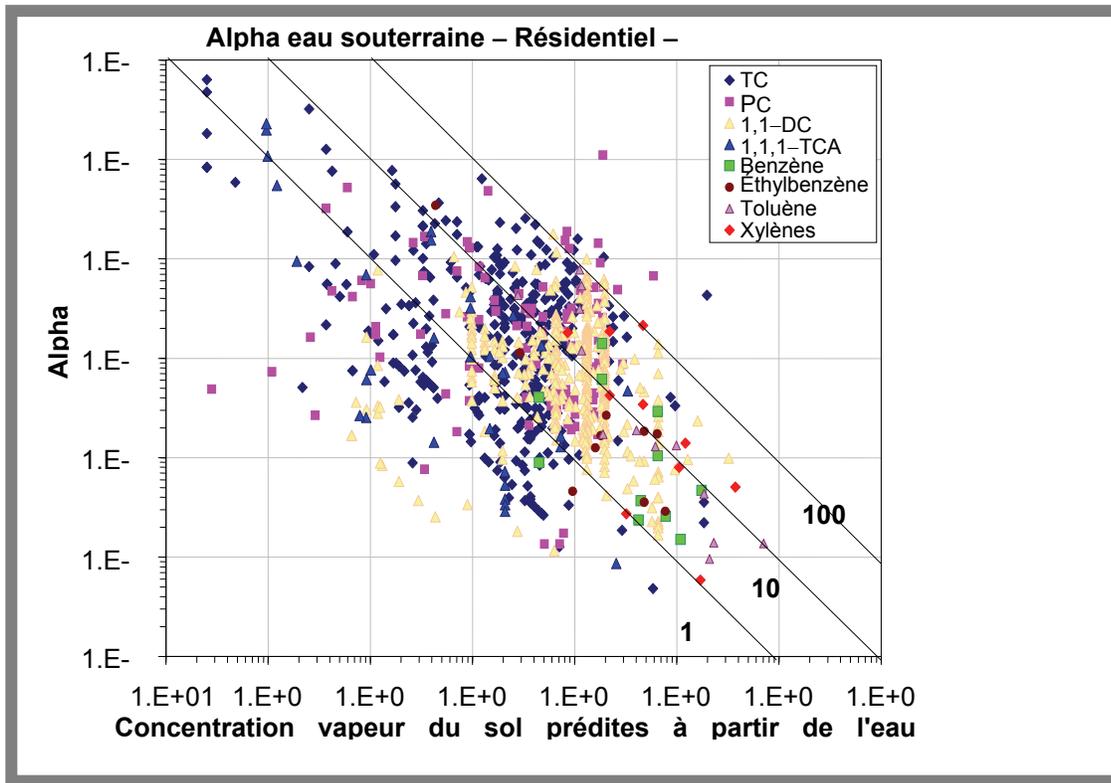


Figure B4 Valeurs alpha – eau souterraine normalisés aux concentrations de bruit de fond (données non filtrées)

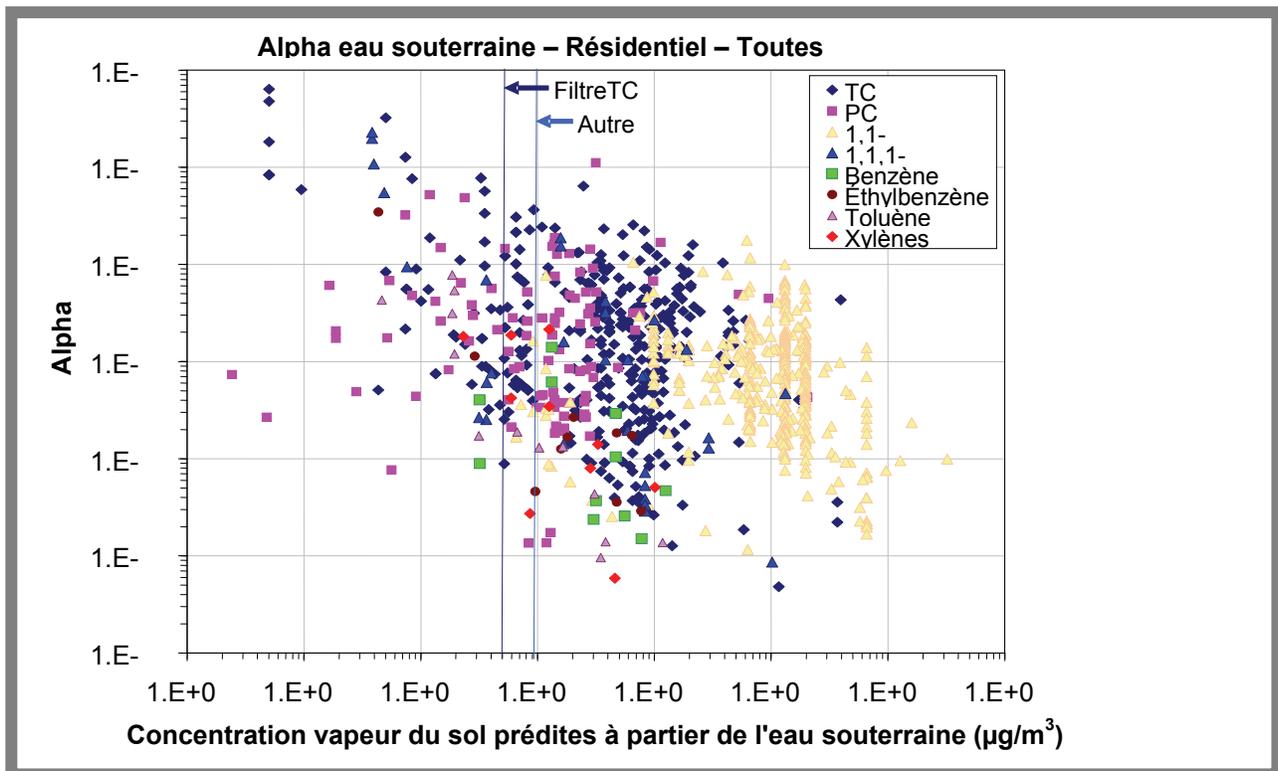
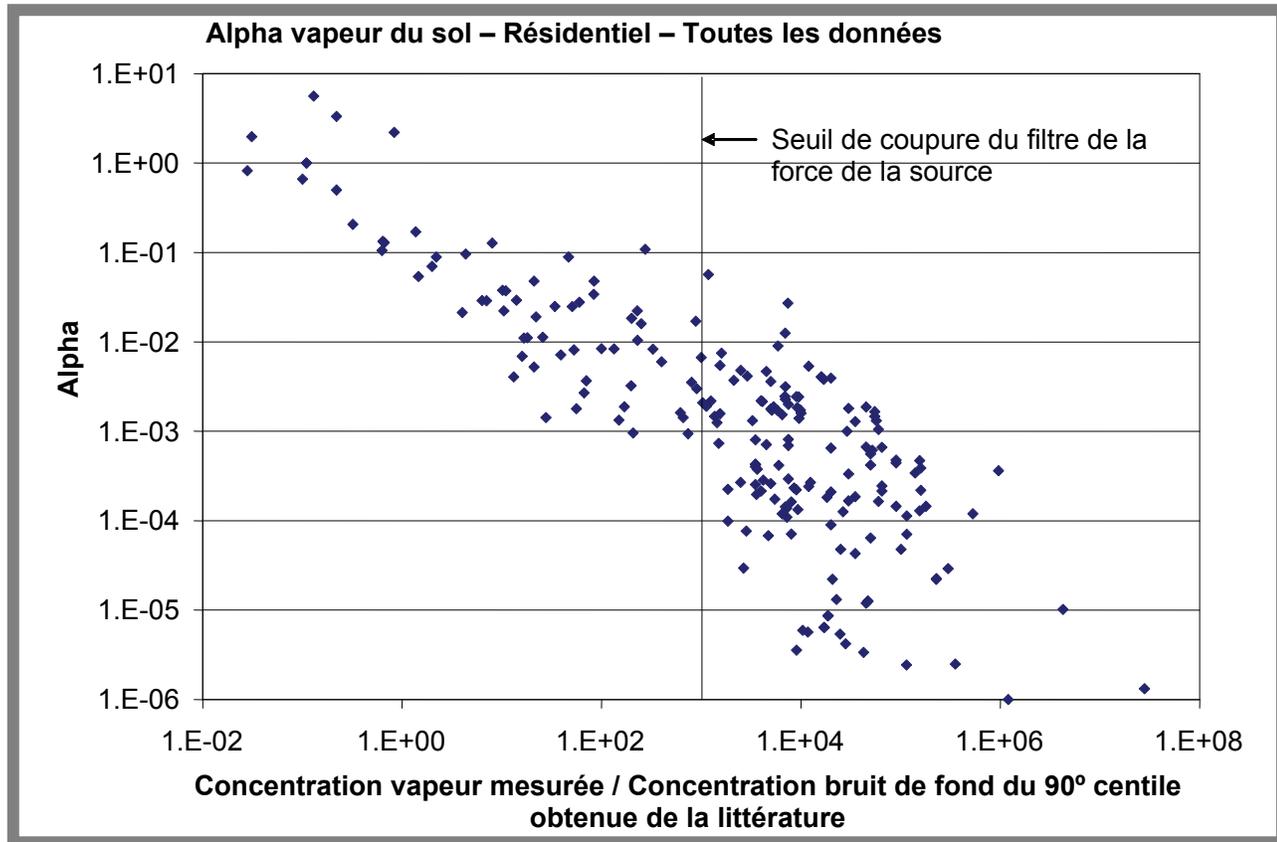


Figure B5 Valeur alpha – vapeurs du sol normalisées aux concentrations de bruit de fond (données non filtrées)



L'examen des données a été réalisé sur des mesures prises pour des bâtiments particuliers. Les données étaient retenues pour l'étude des facteurs d'atténuation seulement si elles respectaient les conditions (voir les formules B3, B4 et B5).

Pour le TCE, un critère de filtrage des données sur l'eau souterraine de 5 000 fois la valeur du bruit de fond (tableau B1) a été appliqué. La valeur  $C_{\text{bruit de fond}}$  est la médiane du 90<sup>e</sup> centile des concentrations de bruit de fond de multiples études, basée sur une revue des valeurs publiées sur des bâtiments présumément non affectés par l'intrusion de vapeur du sol. Il est admis qu'il y ait une incertitude dans les concentrations de bruit de fond de COV; cependant, comme l'objectif est de filtrer les données, on a jugé raisonnable d'utiliser des valeurs se situant approximativement dans le 90<sup>e</sup> centile.

La justification de l'utilisation de ces critères de filtrage est d'écartier les valeurs alpha qui seraient potentiellement influencées par le bruit de fond dans le milieu, compte tenu de l'intensité de la source.<sup>4</sup> Une évaluation de différents critères

de filtrage des données sur l'eau souterraine a montré que les valeurs alpha diminuaient à mesure que les critères de filtrage étaient augmentés (figure B5). La différence dans les centiles et les valeurs maximales était relativement faible avec les critères de filtrage de 5 000 et 10 000, ce qui suggère que ce critère ait été raisonnable.

Une méthode de filtrage consistant en un tri des données avec des concentrations dans l'air intérieur moindres qu'une valeur limite supérieure basée sur la concentration de bruit de fond (p. ex., le 90<sup>e</sup> centile des valeurs publiées) a aussi été évaluée. Cependant, ce filtre comporte un biais inhérent car il écarte les valeurs alpha faibles. De plus, ce filtre a été inefficace pour éliminer la tendance à la baisse des alphas quand la concentration de vapeur du sol augmente, et ce, puisqu'il est basé sur l'intensité de la source (p. ex., pour le TCE, ce filtre donnerait des alphas eau souterraine aussi élevés que 0,05; voir figure B3).

Un aspect subtil mais important consiste à savoir si le processus de filtrage introduit un biais dans le sous-ensemble d'alphas empiriques utilisé pour développer les alphas du guide d'orientation. Comme il est démontré dans cette annexe, dans le cas de données sur les sources de très faible intensité, la concentration de bruit de fond et le seuil de détection font que les alphas résultants sont clairement biaisés à la hausse

<sup>4</sup> Dans quelques cas, des valeurs marginales ne satisfaisant pas aux critères précités ont été retenues; toutefois, ces données sont clairement identifiées dans les tableaux et les figures qui suivent.

et ne devraient pas être utilisés. Cependant, pour certaines données marginales (c.-à-d. dont la concentration se situe tout juste sous le seuil de coupure du filtre), il n'est pas clairement établi si ces données sont potentiellement biaisées ou si les facteurs précités influencent de façon marquée la valeur alpha. Le problème posé par les données non représentatives, lequel signifie que les données sur l'eau souterraine ou sur les vapeurs du sol recueillies à l'extérieur ne sont pas représentatives des conditions existant sous le bâtiment, est peut-être le plus difficile à résoudre, car il y a une variabilité dans les concentrations de vapeur sous la surface du sol et des contraintes pratiques dans les programmes d'échantillonnage sur le terrain. Dans une certaine mesure, la cueillette de données non représentatives est difficile à éviter.

Bien qu'on puisse argumenter que des données non représentatives devraient être incluses dans l'analyse des alphas empiriques afin de refléter la variabilité des conditions réelles, ce guide veut plutôt mettre l'accent sur la caractérisation appropriée des sites et la délimitation des concentrations près des bâtiments. Pour cette raison, il a été considéré approprié d'appliquer un filtrage relativement agressif des données, lequel permettrait d'écarter les données sur les sources de faible intensité.

Les concentrations prédites de vapeur provenant de l'eau souterraine ont été calculées au moyen d'une constante de Henry ajustée pour la température selon la méthode décrite dans Environmental Quality Management, Inc. (2004) (figure B7).

(B3)

---


$$\text{Alpha sous dalle : } C_{\text{vapeurs sous dalle}} > 100 \times C_{\text{bruit de fond}}$$


---

(B4)

---


$$\text{Alpha vapeur du sol : } C_{\text{vapeurs du sol mesurées}} > 1\,000 \times C_{\text{bruit de fond}}$$


---

(B5)

---


$$\text{Alpha eau souterraine : } C_{\text{vapeurs du sol prédites}} > 10\,000 \times C_{\text{bruit de fond}}$$


---

Figure B6 Effet des critères de filtrage sur les alphas - eau souterraine

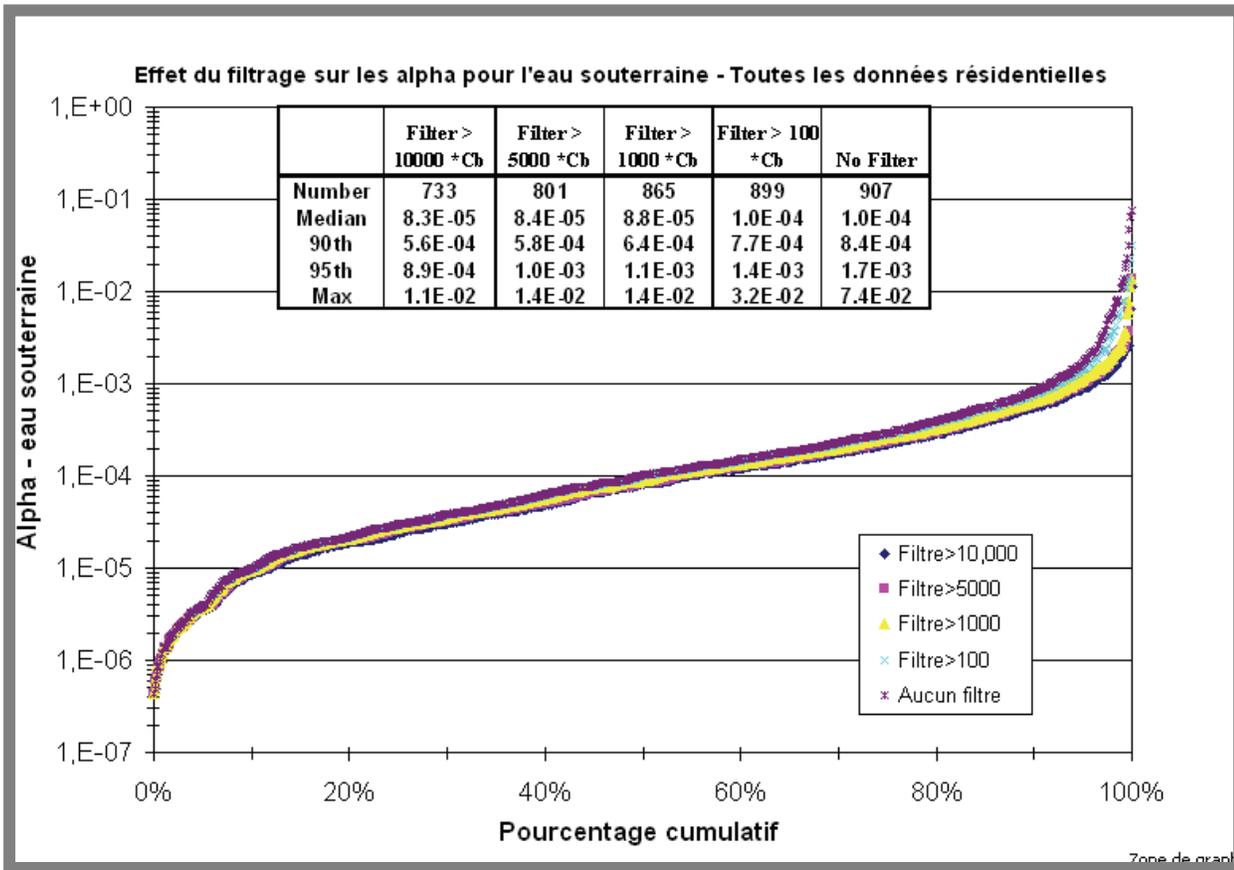
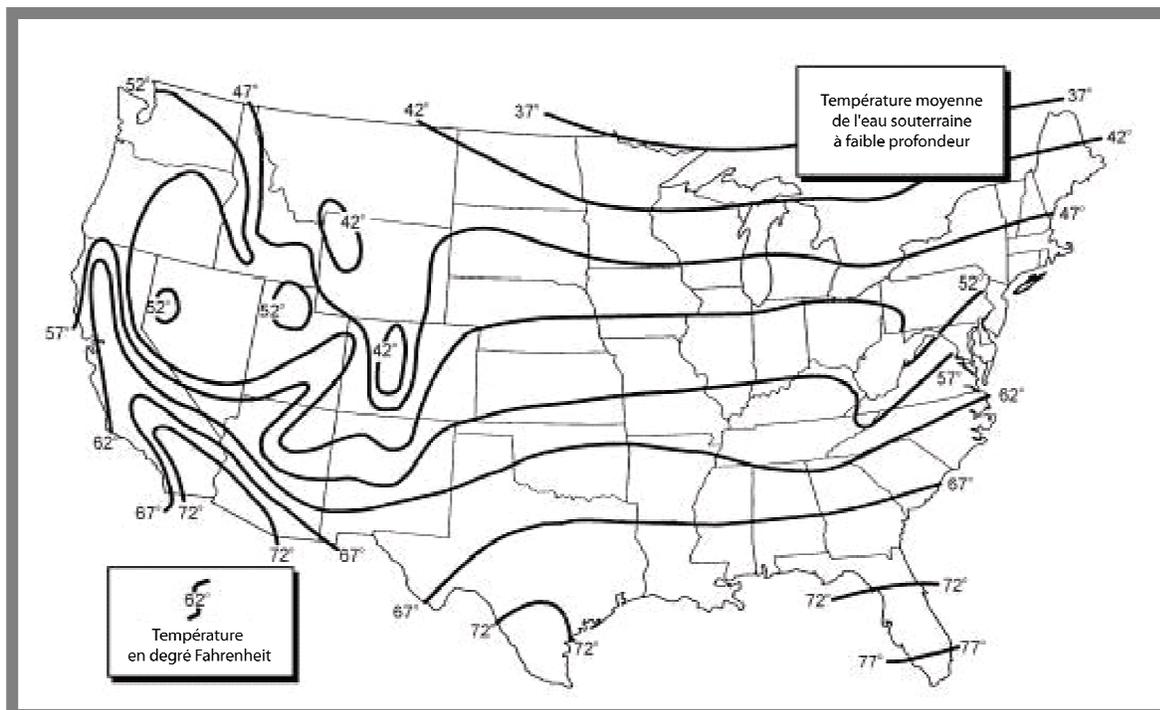


Figure B7 Températures moyennes de l'eau souterraine à faible profondeur aux États-Unis



Source : U.S. Environmental Quality Management, Inc., 2004.

### B5.2.2 Ratio des concentrations (Alpha)

Lorsque plusieurs composés chimiques potentiellement préoccupants qui possèdent des propriétés de transport et un devenir similaires étaient en présence, le ratio des concentrations de vapeur dans le sol et dans l'air intérieur (soit alpha) de certains d'entre eux a été comparé afin de déterminer si un filtrage des données était nécessaire. Il peut être attendu que le facteur d'atténuation de vapeur soit similaire pour des composés chimiques qui ont des devenirs et des propriétés de transport similaires. Les groupes de composés chimiques aux propriétés similaires sont les BTEX dans le cas d'un site contaminé par les hydrocarbures pétroliers ainsi que les PCE et les TCE dans un site affecté par des solvants chlorés. La comparaison de l'alpha du 1,1-DCE à celui d'autres composés chimiques peut aussi apporter des informations utiles quant à la fiabilité des données étant donné l'absence de sources de bruit de fond de 1,1-DCE. Par exemple, des alphas nettement plus élevés pour le PCE ou le TCE par rapport au 1,1-DCE donnent à penser que des sources de bruit de fond de PCE ou de TCE dans l'air intérieur pourraient exister. Comme les taux d'atténuation peuvent varier à cause des processus de biodégradation ou de biotransformation, seules des différences importantes (c.-à-d. d'ordre de grandeur) dans les rapports de concentrations peuvent indiquer des problèmes de cohérence des données.

L'examen basé sur les rapports de concentrations (alpha) qui a été retenu pour cette étude nécessitait le calcul des rapports alpha pour les composés chimiques potentiellement préoccupants, et ce, pour chaque mesure prise dans un bâtiment. Le rapport alpha a été calculé en utilisant au dénominateur la plus faible des valeurs alpha des différents

composés chimiques d'intérêt. Par exemple, si les alphas du PCE et du TCE étaient de  $5 \times 10^{-4}$  et  $1 \times 10^{-4}$  respectivement, le rapport alpha serait de cinq pour le PCE (et de un pour le TCE). Le filtrage des données appliqué dans la plupart des cas éliminait les points donnés dont le rapport alpha était supérieur à 10. L'utilisation de ce facteur de 10 se justifie par le fait qu'on puisse s'attendre à une certaine variabilité du rapport alpha à cause de légères différences dans le devenir et dans les propriétés de transport ainsi que dans la précision des analyses. Dans quelques cas qui faisaient intervenir des données anormales, le filtrage du rapport alpha n'a pas été appliqué.

Les graphiques de concentration peuvent aussi servir à évaluer les tendances dans les données et à repérer de possibles points aberrants associés à des sources de bruit de fond de COV. Une des méthodes d'analyse des données implique le calcul d'un « super-ratio » (voir la formule B6), où  $(C1/C2)_{\text{air}}$  est le rapport de la concentration dans l'air intérieur des composés chimiques 1 et 2,  $(C1/C2)_{\text{es}}$  est le rapport de leur concentration dans l'eau souterraine et  $(H2/H1)$  est le rapport de leur constante de Henry. Le « super ratio » a été calculé pour le site de Redfields au Colorado où un large panache d'eau souterraine, consistant principalement en 1,1-DCE et en TCE, a migré sous une zone résidentielle (figure B8).

Un « super ratio » supérieur à 1 de façon significative indique que la concentration de TCE dans l'air intérieur pourrait avoir été influencée par des sources de bruit de fond, en supposant que le devenir et les caractéristiques de transport du 1,1-DCE et du TCE soient semblables

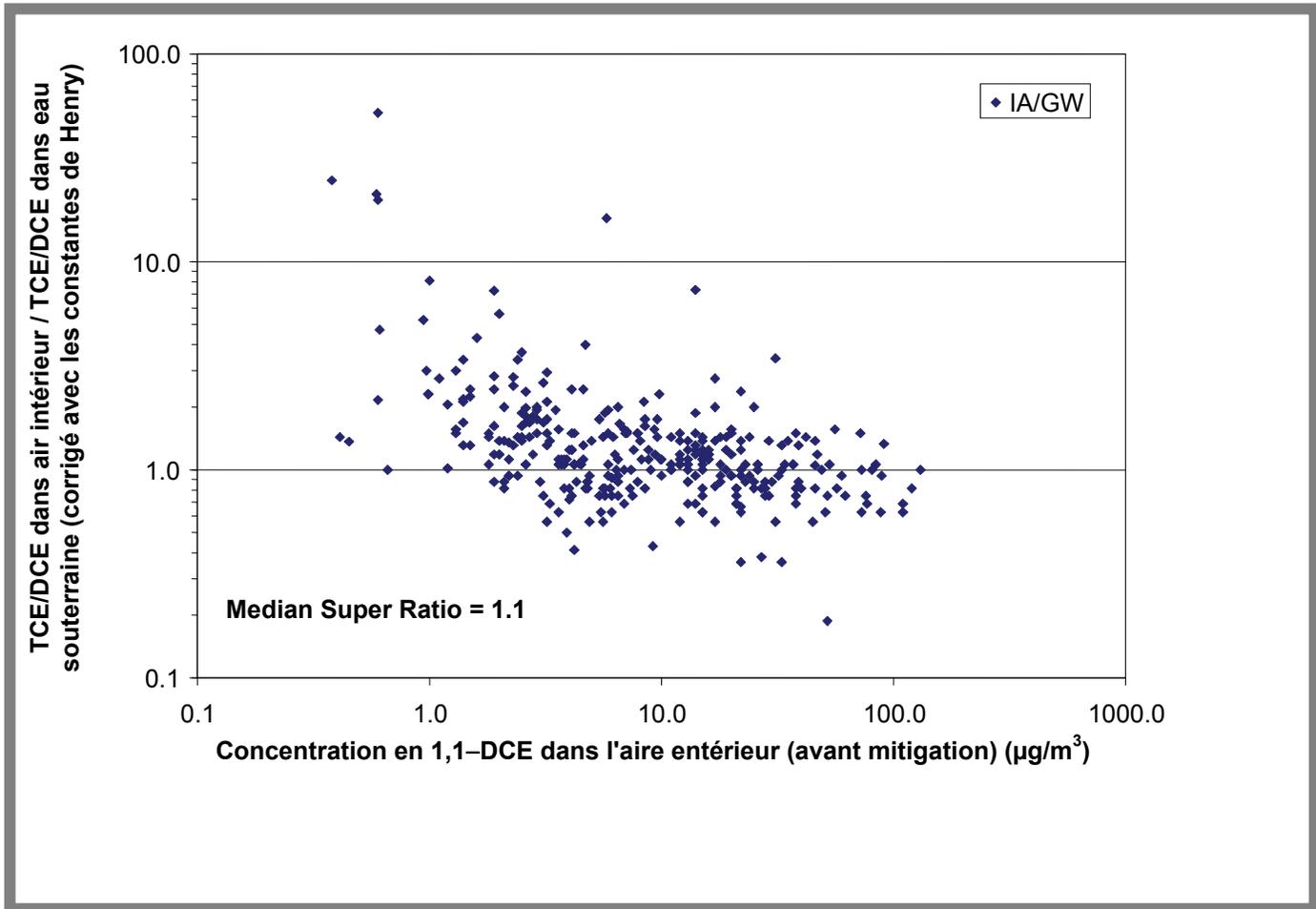
(B6)

---


$$\text{Super ratio} = (C1/C2)_{\text{air}} / [ (C1/C2)_{\text{es}} * (H2/H1) ]$$


---

Figure B8 Évaluation de l'influence possible des concentrations de bruit de fond au moyen des rapports de concentration



Note : IA/GW, ratio du concentration en air au concentration dans l'eaux souterraines N = 344; données fournies par Jeff Kurtz, Envirogroup

### **B5.2.3 Filtrage des données basé sur le alpha minimal et la limite de détection**

Des concentrations dans l'air intérieur qui dépassent les concentrations de vapeur dans le sol, ou qui sont seulement un peu plus faibles que ces dernières, font ressortir la présence de sources de bruit de fond du composé chimique d'intérêt plutôt que la présence d'une source de vapeur dans le sol. Ceci est explicable par le fait qu'un minimum de dilution des vapeurs du sol par la ventilation du bâtiment est anticipé. Le filtre suivant a été adopté :

Si  $C_{\text{vapeur}} < 10 * C_{\text{air}}$  ; les données sont filtrées et écartées de l'ensemble de données.

Tous les points de données pour lesquels la concentration dans l'eau souterraine, dans les vapeurs du sol ou dans les vapeurs sous la dalle était inférieure au seuil de détection analytique (RL) ont été filtrés. Cependant, les données pour lesquelles la concentration dans l'air intérieur était inférieure au seuil de détection n'ont pas été filtrées. Les données en dessous de la limite de détection ont plutôt été remplacées par le seuil de détection. Les paires de données dont les concentrations dans l'air intérieur étaient inférieures à la limite de détection n'ont pas été écartées car l'élimination de ces données avec des valeurs alpha faibles aurait résulté en un biais à la hausse de la distribution des alphas.

### **B5.2.4 Filtre additionnel facultatif pour de grands ensembles de données**

Dans le cas des sites comportant de nombreux bâtiments, et pour lesquels des mesures sur l'air intérieur sont disponibles (c.-à-d. plusieurs centaines), un second filtrage de données a été effectué en plus du filtre sur l'intensité de la source lorsque des données additionnelles de faibles concentrations étaient éliminées. Cette opération est justifiée par le fait que les données de faibles concentrations, près de la périphérie d'un panache dissous, auraient tendance à être moins fiables et donc que l'interpolation des concentrations dans l'eau souterraine sous les bâtiments comporterait davantage d'incertitude. Cette étape d'examen a été appliquée seulement pour les sites où, après le filtrage selon l'intensité de la source, il restait encore suffisamment de points de données pour déterminer un alpha représentatif. Cette étape a été réalisée seulement pour les sites CDOT (Colorado Department of Transport) et Redfields, pour lesquels seules les données sur les maisons avec des concentrations interpolées de 1,1-DCE dans l'eau souterraine plus grandes que 10 µg/L ont été retenues.

### **B5.2.5 Considérations relatives aux sites avec plusieurs composés chimiques et campagnes de suivi**

La base de données filtrées consistait principalement en une valeur alpha pour un composé chimique unique par bâtiment. La base de données sur les solvants chlorés contenait les alphas pour des composés chimiques multiples pour cinq des vingt-et-un sites et plusieurs campagnes de suivi pour un site. Cependant, le nombre de bâtiments représentés par ces sites était petit, entre un et huit bâtiments. La plupart des sites affectés par des hydrocarbures pétroliers avaient des alphas pour des composés chimiques multiples (c.-à-d. les BTEX); toutefois, cette base de données contenait des valeurs alpha pour seulement un ou deux bâtiments par site. Aucun filtrage supplémentaire n'a été effectué pour écarter les données portant sur des composés chimiques et des suivis multiples (c.-à-d. pour déterminer un seul alpha par bâtiment), puisque le nombre de sites représenté par des alphas multiples était limité et que les données sur des composés chimiques et des suivis multiples donnent de l'information sur la variabilité naturelle qui peut être attendue lors de la détermination de valeur alpha.

## **B5.3 Évaluation de la fiabilité des données**

Pour les fins de cette évaluation, la fiabilité des données est définie comme la cohérence et la pertinence des données. La première étape de l'évaluation de la fiabilité consistait en une analyse des relations entre les données visant à déterminer s'il y avait des indices d'intrusion de vapeur du sol. Cette analyse intégrée des données, appelée **analyse du chemin de migration des vapeurs**, portait sur les aspects suivants :

1. Les relations spatiales entre le panache d'eau souterraine, le panache de vapeur du sol et les concentrations mesurées dans l'air intérieur des bâtiments (y a-t-il une tendance consistante?);
2. La corrélation entre les concentrations estimées dans l'eau souterraine ou la concentration de vapeur du sol sous un bâtiment et la concentration mesurée dans l'air intérieur (s'il y a intrusion de vapeur par volatilisation d'eau souterraine, on devrait, dans une certaine mesure, observer une relation);
3. Les tendances des rapports de concentrations pour différents composés chimiques avec des devenirs et des propriétés de transport similaires, dans des sites affectés par des contaminants multiples (les rapports de concentration de l'eau souterraine, les vapeurs du sol et l'air intérieur sont-ils similaires?).

Lorsque disponibles, les profils des vapeurs du sol peuvent aussi servir à évaluer le potentiel d'intrusion de vapeur. Par exemple, une bioatténuation verticale significative des

concentrations de vapeur près d'un bâtiment pourrait indiquer un faible potentiel d'intrusion de vapeur, à condition qu'il y ait des indices que la biodégradation a aussi lieu sous le bâtiment.

En raison de l'incertitude inhérente aux données alpha, on ne prévoit pas observer de corrélations statistiquement significatives entre les données. Par exemple, dans des sites où de multiples bâtiments au-dessus d'un panache dans l'eau souterraine ont été testés, on remarque généralement une dispersion considérable et une faible corrélation entre les données quand les paires de données sur l'eau souterraine et l'air intérieur sont comparées. Cependant, dans les sites où se produit une intrusion de vapeur du sol, une relation qualitative entre les données qui révèle cette intrusion de vapeur est généralement observée.

Dans quelques cas, l'évaluation de la fiabilité a aussi fait appel à d'autres données de tests complémentaires. Par exemple, dans plusieurs sites, des données sur la concentration dans l'air intérieur, avant et après que des mesures aient été prises pour prévenir l'advection de gaz du sol (dépressurisation sous la dalle), ont été utilisées afin de déduire si une intrusion de vapeur avait lieu ou non. Si des changements significatifs étaient observés dans les concentrations mesurées dans l'air avant et après de telles mesures, il est probable qu'il y ait eu intrusion de vapeur, en supposant qu'aucune autre condition ne change. L'analyse de l'air directement au-dessus des fissures et d'autres ouvertures peut aussi aider à déterminer s'il y a intrusion de vapeur.

La seconde étape de l'évaluation de la fiabilité consistait à comparer les concentrations mesurées dans l'air intérieur aux concentrations de bruit de fond du 90<sup>e</sup> centile présentées au tableau B1. Si les concentrations dans l'air intérieur dépassaient la concentration de bruit de fond du 90<sup>e</sup> centile, la probabilité que la concentration dans l'air intérieur représente, du moins en partie, une source de vapeur serait alors relativement élevée. Lorsque disponibles, des études menées pour des projets spécifiques, qui impliquaient des bâtiments témoins à l'extérieur de la zone contaminée, ont aussi été considérées pour l'évaluation des données sur les concentrations de bruit de fond.

L'échelle de fiabilité a été basée sur les critères suivants :

- **Fiabilité élevée** – Indices d'intrusion de vapeur basés sur une analyse du chemin de migration des vapeurs (c.-à-d. observation de relations positives dans les données), et concentrations dans l'air intérieur > 90<sup>e</sup> centile des concentrations de bruit de fond;
- **Fiabilité modérée** – Pas d'indices d'intrusion de vapeur d'après une analyse du chemin de migration des vapeurs et concentrations dans l'air intérieur > 90<sup>e</sup> centile des concentrations de bruit de fond;

- **Fiabilité faible** – Pas d'indices d'intrusion de vapeur d'après une analyse du chemin de migration des vapeurs et concentrations dans l'air intérieur < 90<sup>e</sup> centile des concentrations ambiantes.

Les données ayant une fiabilité faible représentent les valeurs limites supérieures des alphas puisque l'alpha réel est probablement plus petit en raison du bruit de fond dans le milieu. Les données ayant une fiabilité faible ont été conservées car le nombre de mesures sur les hydrocarbures pétroliers est limité.

L'analyse présentée dans les sections qui suivent indique que dans la plupart des sites où les BTEX, et certains sites où le PCE étaient les composés chimiques potentiellement préoccupants, les alphas empiriques étaient de fiabilité faible, ce qui indique que des sources de bruit de fond de ces composés chimiques aient probablement biaisé à la hausse l'estimation des alphas.

## B6.0 RÉSULTATS DU CALCUL DES ALPHAS EMPIRIQUES

### B6.1 Alphas – eau souterraine

Des données empiriques sur les alphas de l'eau souterraine à l'air intérieur sont disponibles pour 31 sites (27 résidentiels et 4 commerciaux). Les 27 sites résidentiels sont représentés par des données sur 20 sites affectés par des solvants chlorés et 7 sites par des hydrocarbures pétroliers. Les quatre sites commerciaux ont fait l'objet de tests pour les solvants chlorés seulement. Le nombre total de bâtiments résidentiels dans chaque site pour lesquels les alphas (non filtrés) ont été calculés varie largement, comme il peut être constaté ci-dessous :

	Solvants chlorés	Hydrocarbures pétroliers
1 à 9 bâtiments	14 sites	7 sites
10 à 100 bâtiments	7 sites	aucun site
> 100 bâtiments	2 sites	aucun site

#### B6.1.1 Alphas des solvants chlorés pour les sites résidentiels

##### B6.1.1.1 Évaluation de la fiabilité des données

Les alphas résidentiels pour les solvants chlorés correspondant aux désignations des fiabilités élevée, modérée et faible sont montrés aux figures B9 et B10. La majorité des points donnés correspondent à des données de fiabilité élevée. L'alpha médian ayant une fiabilité élevée ( $1,1 \times 10^{-4}$ ) est plus grand que les alphas des fiabilités modérée ( $2,8 \times 10^{-5}$ ) et faible ( $8,8 \times 10^{-6}$ ). Les alphas des solvants chlorés de sites individuels sont montrés à la figure B11. Les paramètres statistiques des sites individuels sont présentés dans le tableau B2.

Figure B9 Valeurs alpha – eau souterraine versus concentrations de vapeur classifiées selon leur fiabilité pour des sites contaminés aux solvants chlorés (données filtrées)

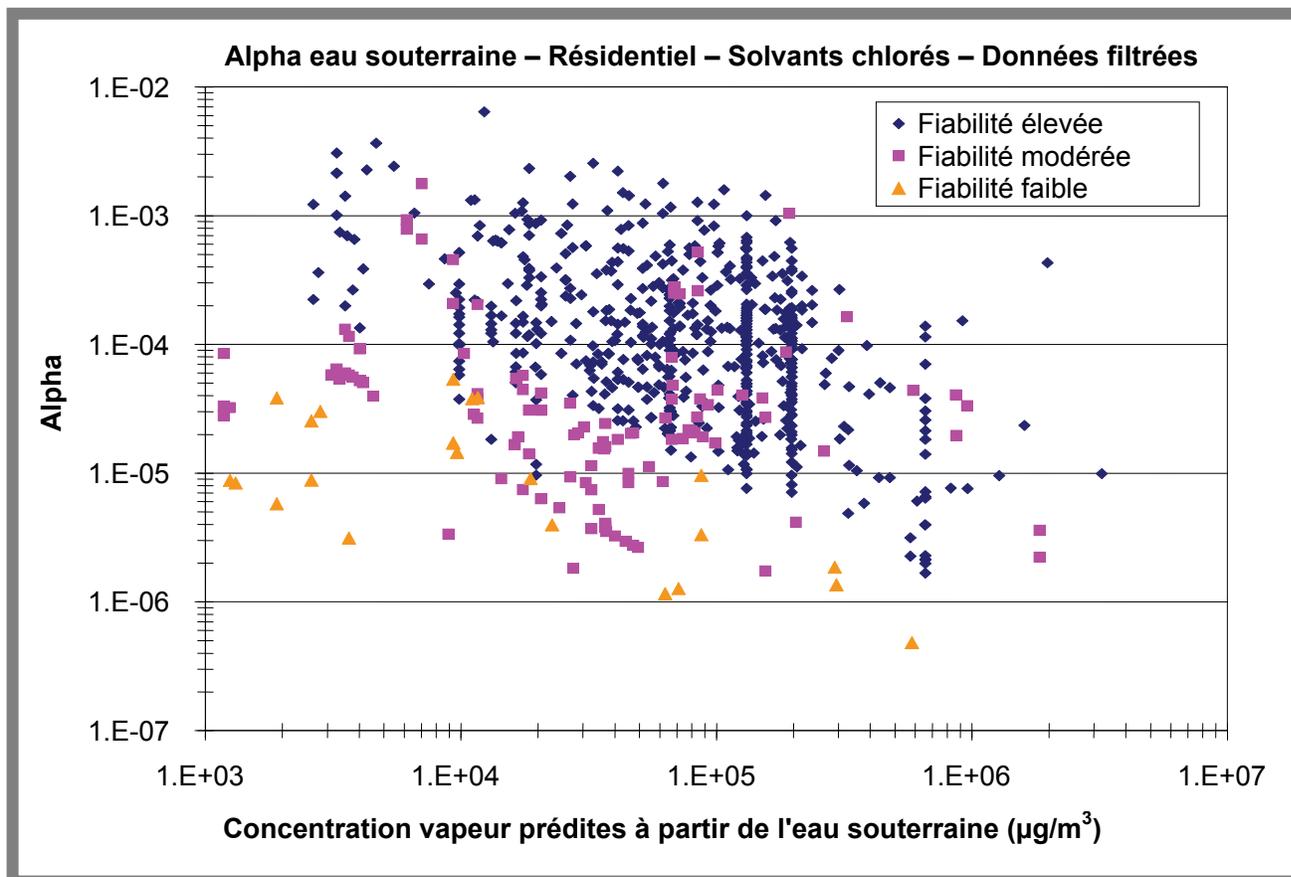


Figure B10 Concentrations dans l'air intérieur versus concentrations de vapeur classifiées selon leur fiabilité pour des sites contaminés aux solvants chlorés (données filtrées)

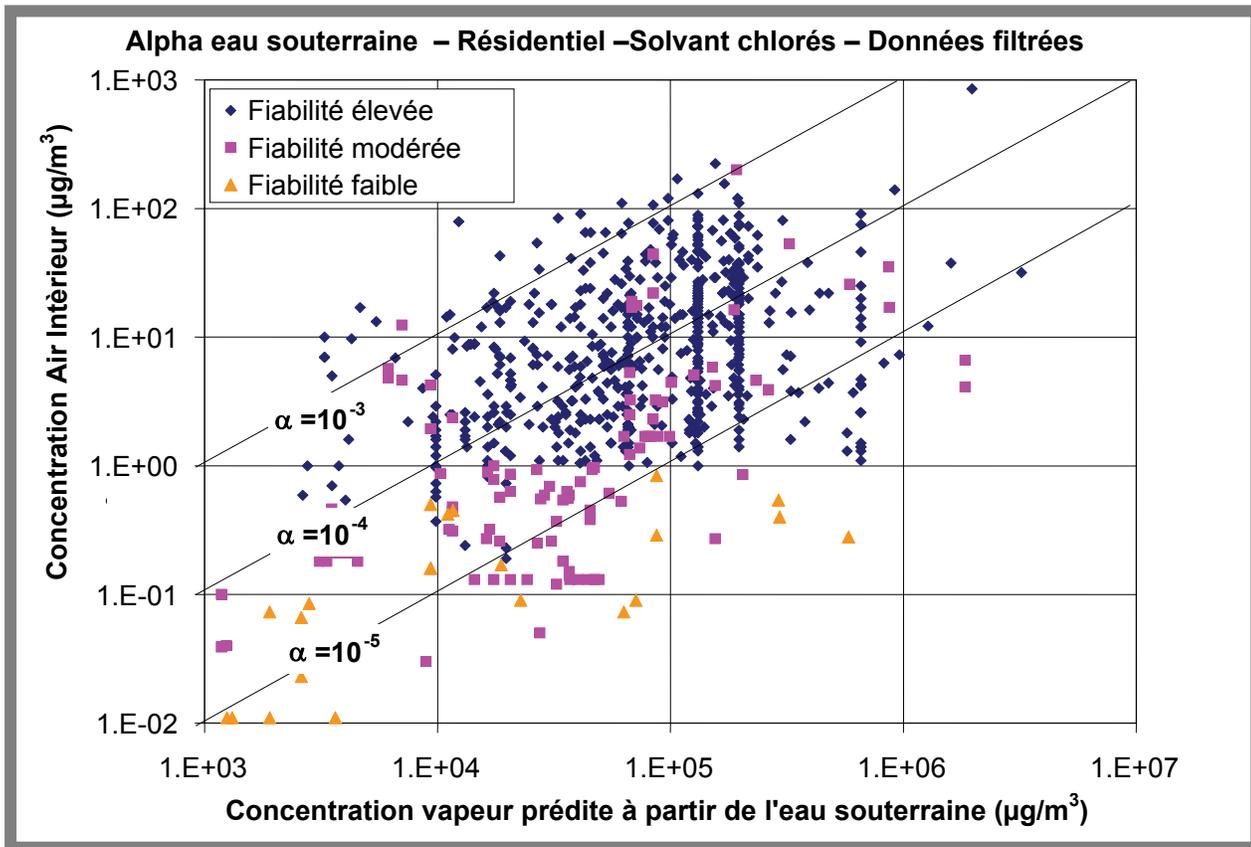
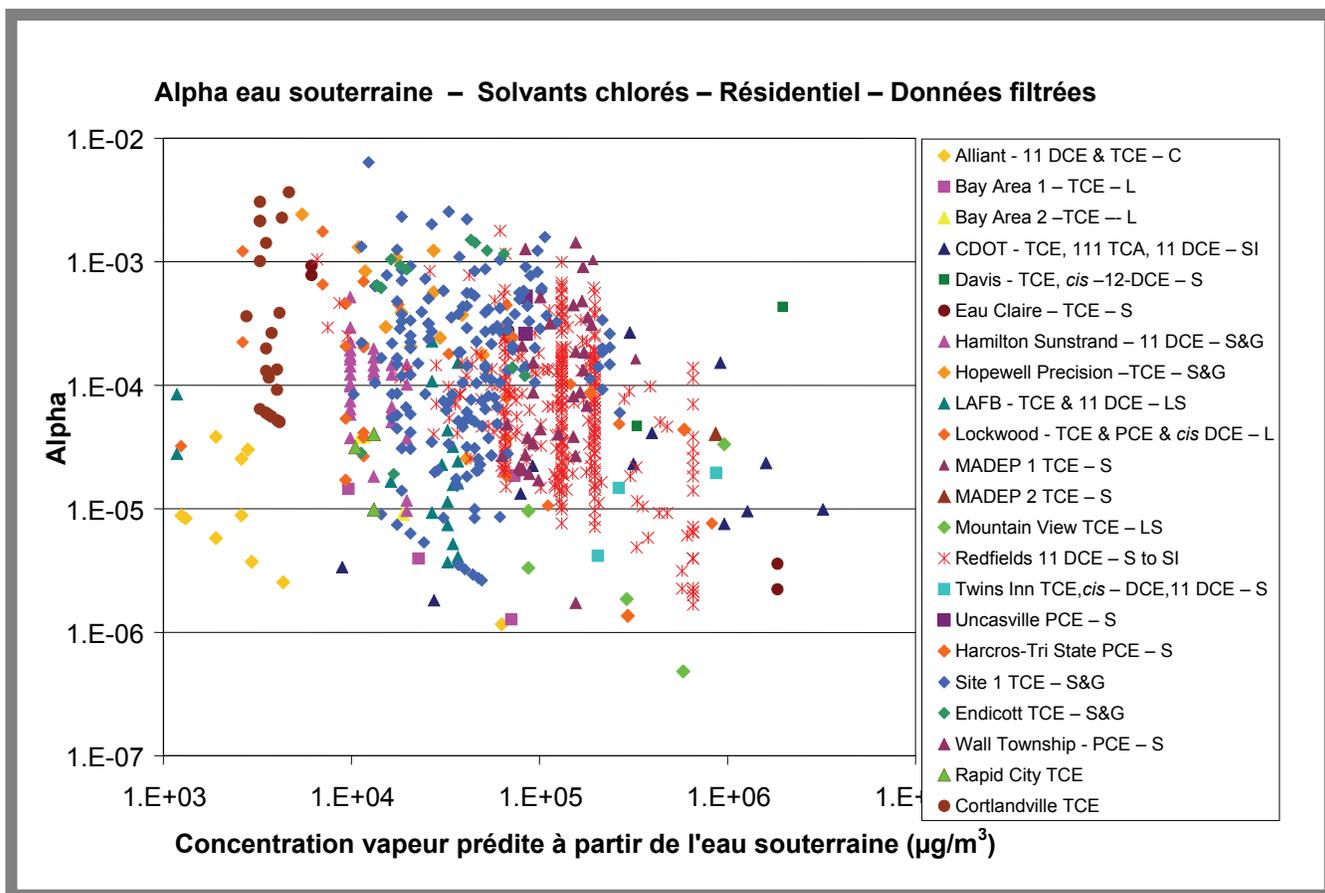


Figure B11 Valeurs alpha – eau souterraine versus concentrations de vapeur pour des sites contaminés aux solvants chlorés (données filtrées)



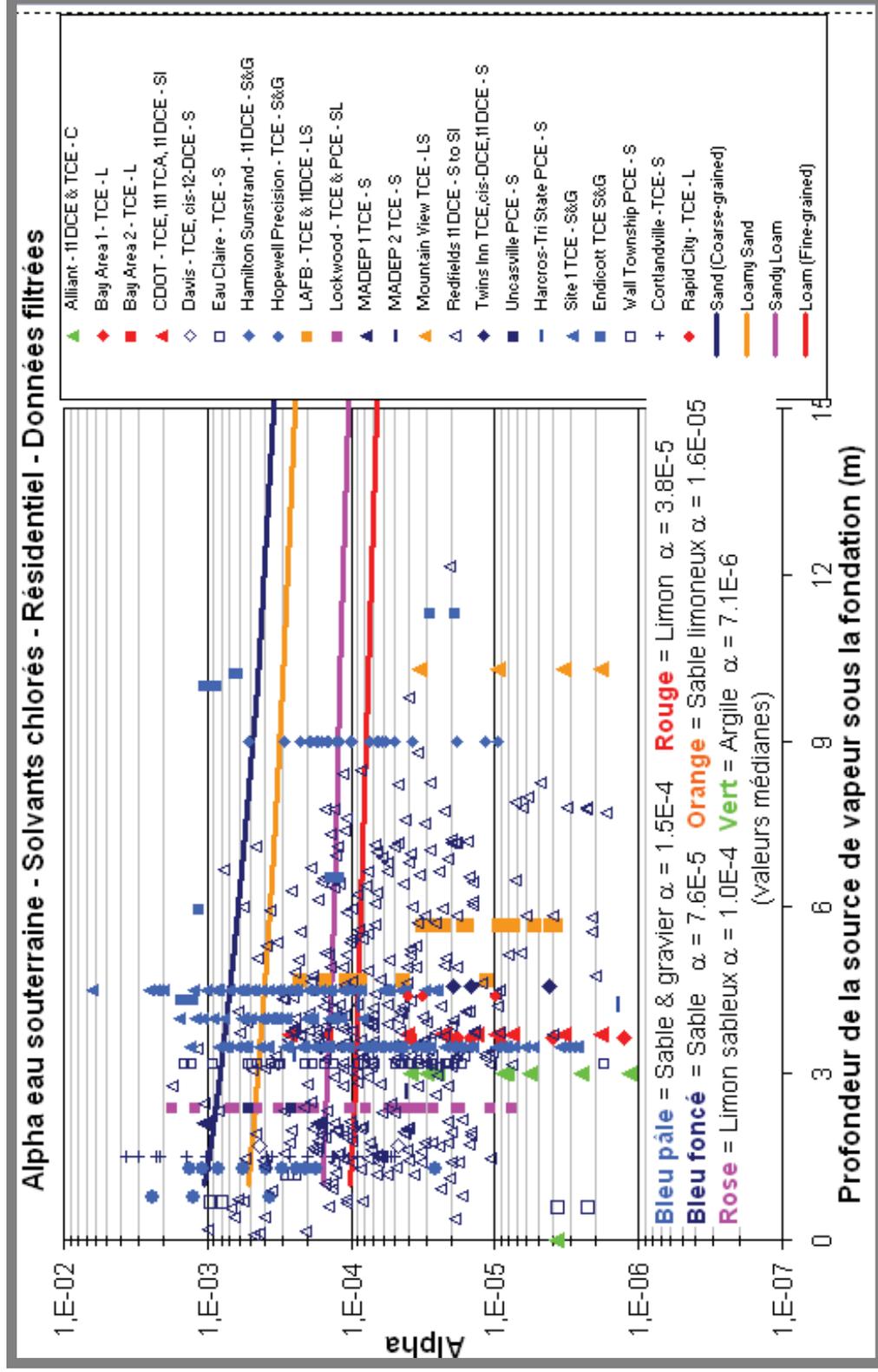
#### B6.1.1.2 Comparaison avec les alphas du guide d'orientation

Les alphas empiriques sont comparés aux alphas – eau souterraine obtenus dans le cadre du dépistage quantitatif fait dans ce guide à la figure B12. Les types de sol des sites sont identifiés par un code de couleurs. Les alphas empiriques sont inférieurs aux alphas du guide d'orientation pour la plupart des points de données, aussi bien pour les sols à grains grossiers (sable limoneux, sable, et sable et gravier entrent dans cette catégorie) que pour les sols à grains fins (limon, argilite). On remarque cinq sites où le 90<sup>e</sup> centile de l'alpha empirique dépasse l'alpha du guide d'orientation (tableau B2); toutefois,

le ratio du 90<sup>e</sup> centile sur l'alpha du guide d'orientation est relativement faible pour la plupart des cas (facteur de deux ou trois). La plus grande différence se manifeste dans le site Lockwood, où l'alpha du guide d'orientation était de  $1,5 \times 10^{-4}$  par rapport à un alpha mesuré du 90<sup>e</sup> centile égal à  $6,7 \times 10^{-4}$ .

L'alpha empirique médian des données de tous les sites pour chaque type de sol est aussi présenté à la figure B12. La dispersion des données est significative et le nombre de données pour chaque type de sol varie. Il est donc impossible d'y discerner des tendances statistiques ou de tirer des conclusions fermes. Néanmoins, la tendance à la diminution d'alpha dans les sols plus fins vient appuyer le choix des alphas du guide d'orientation qui varient selon le type de sol.

Figure B12 Comparaison des alphas – eau souterraine empiriques pour une contamination aux solvants chlorés avec les alphas de l'évaluation préalable des risques (EPR)



### B6.1.1.3 Évaluation préliminaire de la fiabilité du dépistage à partir des courbes des alphas

Une évaluation de la fiabilité des courbes des alphas du guide d'orientation sur le dépistage préliminaire a été réalisée pour le TCE en comparant les concentrations prédites dans l'air intérieur, lesquelles ont été obtenues à partir des concentrations mesurées dans l'eau souterraine et des valeurs alpha du guide, aux concentrations mesurées dans l'air intérieur. Les concentrations dans l'air intérieur prédites et mesurées ont été normalisées par rapport à la valeur guide de dépistage dans l'air intérieur (VGD) fixé pour le TCE, lequel est de  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les fins de cette évaluation. L'analyse a été réalisée comme suit :

La matrice de fiabilité suivante a été élaborée après l'analyse.

Faux négatif	Concentration dans l'air intérieur prédite < VGD Concentration dans l'air intérieur mesurée > VGD Concentration dans l'air intérieur prédite < Concentration dans l'air intérieur mesurée
Vrai négatif	Concentration dans l'air intérieur prédit < VGD Concentration dans l'air intérieur mesurée < VGD
Faux positif	Concentration dans l'air intérieur prédite > VGD Concentration dans l'air intérieur mesurée < VGD Concentration dans l'air intérieur prédite > Concentration dans l'air intérieur mesurée
Vrai positif	Concentration dans l'air intérieur prédite > VGD Concentration dans l'air intérieur mesurée > VGD

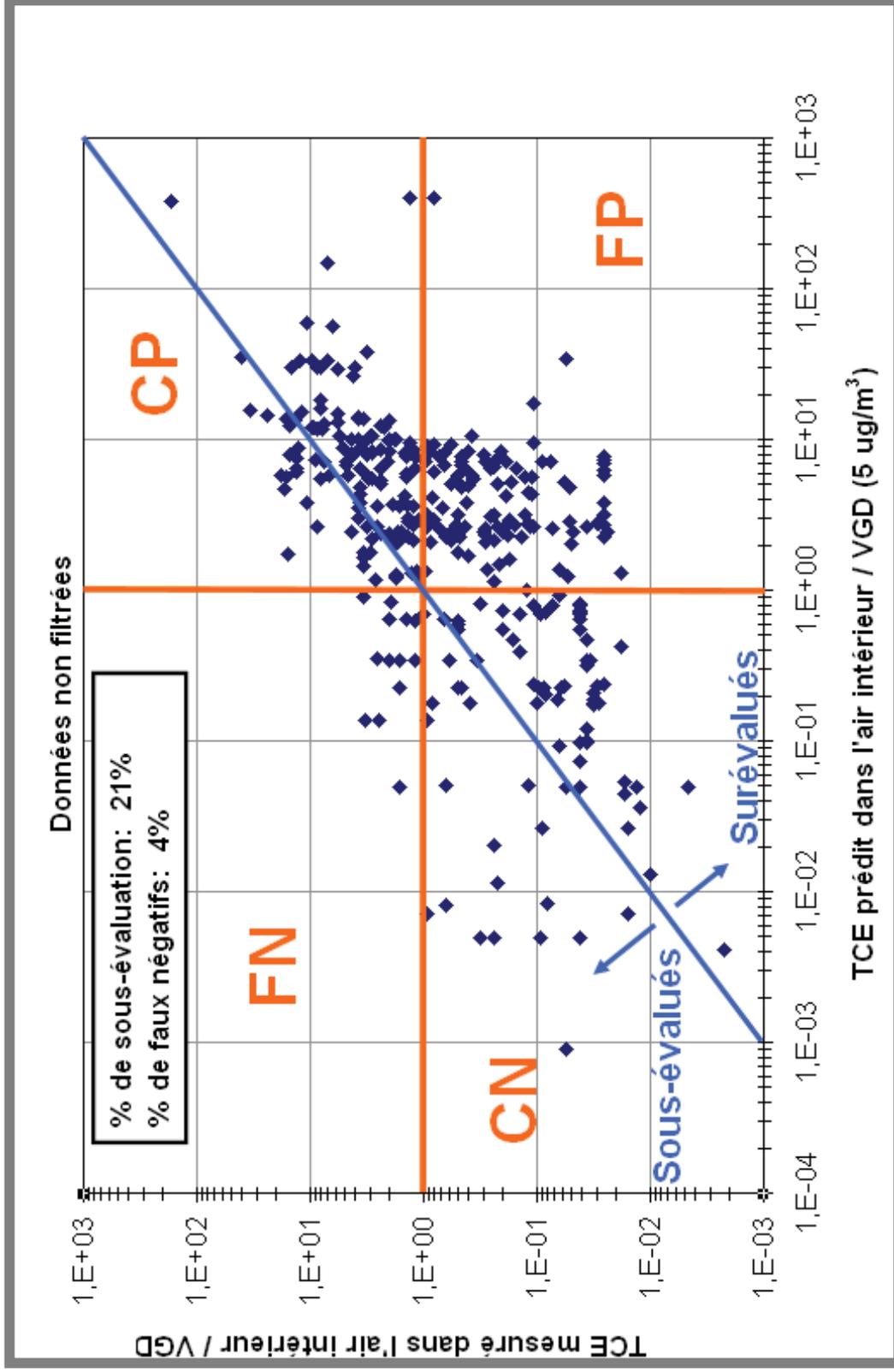
Les résultats de l'évaluation de la fiabilité aux fins de dépistage réalisée sur toutes les données non filtrées indiquent que, dans le cas du TCE, le pourcentage de sous-évaluation (prédiction < mesure) est de 21 pour cent (348 mesures), tandis que le pourcentage de faux négatifs est de 4 pour cent (figure B13). Trois sites comportaient des faux négatifs (Hopewell, Lockwood et Cortlandville). Dans chacun de ces sites se trouvaient des bâtiments pour lesquels les concentrations en TCE dépassaient la valeur guide de dépistage. Par conséquent, un processus de dépistage à l'échelle du site (c.-à-d. que toute mesure supérieure à la VGD déclenche une évaluation plus poussée) aurait mené à la bonne décision. Des décisions incorrectes auraient été prises quant à ces sites si le processus s'était concentré strictement sur le dépistage de bâtiments individuels au moyen de données sur l'eau souterraine. L'évaluation de la fiabilité du dépistage préliminaire permet de croire que le taux de faux négatifs est relativement faible. Un taux de faux négatifs inférieur aurait été obtenu si l'analyse avait porté seulement sur les données filtrées. Il est aussi important de remarquer que l'évaluation de la fiabilité du dépistage dépend de la VGD choisie.

1. Pour chaque bâtiment, la classification de la texture du sol USSCS a été déterminée (Sable, Sable limoneux, Limon sableux ou Limon); le gravier a été considéré comme du sable et l'argile comme du limon);
2. La valeur alpha a été calculée au moyen des courbes de la figure B12; et
3. La concentration prédite dans l'air intérieur a été obtenue à partir de la concentration dans l'eau souterraine assignée à chaque bâtiment et de la valeur alpha.

### B6.1.1.4 Influence des fondations sur la valeur alpha

En ce qui concerne le type de fondation, aucune tendance claire ne peut être dégagée (figures B-14) même si, à un niveau fondamental, les résultats démontrent qu'il y a intrusion de vapeur du sol à travers les différents types de fondation résidentielle dont le sous-sol, la dalle sur sol et le vide sanitaire. Les valeurs alpha médianes pour les sous-sols et les vides sanitaires ne divergent pas grandement ( $1,5 \times 10^{-4}$  contre  $1,6 \times 10^{-4}$  au Site 1 et  $7,6 \times 10^{-5}$  contre  $6,9 \times 10^{-5}$  à Redfields), ce qui donne à penser que la différence de fondation peut ne pas être significative dans ces scénarios. Les valeurs alpha d'un petit nombre de bâtiments ayant un plancher en terre (Site 1) étaient élevées, mais il y a trop peu de points de données pour que des conclusions soient tirées au sujet de ces cas. Les données alpha permettent de constater que le type de sol et, par déduction, la diffusion effective peut en général influencer davantage sur l'intrusion de vapeur que le type de fondation, du moins dans le cas de résidences.

Figure B13 Évaluation préliminaire de la fiabilité du dépistage à partir des valeurs alpha – eau souterraine quasi spécifiques au site pour une contamination au TCE



Note : TCE, trichloroéthène; VGD, niveau de dépistage de l'air intérieur, FN, faux négatif, VN, vrai négatif, FP, faux positif, VP, vrai positif.

Figure B14a Site 1

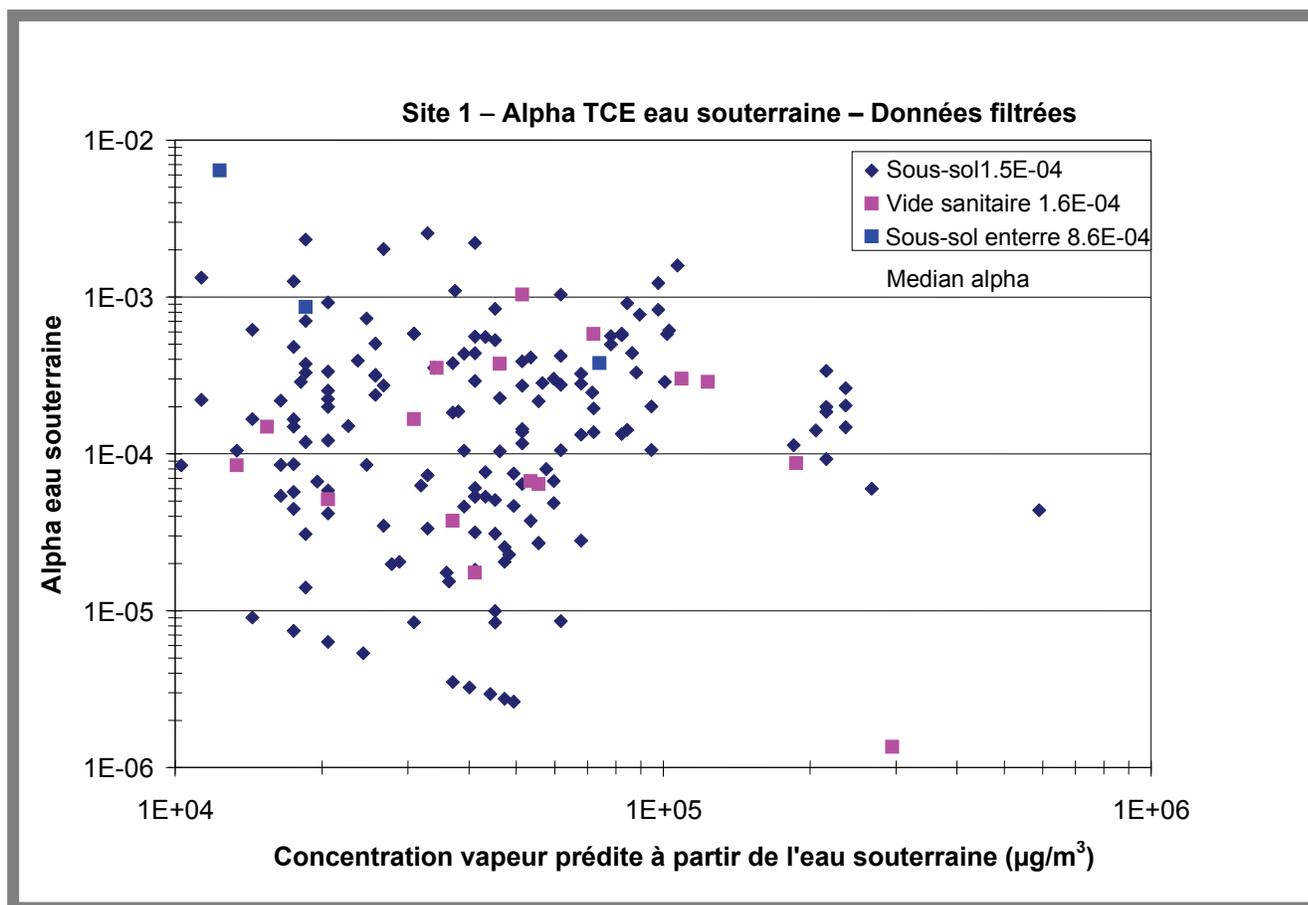


Figure B14b Redfields Site

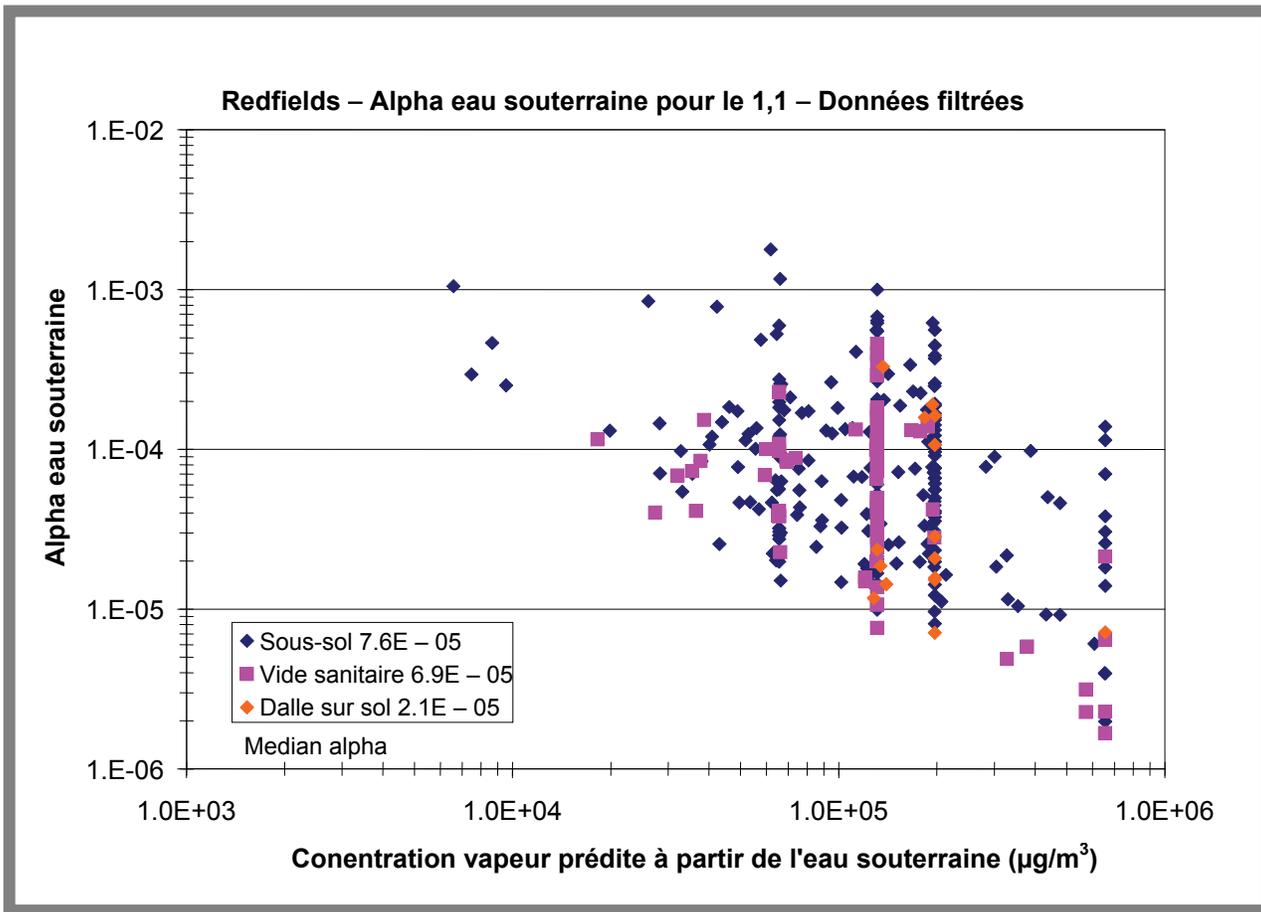
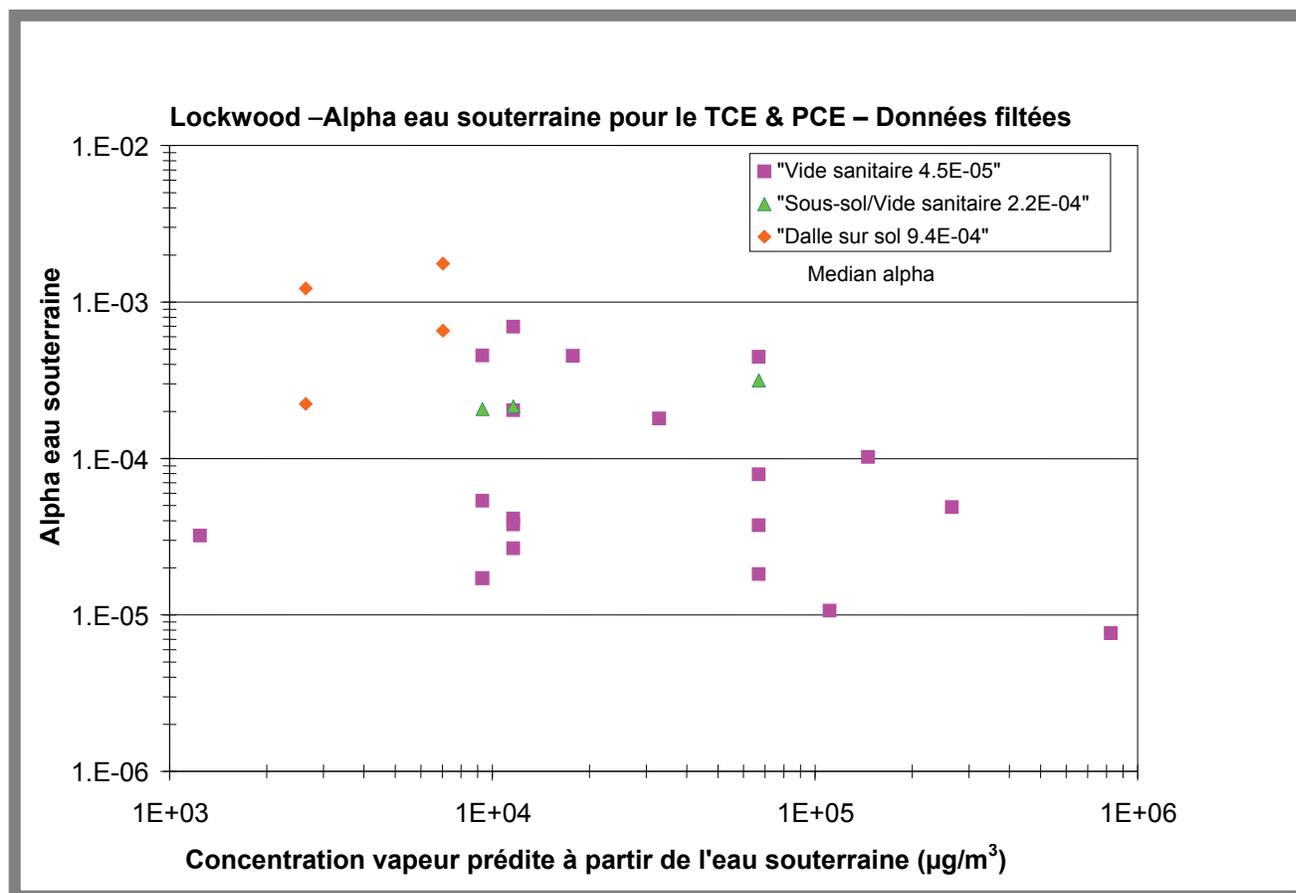


Figure B14c Lockwood Site

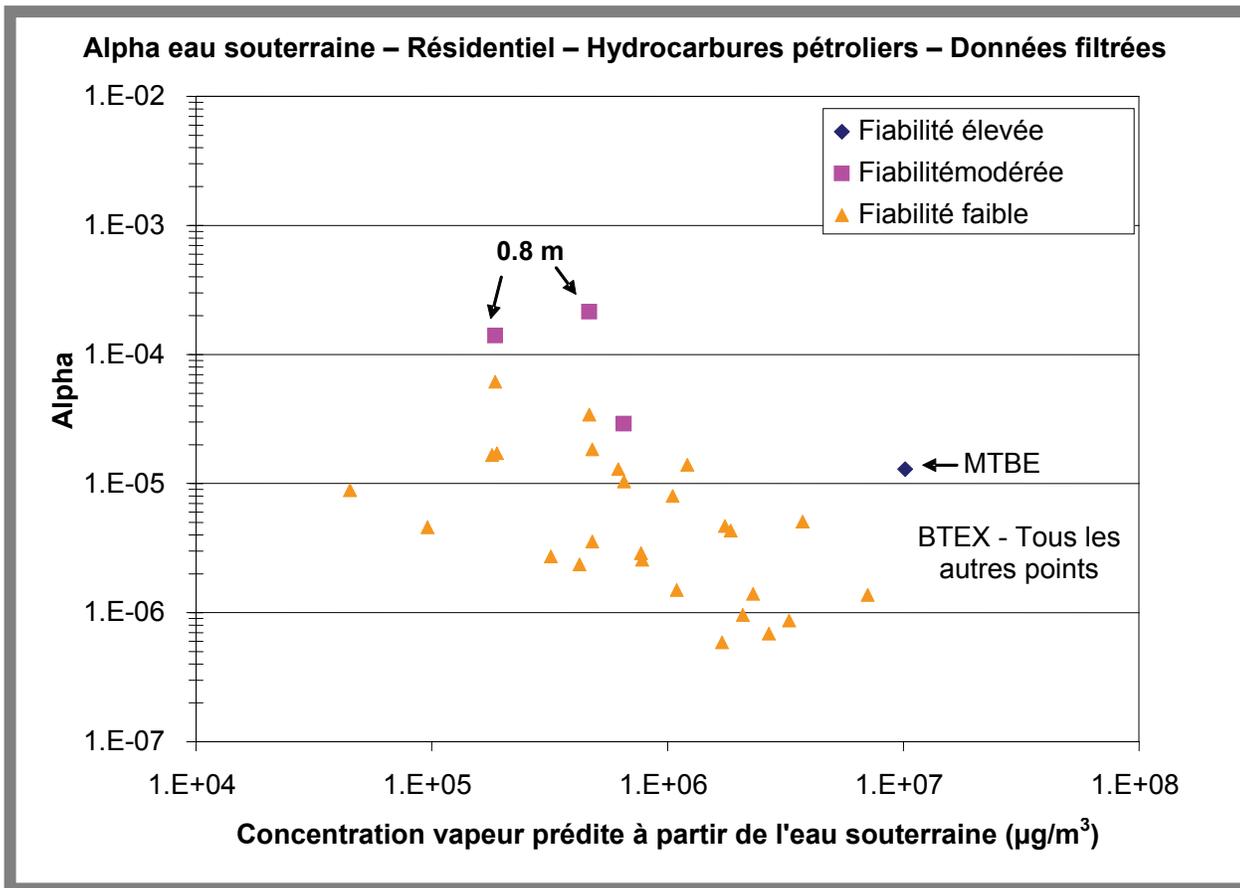


### B6.1.2 Alphas des hydrocarbures pétroliers pour les sites résidentiels

La figure B15 montre les alphas résidentiels des hydrocarbures pétroliers tracés en fonction de leur niveau de fiabilité. Les alphas mesurés où la profondeur de la contamination dans l'eau souterraine était inférieure à 1 m sont notés dans la figure B15, car ceci constitue normalement un facteur d'exclusion pour l'évaluation de l'eau souterraine. À l'exception d'un seul (éther de méthyle et de *tert*-butyle – MTBE), toutes les données représentent des mesures de BTEX. Dans deux sites (BP et Stafford), les bâtiments se trouvent au-dessus de LPNA résiduel présent au niveau de la surface de la nappe d'eau souterraine. Au site Mount Holly, des LPNA résiduels étaient présents sous les bâtiments, mais pas au niveau de la surface de la nappe d'eau souterraine. Aucune information quant à la présence de LPNA n'était disponible pour les autres sites du MADEP (Massachusetts Department of Environmental Protection). La majorité des données sont de faible fiabilité indiquant que la concentration mesurée dans l'air intérieur était inférieure au 90<sup>e</sup> centile des concentrations de bruit de fond documentées. Il est donc

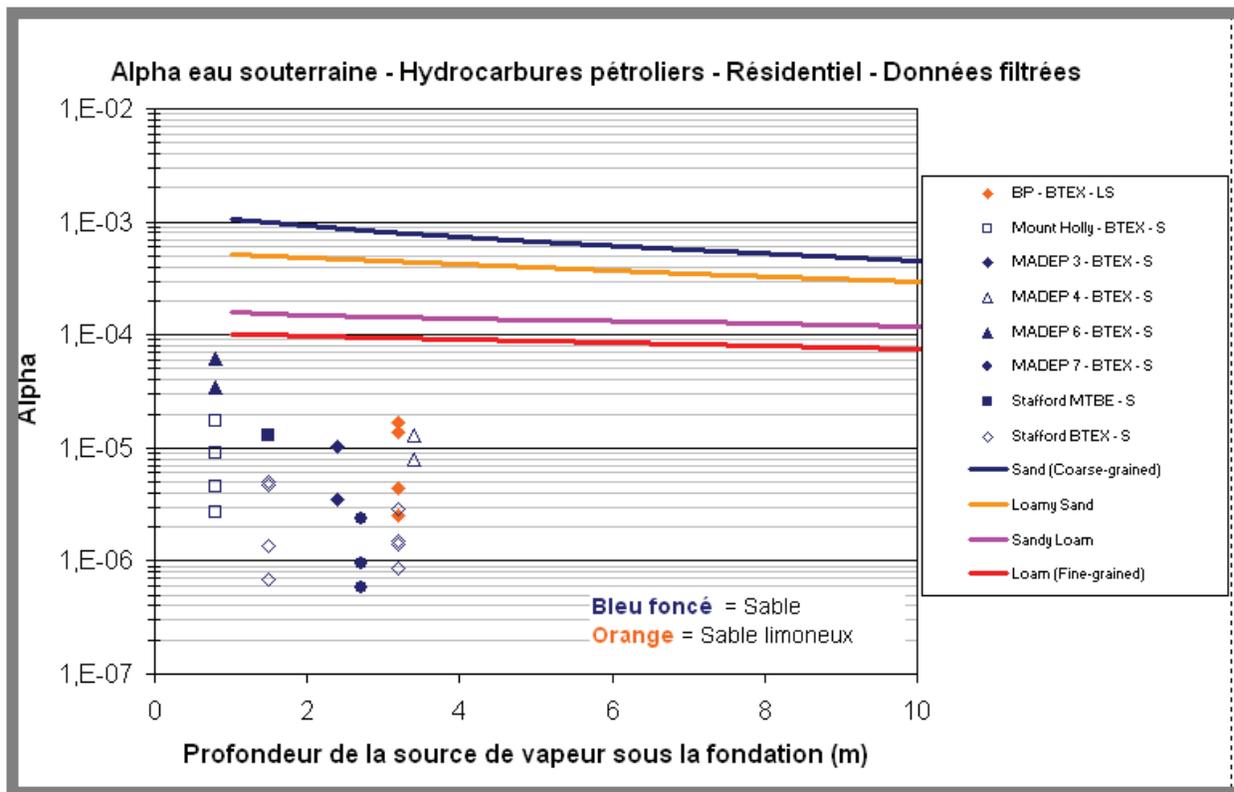
probable que les alphas empiriques comprennent, à des degrés divers, une composante de bruit de fond et que les alphas dérivés à partir des vapeurs soient plus petits que ceux montrés.

Figure B15 Valeurs alpha – eau souterraine versus concentrations de vapeur classifiées selon leur fiabilité pour des sites contaminés aux hydrocarbures pétroliers (données filtrées)



La figure B16 compare les alphas empiriques de l'eau souterraine pour les hydrocarbures pétroliers aux alphas de l'orientation sur le dépistage quantitatif. Les sites sont identifiés par un code de couleurs en fonction du type de sol; tous sont des sols à grains grossiers. Les résultats indiquent que les alphas empiriques sont d'au moins un ordre de grandeur inférieur aux alphas du guide d'orientation.

Figure B16 Comparaison des alphas – eau souterraine empiriques pour une contamination aux hydrocarbures pétroliers avec les alphas du guide d'orientation (données filtrées)

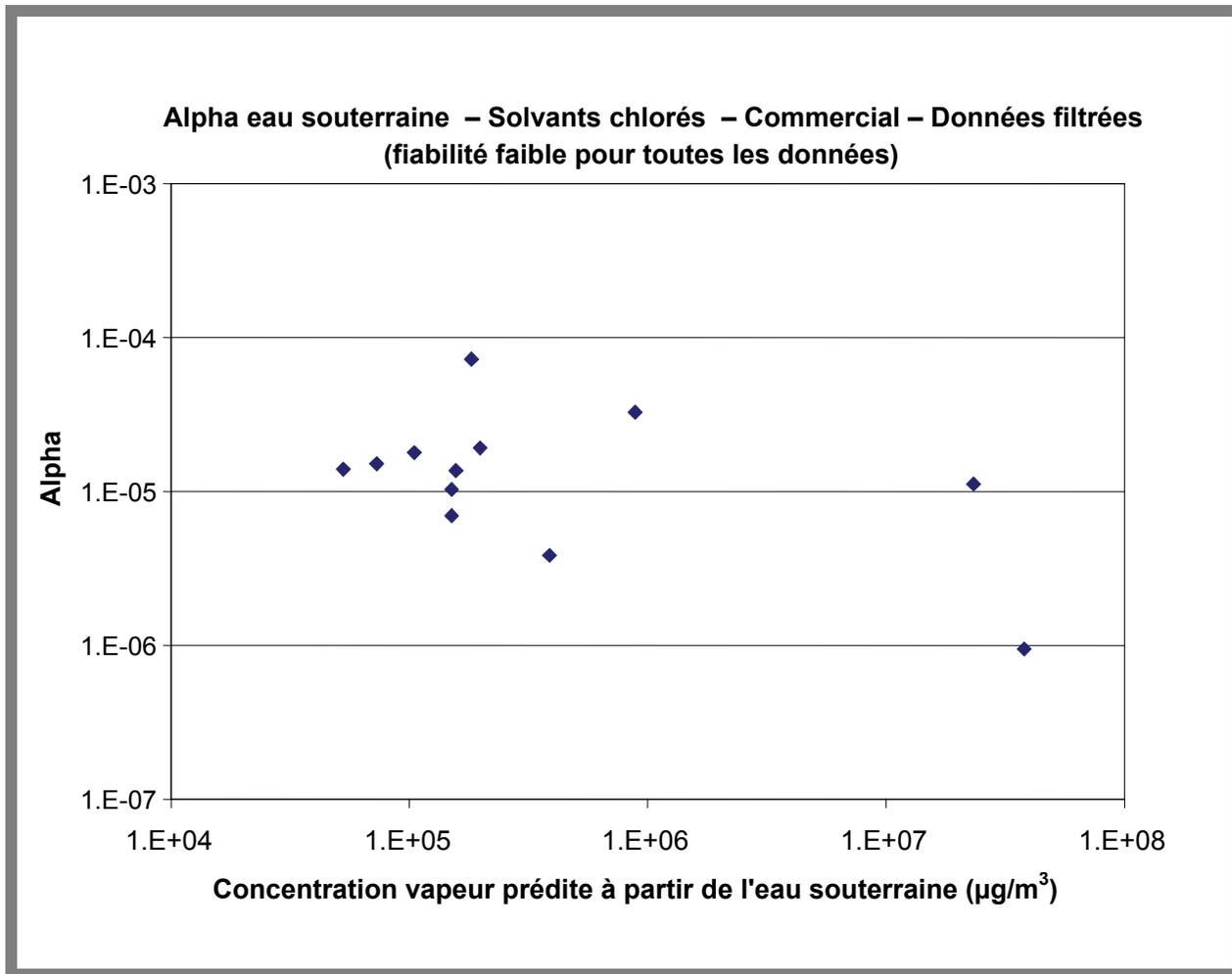


Nota: BTEX, benzène, toluène, éthylbenzène, and xylènes; MTBE, methyl *tert*-butyl ether.

### B6.1.3. Alphas des solvants chlorés pour les sites commerciaux

Les données disponibles pour les bâtiments commerciaux sont limitées (figure B17). La documentation et la description des programmes d'échantillonnage réalisés sur des sites commerciaux sont aussi limitées. Toutes les données sur les sites commerciaux sont considérées comme étant de fiabilité faible.

Figure B17 Valeurs alpha – eau souterraine versus concentrations de vapeur pour des sites commerciaux contaminés aux solvants chlorés (données filtrées)



### B6.2 Alphas – vapeurs du sol

Des données empiriques sur les valeurs alphas vapeurs du sol / air intérieur étaient disponibles pour 17 sites (15 résidentiels et 2 commerciaux). Les 15 sites résidentiels sont représentés par des données sur les solvants chlorés pour 11 sites et des données sur les hydrocarbures pétroliers pour 4 sites. Les deux sites commerciaux ont été testés pour les solvants chlorés seulement. Le nombre de bâtiments résidentiels de chaque site pour lesquels les alphas ont été calculés est le suivant :

	Solvants chlorés	Hydrocarbures pétroliers
1 à 9 bâtiments	5 sites	4 sites
10 à 100 bâtiments	6 sites	aucun site
> 100 bâtiments	aucun site	aucun site

Les mesures des gaz du sol étaient généralement obtenues au moyen de sondes profondes localisées à proximité de la surface de la nappe d'eau souterraine, bien que pour certains sites les données aient été incomplètes sur la profondeur des vapeurs du sol et sur celle de l'eau souterraine.

**B6.2.1 Alphas des solvants chlorés pour les sites résidentiels**

Les alphas des solvants chlorés de sites résidentiels, classés selon leur fiabilité élevée, modérée ou faible, sont montrés à la figure B18 tandis que les valeurs alpha des sites individuels

sont montrés à la figure B19. La majorité des données sont de fiabilité élevée et modérée, et 62 % de ces données portent sur un site particulier. Les médianes des alphas sont de  $7,0 \times 10^{-4}$  pour les données de fiabilité élevée, de  $2,6 \times 10^{-4}$  pour une fiabilité modérée et de  $1,0 \times 10^{-4}$  pour une fiabilité faible. La plupart des alphas empiriques pour les solvants chlorés se situent dans la plage des alphas observés pour les vapeurs sous la dalle (U.S. EPA, 2008). Les paramètres statistiques des sites individuels sont présentés dans le tableau B3.

**Figure B18 Valeurs alpha – vapeurs du sol versus concentrations de vapeur classifiées selon leur fiabilité pour des sites contaminés aux solvants chlorés (données filtrées)**

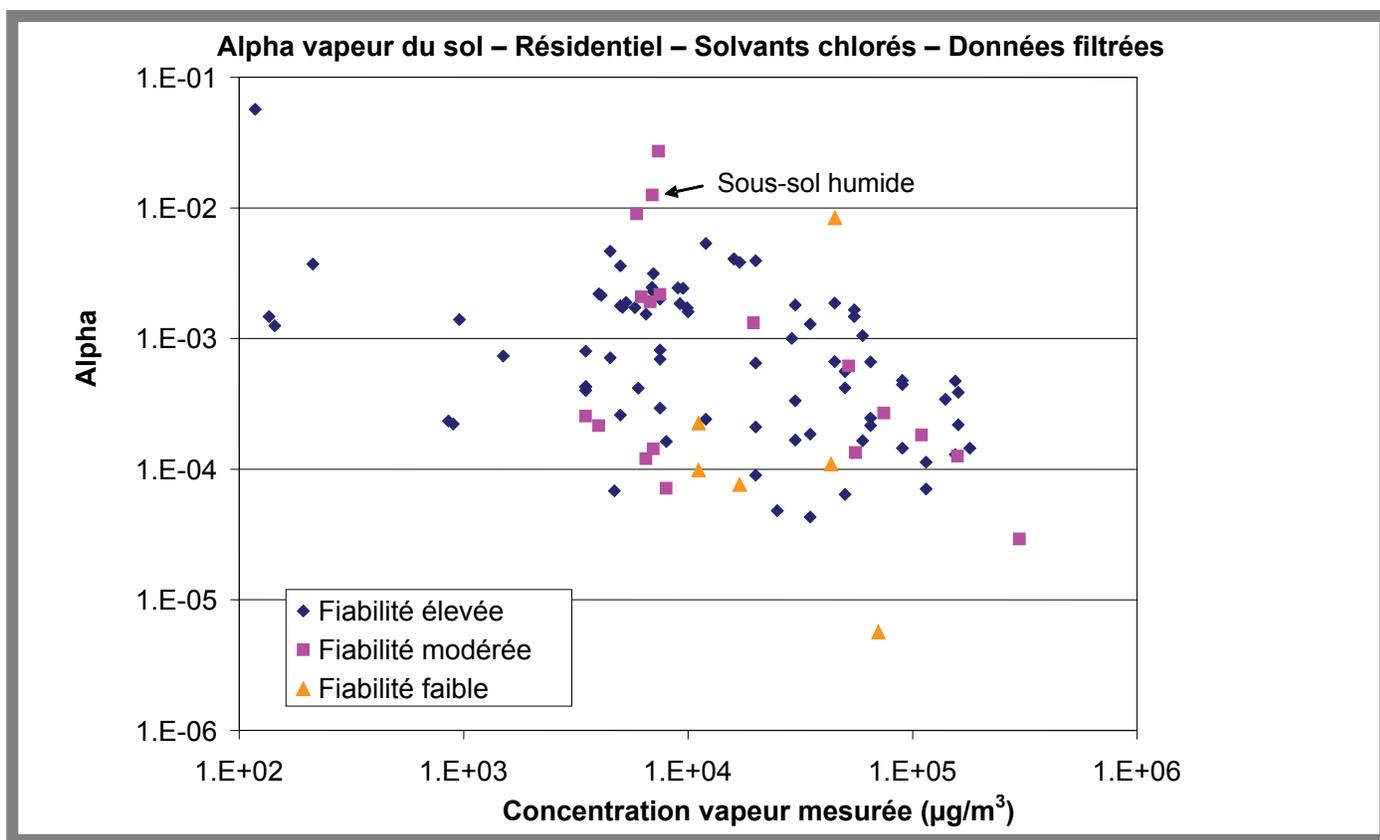
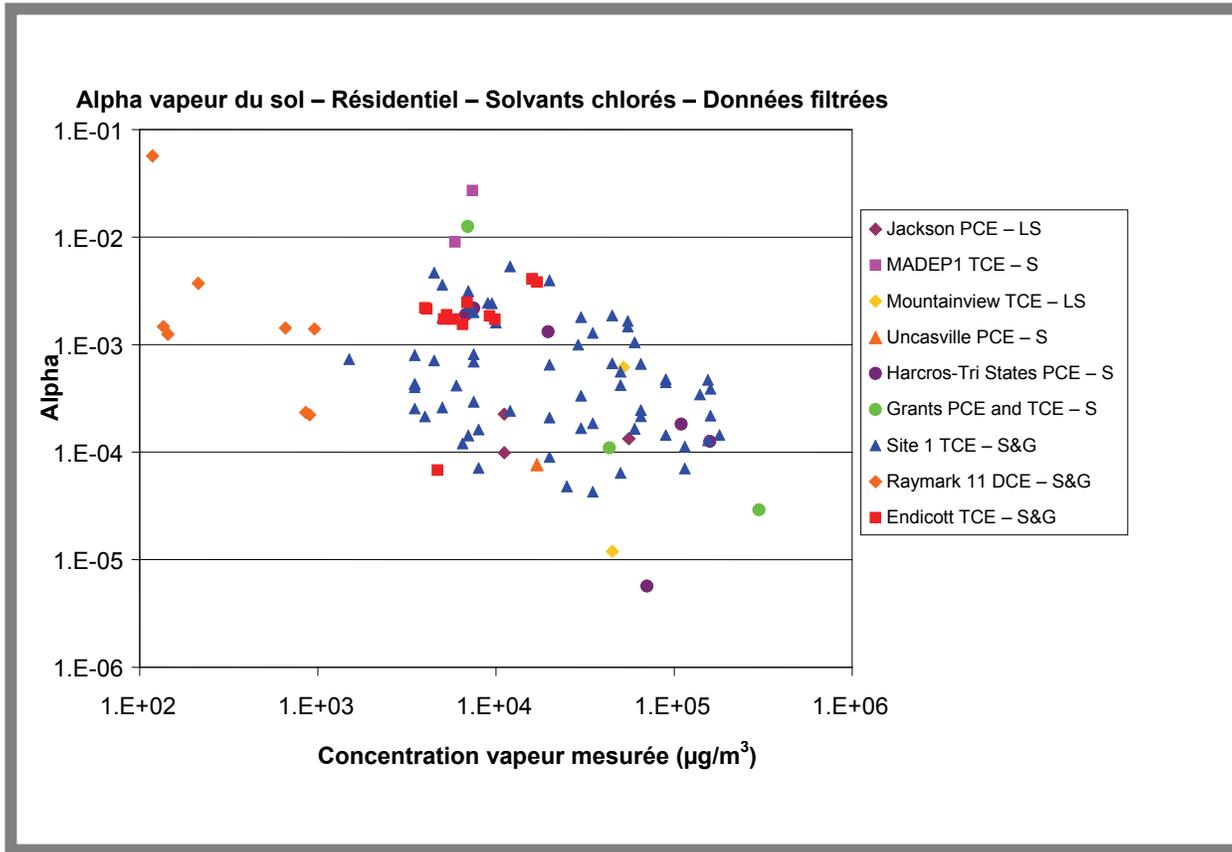


Figure B19 Valeurs alpha – vapeurs du sol versus concentrations de vapeur pour des sites contaminés aux solvants chlorés (données filtrées)



Nota: LS, Sable loameux; S, sable; S&G, sable et gravier (de l'anglais, LS: loamy sand, S: sand, S&G: sand and gravel)

**Tableau B3 Alphas empiriques pour les vapeurs souterraines**

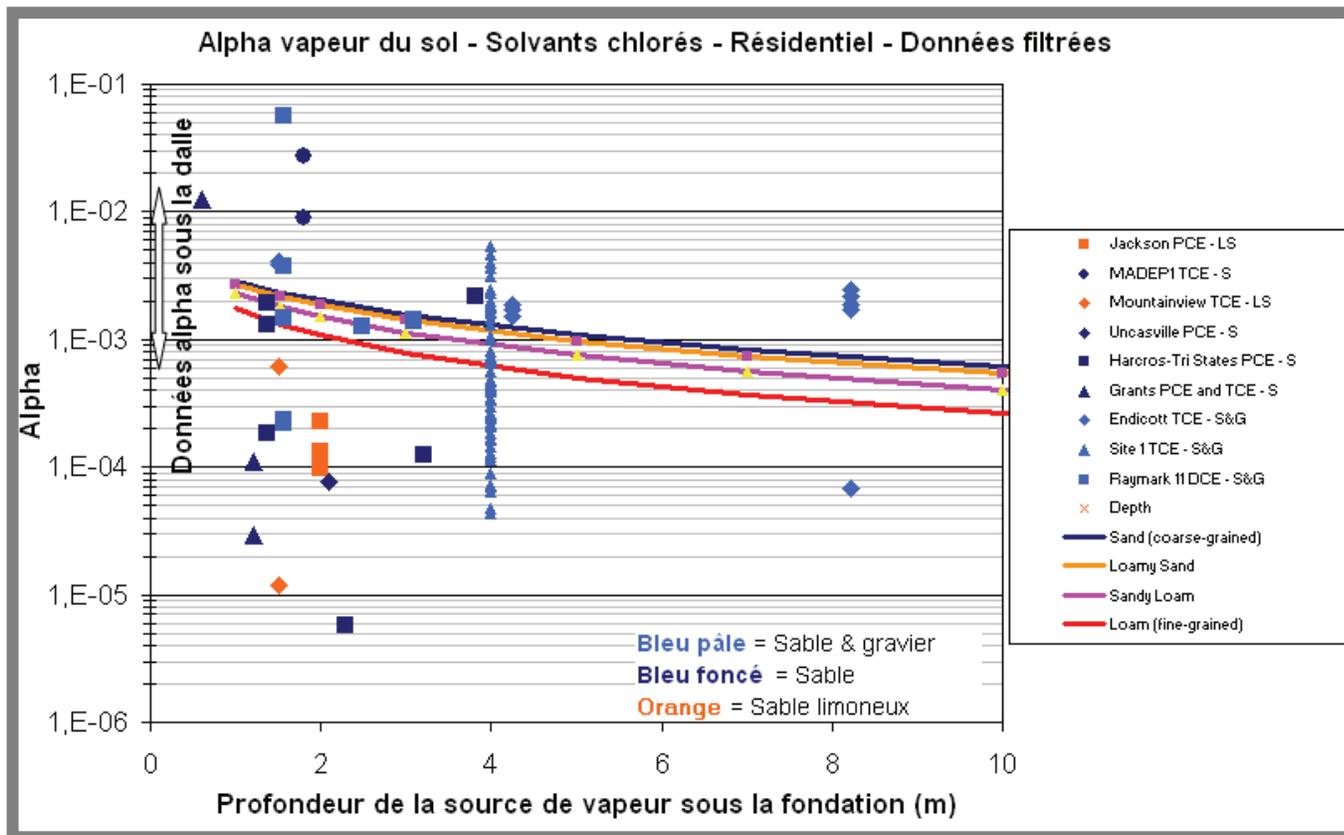
	Fiabilité	Profondeur de la source des vapeurs contaminés	Concentration des produits chimiques dans l'eau souterraine (mg/m <sup>3</sup> )	Nombre	Minimum	25ième	Median (50ième)	75ième	90ième	95ième	Maximum	Facteurs d'atténuation (modèle J&E)
<b>Sites contaminés des solvants chlorés</b>												
Jackson PCE – LS	faible à modéré	S/O	11.1 – 55.8	3	9.9E-05	S/O	1.3E-04	S/O	S/O	S/O	2.3E-04	2.00E-03
MADEP1 TCE – S	modéré	2.1	5.9 – 7.4	2	9.0E-03	S/O	1.8E-02	S/O	S/O	S/O	2.7E-02	2.10E-03
Mountainview TCE – LS	faible à modéré	1.5	45.1 – 52.1	2	1.2E-05	S/O	3.1E-04	S/O	S/O	S/O	6.1E-04	2.30E-03
Uncasville PCE – S	faible	2.1	17	1	7.6E-05	S/O	7.6E-05	S/O	S/O	S/O	7.6E-05	2.30E-03
Harcros – Tri State PCE – S	modéré	-0.15 – 3.6	6.2 – 159	6	5.7E-06	S/O	7.5E-04	S/O	S/O	S/O	2.2E-03	1.3E-03 – 2.6E-03
Site 1 TCE – S&G	élevé	4	3.5 – 180	63	4.3E-05	2.0E-04	4.3E-04	1.2E-03	2.4E-03	3.6E-03	5.3E-03	1.30E-03
Endicott TCE – S&G	modéré à élevé	1.5 – 8.2	0.4 – 63	13	6.8E-05	1.7E-03	1.9E-03	2.5E-03	4.0E-03	4.1E-03	4.1E-03	7.2E-04 – 2.3E-03
Grants PCE and TCE – S	faible à modéré	0.6 – 1.2	1.6 – 300	3	2.9E-05	S/O	1.1E-04	S/O	S/O	S/O	1.3E-02	2.70E-03
<b>Tous les sites</b>												
<b>Site contaminé des hydrocarbures pétroliers</b>												
Alameda Air Station Iso-Pentane – S	modéré	0.7	28,000	1	1.3E-06	S/O	1.3E-06	S/O	S/O	S/O	1.3E-06	>3E-03
BP – BTEX – LS	faible	3.2	228 – 1483	4	3.4E-06	S/O	9.3E-06	S/O	S/O	S/O	2.2E-05	1.50E-03
South Philly Military Supply Benzene	faible	5	1,600	1	2.4E-06	S/O	2.4E-06	S/O	S/O	S/O	2.4E-06	1.10E-03
Stafford MTBE – S	élevé	1.2 – 2.9	445 – 5,930	2	6.4E-06	S/O	1.4E-05	S/O	S/O	S/O	2.2E-05	2.1E-03 – 2.7E-03
Stafford Cyclohexane – S	élevé	1.2 – 2.9	708 – 1,062	2	2.5E-06	S/O	6.1E-05	S/O	S/O	S/O	1.2E-04	2.1E-03 – 2.7E-03
Stafford 224 Trimethylpentane – S	élevé	1.2 – 2.9	1,920 – 2,400	2	1.0E-06	S/O	1.8E-04	S/O	S/O	S/O	3.6E-04	2.1E-03 – 2.7E-03
Stafford BTEX – S	faible	1.2 – 2.9	98 – 1,123	4	5.9E-06	S/O	1.1E-05	S/O	S/O	S/O	3.0E-05	2.1E-03 – 2.7E-03
<b>Tous les sites</b>				16	1.0E-06	3.1E-06	7.5E-06	2.2E-05	7.5E-05	1.8E-04	3.6E-04	4.3E-04 – 7E-04

La figure B20 compare les alphas empiriques aux alphas – eau souterraine pour un dépistage quantitatif. Les alphas de cinq sites (Endicott, Raymark, Site 1, MADEP 1 et Grants) dépassent les alphas de dépistage quantitatif du guide d'orientation, bien que les données du site Grants proviennent de mesures prises à moins de 1 m sous les fondations (c.-à-d. qu'elles sont exclues en raison de la profondeur). On dispose de données fournies par les programmes de vapeur du sol à Endicott, Raymark et Site 1, mais aucune n'est disponible pour le site MADEP 1. Les mesures de vapeur du sol à Endicott, Raymark et Site 1 ont été prises à une profondeur relativement grande et près de la surface de la nappe d'eau souterraine, avec une possible exception dans le cas de Raymark, où la plupart des mesures de vapeur du sol « profondes » semblent avoir été prises à peu près à mi-chemin entre la base des fondations et la surface de la nappe d'eau souterraine. À Endicott, les mesures de vapeur du sol proviennent de sondes situées jusqu'à 30 m du bâtiment alors qu'à Raymark, les mesures étaient prises à quelques mètres seulement du bâtiment. À Endicott et Raymark, les données sur la plupart des bâtiments se limitaient à des mesures de vapeur du sol d'un seul côté du bâtiment. Dans le cas du Site 1, les mesures des vapeurs du sol étaient des concentrations sous le bâtiment interpolées à partir de mesures de sondes espacées de 20 à 60 m environ. La qualité des données sur les sites Endicott, Raymark et Site 1 a été jugée acceptable. On peut croire que les valeurs alpha relativement élevées de ces trois sites seraient principalement un résultat de la variabilité des concentrations de vapeur du sol et de la présence de sols à grains grossiers. L'atténuation de vapeur dans ces sols à grains grossiers devrait être faible et les alphas vapeurs du sol / air intérieur devraient donc être semblables aux alphas sous la dalle. La figure B20 montre aussi la plage approximative des alphas sous la dalle observés par la U.S. EPA (2007).<sup>5</sup>

---

<sup>4</sup> Montre les alphas sous la dalle du 10<sup>e</sup> au 90<sup>e</sup> centile, d'après les critères de filtrage décrits plus haut (100X).

Figure B20 Comparaison des alphas – vapeurs du sol empiriques pour une contamination aux solvants chlorés avec les alphas de l'évaluation préalable des risques (EPR)



### B6.2.2 Alphas des hydrocarbures pétroliers pour les sites résidentiels

La figure B21 montre les alphas des hydrocarbures pétroliers dans des sites résidentiels en fonction de leur fiabilité. À l'exception de quatre d'entre eux, toutes les données représentent des mesures de BTEX. À trois des sites (BP, Alameda et Stafford), les bâtiments se trouvent au-dessus de LPNA résiduels présents au niveau de la surface de la nappe d'eau souterraine. En ce qui concerne les autres sites (MADEP), l'information au sujet des LPNA n'était pas disponible. Toutes données BTEX représentent des données de faible fiabilité, ce qui indique que la concentration mesurée dans l'air intérieur était inférieure au 90<sup>e</sup> centile des concentrations de bruit de fond publiées. Il est donc probable que les alphas empiriques comprennent, à divers degrés, un alpha imputable au bruit de fond du milieu et que les alphas dérivés à partir des vapeurs soient plus faibles que ceux montrés dans ce tableau.

Les alphas empiriques de l'eau souterraine pour les hydrocarbures pétroliers sont comparés aux alphas du dépistage quantitatif du guide d'orientation à la figure B22. L'alpha empirique maximal est environ 6 fois moindre que l'alpha du guide, alors que les autres alphas empiriques sont au moins un ordre de grandeur plus faibles que les alphas empiriques.

Figure B21 Valeurs alpha – vapeurs du sol versus concentrations de vapeur classifiées selon leur fiabilité pour des sites contaminés aux hydrocarbures pétroliers (données filtrées)

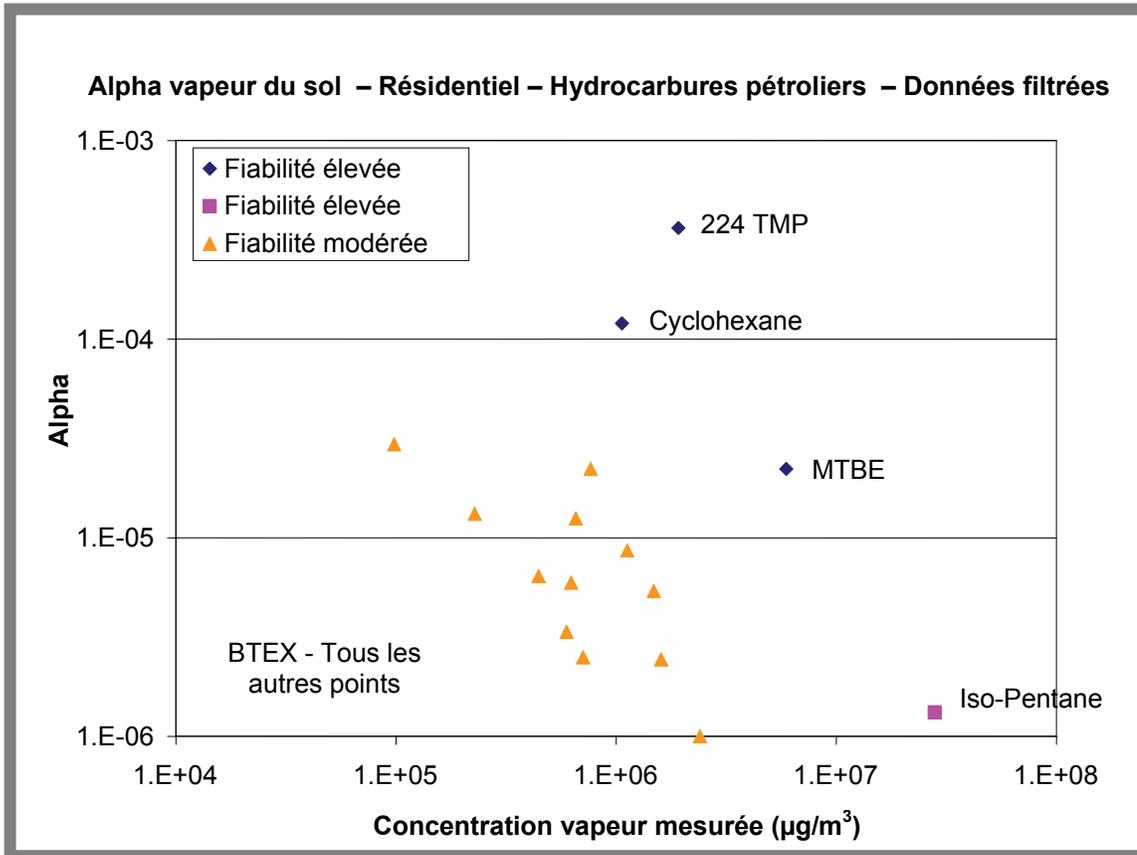
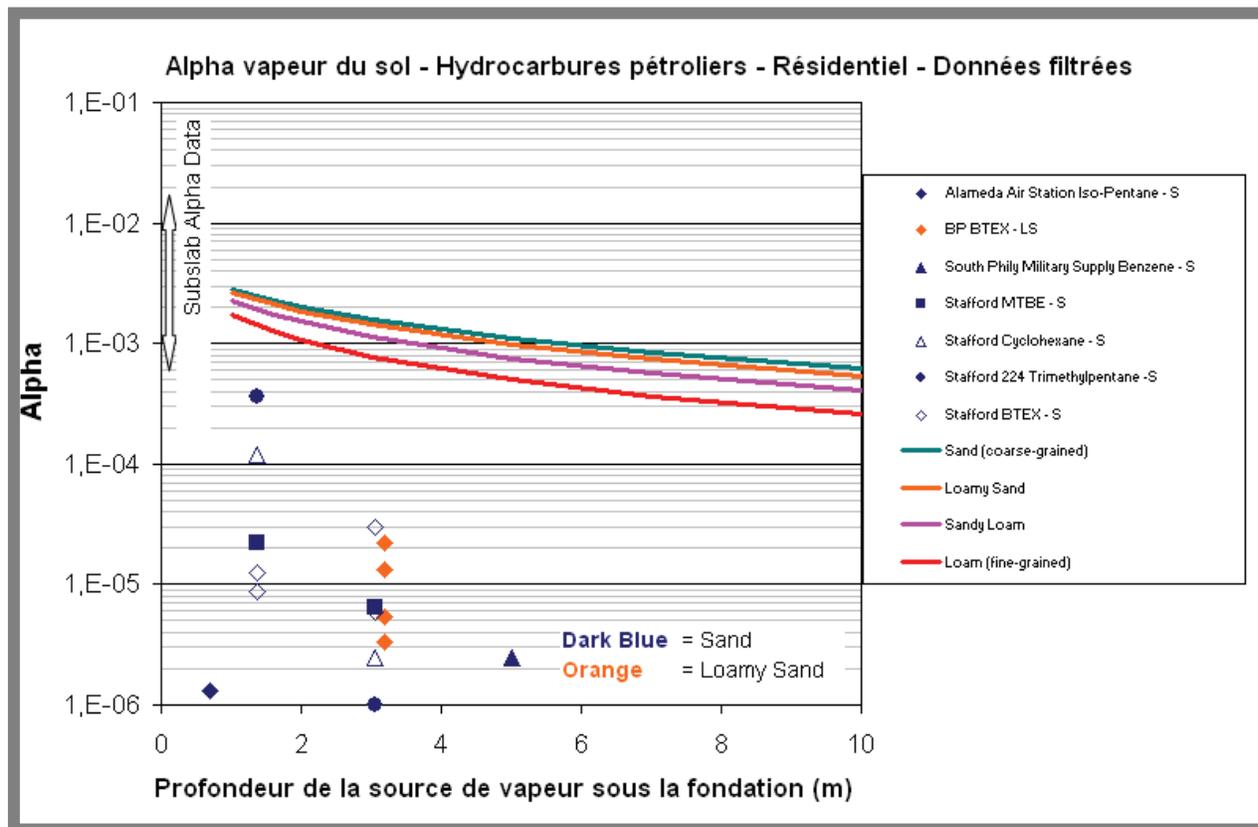


Figure B22 Comparaison des alphas – vapeurs du sol empiriques pour une contamination aux hydrocarbures pétroliers avec les alphas du guide d'orientation (données filtrées)



Nota : BTEX, benzène, toluène, éthylbenzène, et xylènes; MTBE, *tert*-butylo éther.

## B6.3 Sommaire et conclusions

### B6.3.1 Chemin de migration de l'eau souterraine vers l'air intérieur

La majorité des valeurs alphas des solvants chlorés représentent des données de fiabilité élevée, tandis que les valeurs alphas des hydrocarbures pétroliers représentent des données de faible fiabilité. Dans les sites affectés par les hydrocarbures pétroliers, la plupart des alphas empiriques comprennent probablement une composante de bruit de fond.

Des paramètres statistiques sont utilisés ci-dessous pour caractériser les ensembles combinés d'alphas empiriques des sites évalués. On sait que le fait de combiner des données masque la variabilité observée dans les sites individuels (les données sur les sites individuels sont fournies dans les tableaux B-2 et B-3) et qu'il importe de faire attention lorsque des déductions sont faites à partir de différentes populations de données. On considère que les données statistiques combinées, qui sont un moyen utile pour résumer des données, fournissent des limites approximatives de la plage des alphas.

En ce qui concerne les sites affectés par les solvants chlorés, la majorité des valeurs alphas (entre les 25<sup>e</sup> et 75<sup>e</sup> centiles) se situent entre  $3,0 \times 10^{-5}$  et  $2,3 \times 10^{-4}$ . En raison de l'incertitude des alphas empiriques et du biais à la hausse des mesures (section 3), les alphas maximums ne devraient pas être utilisés pour des fins d'évaluation. Les alphas pour l'eau souterraine les plus hauts, du 90<sup>e</sup> au 95<sup>e</sup> centiles, pour des sites individuels sont approximativement de  $1 \times 10^{-3}$ . Un alpha – eau souterraine générique de  $1 \times 10^{-3}$  donnerait une faible probabilité de faux négatifs, d'après les données du tableau B2. L'évaluation de la fiabilité aux fins de dépistage, réalisée pour le TCE, a aussi montré un taux de faux négatifs relativement faible puisqu'il y avait très peu de cas où la concentration dans l'air intérieur prédite était moindre que la concentration mesurée tout en restant supérieure à la valeur guide de dépistage pour l'air intérieur ( $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Un faux négatif est un cas où la prédiction indiquerait que l'intrusion de vapeur n'est pas préoccupante, alors qu'elle l'est en réalité.

Dans les sites affectés par des hydrocarbures pétroliers, la majorité des valeurs alpha (entre les 25<sup>e</sup> et 75<sup>e</sup> centiles) se situent entre  $2,4 \times 10^{-6}$  et  $1,6 \times 10^{-5}$ . Les 90<sup>e</sup> et 95<sup>e</sup> centiles des alphas pour l'eau souterraine de l'ensemble des sites vont respectivement de  $3,7 \times 10^{-5}$  à  $1,0 \times 10^{-4}$ . Trop peu de données

sont disponibles pour que des centiles puissent être calculés pour des sites individuels. Les alphas des hydrocarbures pétroliers sont d'au moins un ordre de grandeur plus faibles que les alphas des solvants chlorés; il faut cependant faire preuve de prudence quand on compare ces données, car l'ensemble de données sur les hydrocarbures pétroliers est beaucoup plus petit. En ce qui concerne les BTEX, il était, dans la plupart des cas, impossible de distinguer les concentrations dans l'air intérieur des valeurs de bruit de fond, ce qui implique que les alphas empiriques sont peu fiables et représentent possiblement des valeurs limites supérieures.

Les valeurs alpha semblent être influencées par le type de sol, les alphas diminuant à mesure que le sol devient plus fin. Aucune tendance significative n'apparaît dans les alphas en fonction du type de fondation du bâtiment.

### ***B6.3.2 Chemin de migration des vapeurs du sol vers l'air intérieur***

L'ensemble des données sur les alphas pour les vapeurs du sol est beaucoup plus petit que celui des alphas pour l'eau souterraine, et une plus grande proportion de données est de fiabilité modérée à faible. Un degré d'incertitude inconnu est introduit par les variabilités spatiale et temporelle significatives qui peuvent affecter les concentrations de vapeur du sol et le potentiel de faux négatifs imputable à un échantillonnage incorrect des gaz du sol. Globalement, l'ensemble des données alpha des vapeurs du sol sont considérées moins robustes que celles sur l'eau souterraine.

Dans les sites affectés par les solvants chlorés, la majorité des valeurs alphas (entre les 25<sup>e</sup> et le 75<sup>e</sup> centile) se situent entre  $1,7 \times 10^{-4}$  et  $1,8 \times 10^{-3}$ . En raison de l'incertitude des alphas empiriques et du biais à la hausse des mesures, les alphas maximums ne devraient pas être utilisés pour les fins d'évaluation. Les 90<sup>e</sup> et 95<sup>e</sup> centiles des alphas – vapeurs du sol pour l'ensemble des sites sont respectivement de  $3,5 \times 10^{-3}$  et  $4,3 \times 10^{-3}$ .

Le calcul des centiles pour les sites affectés par les hydrocarbures pétroliers n'est pas jugé valide étant donné le nombre peu élevé de données. En termes qualitatifs, les alphas des hydrocarbures pétroliers sont beaucoup plus faibles (au moins un ordre de grandeur) que les alphas des solvants chlorés; il faut cependant faire preuve de prudence quand on compare ces données car l'ensemble de données est beaucoup plus petit. Dans un site, on a remarqué une atténuation plus faible du cyclohexane et du 2,2,4-triméthylpentane par rapport aux BTEX, ce qu'on attribue à une bioatténuation plus grande des BTEX (Sanders and Hers, 2006). On a trouvé que le cyclohexane et le 2,2,4-triméthylpentane sont des traceurs efficaces pour quantifier l'intrusion de vapeur. Trop peu de données sur les alphas empiriques des vapeurs du sol sont disponibles pour pouvoir

évaluer l'influence de facteurs tels que le type de sol et les propriétés du bâtiment.

En l'absence de biodégradation, les alphas de composés chimiques tels que le benzène et le trichloroéthylène devraient être très similaires puisque leurs propriétés chimiques sont semblables. La différence entre les alphas empiriques observés pour les solvants chlorés et les composés BTEX donne à penser que la biodégradation est en cours dans certains sites. Il n'y a malheureusement que peu d'ensembles de données de grande qualité indiquant de façon concluante que la biodégradation cause l'atténuation de la concentration de vapeur sous les bâtiments.

En conclusion, les facteurs d'atténuation d'orientation sont considérés comme raisonnablement conservateurs puisque les facteurs d'atténuation mesurés étaient, dans presque tous les cas, inférieurs à ceux prédits au moyen du modèle J&E et incorporés dans ce guide d'orientation. Les facteurs alpha du guide d'orientation, lorsque combinés à une orientation appropriée sur la caractérisation de site, à une sélection des concentrations d'entrée et à un protocole de collecte d'échantillons d'eau souterraine et de vapeur du sol, permettront de réaliser un processus de dépistage raisonnablement conservateur.

## B7.0 RÉFÉRENCES

American Society for Testing and Materials (ASTM). 1995. *Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites*. E-1739-95.

American Society of Heating, Refrigerating, and Air-Conditioning Engineers. *ASHRAE Handbook–1985 Fundamentals*, chap. 22. Atlanta, GA.

Environmental Quality Management, Inc. Révisé le 22 février 2004. U.S. EPA *Superfund User's Guide for Evaluating Subsurface Vapour Intrusion into Buildings*. EPA Contract Number: 68-W-02-33.

Figley, D.A., et L.J. Snodgrass. 21–26 juin 1992. *Comparative Foundation Air Leakage Performance of Ten Residential Concrete Basements*. Proceedings of the 85th Annual Meeting of Air and Waste Management Association.

Fischer, M.L., A.J. Bentley, K.A. Dunkin, A.T. Hodgson, W.W. Nazaroff, R.G. Sextro, et J.M. Daisey. 1996. Factors affecting indoor air concentrations of volatile organic compounds at a site of subsurface gasoline contamination. *Environ. Sci. Technol.* 30(10): 2948–2957.

Laubacher, R.C., P. Bartholomae, P. Velasco, et H.J. Reisinger. 1997. An evaluation of the vapour profile in the vadose zone above a gasoline plume. In: *Proc. 1997 Petrol. Hydro. and Org. Chem. in Ground Water* (396–409). API/NWGA, Houston, Tx.

Ririe, G.T., Sweeney, R.E., S.J. Daugherty and P.M. Peuron. 1998. *A vapor transport model that is consistent with field and laboratory data*. In: Proceedings of the 1998 Petroleum Hydrocarbon and Organic Chemicals in Ground Water: Prevention, Detection and Remediation Conference, Houston, Texas. Groundwater Publishing Company, Ohio.

Sanders, P.F. et I. Hers. 2006. Vapor Intrusion in Homes over Gasoline-Contaminated Ground Water in Stafford, New Jersey. *Ground Water Monit. R.* 26(1): 63-72.

U.S. EPA. 2008. EPA's Vapour Intrusion Database: Analysis of Empirical Attenuation Factors (in progress). Washington, DC.

## ANNEXE C

# MODÉLISATION NUMÉRIQUE DE LA BIOATTÉNUATION DES VAPEURS D'HYDROCARBURES SOUS LES BÂTIMENTS

## TABLE DES MATIÈRES

C1.0	INTRODUCTION .....	120
C2.0	INDICES DE BIOATTÉNUATION FOURNIS PAR DES ÉTUDES DE TERRAIN.....	121
C3.0	ÉTUDE DE MODÉLISATION .....	123
	C3.1 Introduction .....	123
	C3.2 Description du modèle et paramètres d'entrées .....	123
	C3.2.1 Conditions aux frontières .....	124
	C3.2.2 Facteur d'échelle pour d'autres vapeurs d'hydrocarbures .....	128
	C3.2.3 Taux de biodégradation .....	128
	C3.2.4 Propriétés du sol .....	128
	C3.2.5 Propriétés du bâtiment .....	129
	C3.2.6 Domaine de modélisation.....	129
	C3.3 Résultats de la simulation par le modèle .....	129
	C3.4 Implications pour l'orientation .....	132
C4.0	DISCUSSION ET RECOMMANDATIONS.....	133
C5.0	RÉFÉRENCES .....	134

## TABLEAUX

Tableau C1	Taux de biodégradation aérobique mesurés lors d'études sur le terrain .....	122
Tableau C2	Paramètres d'entrée pour la modélisation de la biodégradation.....	123
Tableau C3	Concentrations théoriques estimées associées à une source de liquide en phase non aqueuse de gazoline.....	125

## FIGURES

Figure C1	Domaine de modélisation .....	124
Figure C2	Prédiction des concentrations de benzène sous la dalle directement sous le centre du bâtiment .....	129
Figure C3	Prédiction des concentrations d'oxygène sous la dalle directement sous le centre du bâtiment.....	130
Figure C4	Prédiction des concentrations de benzène sous la dalle directement sous le centre du bâtiment (profondeur / largeur).....	130
Figure C5	Prédiction des concentrations d'oxygène sous la dalle directement sous le centre du bâtiment (profondeur / largeur).....	131
Figure C6	Vue en coupe montrant les isocontours de concentration de benzène sous le bâtiment .....	132

## C1.0 INTRODUCTION

Cette annexe décrit les études de terrain ayant fourni les données sur la biodégradation des vapeurs d'hydrocarbures dans le sol et l'étude par modélisation numérique de la biodégradation des vapeurs d'hydrocarbures sous les bâtiments. Cette information a servi à développer des facteurs d'ajustement pour la bioatténuation qui ont été appliqués aux facteurs d'atténuation de vapeur de base.

La biodégradation est un mécanisme potentiellement significatif pour l'atténuation des vapeurs d'hydrocarbures dans la zone vadose (p. ex., benzène, toluène, éthylbenzène, et xylènes [BTEX]). Les études de terrain et la modélisation montrent que, si l'oxygène est présent en quantité suffisante pour la biodégradation des hydrocarbures, les concentrations de vapeur sont souvent réduites jusqu'à un niveau non

significatif. Des indices empiriques existent également à l'effet que les facteurs d'atténuation de vapeur mesurés pour les BTEX sont plus faibles que ceux mesurés pour des composés chimiques qui sont essentiellement non dégradables tels que les solvants chlorés. Quand les implications potentielles de la biodégradation sur l'intrusion de vapeur de BTEX sont évaluées, le prérequis clé est la présence d'oxygène sous les bâtiments. Les mécanismes de transport de l'oxygène comprennent la diffusion, l'advection de gaz dans le sol imputable à une dépressurisation soutenue du bâtiment, les variations de la pression atmosphérique et les gradients de température.

Comme les recherches sur la biodégradation et les indices empiriques viennent appuyer un facteur d'atténuation plus faible, ce guide d'orientation inclut la possibilité de réduire d'un facteur de dix les facteurs d'atténuation de base des BTEX et d'autres hydrocarbures, lorsque les conditions le justifient.

## C2.0 INDICES DE BIOATTÉNUATION FOURNIS PAR DES ÉTUDES DE TERRAIN

Le nombre d'études de terrain où l'établissement du profil vertical des vapeurs a permis d'évaluer l'atténuation des vapeurs de BTEX ou d'hydrocarbures sous les bâtiments est limité. Au site de l'ancienne usine pétrochimique "Chatterton" de Delta (Colombie-Britannique), on trouve des sols sableux et une contamination extensive par des liquides en phase non aqueuse (LPNA) résiduels. Les concentrations de vapeur de benzène, toluène, et xylène (BTX) ont diminué de plus de trois ordres de grandeur dans un faible intervalle de profondeur (environ 0,3 m) dans les cas où le transport de gaz dans le sol par advection n'était pas significatif. Quand un bâtiment expérimental (une petite serre) comportant une fondation de type dalle sur sol construite sur le site Chatterton, a été dépressurisée à 10 Pa ou plus, il y a eu peu d'atténuation des vapeurs de BTEX étant donné le flux accru de vapeur de BTEX depuis les sols plus profonds et le taux moindre de biodégradation (Hers *et coll.*, 2000).

Fischer *et coll.* (1996) rapportent que les concentrations de vapeur d'hydrocarbures sous un bâtiment sur dalle au sol diminuaient nettement dans un faible intervalle vertical (0,1 à 0,7 m de profondeur). Les auteurs font valoir que ce gradient prononcé est le résultat de la biodégradation combinée à une barrière physique empêchant partiellement le transport vertical (c.-à-d. une zone de forte teneur en eau). Des résultats contradictoires ont été présentés par Laubacher *et coll.* (1997) qui ont dressé le profil des vapeurs sous une maison avec sous-sol et à proximité de celle-ci. Les mesures prises directement sous la dalle de plancher du sous-sol ont montré des concentrations de vapeur de BTEX élevées et de faibles concentrations en O<sub>2</sub> (moins de 1 %). Par contre, les concentrations de vapeur de BTEX adjacentes à la maison (prises à la même profondeur) étaient deux ordres de grandeur plus faibles, tandis que les concentrations en O<sub>2</sub> étaient d'environ 14 %. L'étude de Laubacher *et coll.* (1997) est significative car elle donne à penser que des vapeurs d'hydrocarbures puissent s'accumuler sous un bâtiment.

Plusieurs études ont comporté un suivi dans des sites non recouverts par des bâtiments. Ririe et Sweeney (1995) présentent des données montrant que les concentrations de vapeur de BTEX diminuaient de façon marquée avec une diminution de la profondeur. Des données géochimiques complémentaires ont été recueillies afin de démontrer qu'il y avait biodégradation. Ostendorf et Kampbell (1991) présentent des données semblables pour un site contaminé par du carburant d'aviation et dérivent des constantes cinétiques sur le taux de biodégradation au moyen d'un modèle couplé du transport par diffusion des hydrocarbures et de l'oxygène, étalonné avec des données de terrain.

Les taux estimés de la biodégradation aérobique de premier ordre, fournis dans quelques études de cas, sont présentés dans le tableau C1. Ces taux supposent implicitement que les micro-organismes dégradant les hydrocarbures ainsi que l'oxygène soient disponibles en excès et que le substrat d'hydrocarbures soit la seule limite au taux de dégradation. Les taux de dégradation estimés sont très probablement sensibles à la diffusion effective et à la teneur en eau. Les taux de biodégradation rétrocalculés sont surestimés lorsque de minces couches ayant une forte teneur en eau sont présentes et non quantifiées (c.-à-d. non traitées dans l'analyse), car ces couches constituent une barrière partielle au transport diffusif. Aux sites où des impacts reliés à une forte teneur en eau sont observés, les taux de biodégradation ajustés sont en réalité des paramètres localisés. En raison des diverses sources d'incertitude, les taux de biodégradation estimés (kw<sub>1</sub>) devraient être considérés comme étant des estimations d'ordre de grandeur. Les taux de biodégradation montrés au tableau C1 sont semblables à ceux donnés par DeVaul *et coll.* (1997), lesquels provenaient de sept études en laboratoire et d'une étude de terrain.

Tableau C1 Taux de biodégradation aérobique mesurés lors d'études sur le terrain

Site	Classe de substance	Substance	Épaisseur de la couche de biodégradation (m)	Taux de dégradation de premier ordre (phase aqueuse) (h <sup>-1</sup> )
Chatterton (Hers <i>et coll.</i> , 2000)	BTEX	Benzène	0,3	0,5-2,0 (1,2)
		Toluène	0,3	0,3-1,5 (0,9)
		<i>m- et p-xylène</i>	0,3	0,2-0,8 (0,5)
Alameda (Fischer <i>et coll.</i> , 1996)	Gazoline	Iso-pentane	0,2	~2
Traverse City (Ostendorf et Kampbell, 1991)	Carburant d'aviation	Hydrocarbures totaux	3	~0,01
California (Ririe et Sweeney, 1995)	Gazoline	Benzène	2	0,4

Les taux de dégradation du premier ordre dans la zone vadose sont de deux à quatre ordres de grandeur plus élevés que ceux obtenus pour des panaches de BTEX dissous dans l'eau souterraine (Wiedemeier *et coll.*, 1996). La raison probable de ces taux de biodégradation beaucoup plus élevés dans la zone vadose réside sur le fait que le transfert d'oxygène dans l'eau souterraine est un processus beaucoup moins efficace que le transport d'oxygène dans la zone vadose. Bien que les

taux de biodégradation dans la zone vadose soient élevés par rapport aux taux dans la zone saturée, ils sont du même ordre de grandeur ou moindres que les taux obtenus pour des biofiltres, ce qui permet de croire que les taux dans la zone vadose présentés dans le tableau C1 sont raisonnables. Par exemple, Andreoni *et coll.* (1997) rapportent un taux d'élimination du toluène de 6 mg/L-h avec un biofiltre composé d'écorce d'arbre, tandis que Wu *et coll.* (1999) mentionnent un taux d'élimination du toluène de 135 mg/L-h avec un biofiltre fait de pastilles de tourbe.

## C3.0 ÉTUDE DE MODÉLISATION

### C3.1 Introduction

Un modèle numérique utilisant la méthode des différences finies à deux dimensions a servi à mieux comprendre la biodégradation aérobique des vapeurs de BTEX sous un bâtiment. Les résultats de l'étude de modélisation ont guidé le choix de critères de coupure pour déterminer à quelle profondeur le facteur de réduction à multiplicateur de 10 allait être appliqué à la biodégradation dans ce guide d'orientation (p. ex., une profondeur supérieure à 3 m entre les fondations et la source de contamination). La portée de cette modélisation était relativement limitée et ses résultats sont préliminaires. Des études de modélisation plus poussées sont recommandées afin d'évaluer la biodégradation aérobique des vapeurs d'hydrocarbures sous les bâtiments.

### C3.2 Description du modèle et paramètres d'entrées

Un modèle numérique à deux dimensions (VADBIO) pour le transport de plusieurs composés dans la zone non saturée a

été utilisé pour évaluer la biodégradation de vapeur d'hydrocarbures (Hers *et coll.*, 2000). Le modèle simule la diffusion, l'advection en phase gazeuse et les réactions d'ordre un ou zéro (biodégradation) en supposant un équilibre chimique de la répartition des composés entre les phases vapeur, aqueuse et sorbée, ainsi que des isothermes linéaires pour des composés chimiques multiples. Le modèle a la capacité de résoudre simultanément l'équation de transport d'oxygène et de relier la dégradation des vapeurs d'hydrocarbures à la disponibilité d'oxygène. Ceci se fait par l'estimation, à chaque intervalle de temps de la simulation, des masses d'hydrocarbures dégradés et d'oxygène consommé à partir de la relation stœchiométrique pour une minéralisation complète de l'hydrocarbure et d'un processus de biodécomposition d'ordre un ou d'ordre zéro. Le modèle permet actuellement de reproduire le transport de quatre substances simultanément (c.-à-d. les BTEX). L'effet des autres hydrocarbures sur la capacité de biodégradation est traité par un facteur d'échelle, tel que décrit plus bas. Les conditions et les paramètres d'entrées du modèle sont décrits dans le texte qui suit et résumés dans le tableau C2.

Tableau C2 Paramètres d'entrée pour la modélisation de la biodégradation

Paramètre		Limons Sous bât.	Limons Adj. bât.	Sables Sous bât.	Sables Adj. bât.
Propriétés du sol	Teneur en eau volumique (adimensionnel)	0,18	0,29	0,05	0,055
	Porosité totale (adimensionnel)	0,43	0,43	0,43	0,43
	Teneur en carbone organique (adimensionnel)	0,002	0,002	0,002	0,002
	Masse volumique apparente (g/cm <sup>3</sup> )	1,67	1,67	1,67	1,58
		Benzène	Toluène	m&p-xylène	Oxygène
Propriétés de la substance	Constante de Henry (adimensionnel)	0,23	0,28	0,23	31,6
	Coeff. diffusion dans l'air (m <sup>2</sup> /sec)	8,44E-06	7,60E-06	7,00E-06	2,06E-05
	Coeff. diffusion dans l'eau (m <sup>2</sup> /sec)	1,00E-09	1,00E-09	1,00E-09	1,00E-09
	Coeff. répartition (log K <sub>oc</sub> ) (cm <sup>3</sup> /g)	1,96	2,12	2,56	1
Concentrations	C <sub>g</sub> (x,y,t=0) (mg/L)	0	0	0	279
	Scénario conservateur C <sub>g</sub> (x,y=0,t) (mg/L)	2,8	8,7	2,7	Variable
	Scénario meilleure estimation C <sub>g</sub> (x,y=0,t) (mg/L)	0,6	1,5	0,8	Variable
	C <sub>g</sub> (x,y= surface,t) (mg/L)	0,000005	0,00001	0,000003	279
Biodégradation Taux	Scénario conservateur Taux 1 <sup>er</sup> ordre (kw <sup>1</sup> ) (h <sup>-1</sup> )	0,05	0,05	0,05	s/o*
	Scénario conservateur Taux ordre 0 (kw <sup>0</sup> ) (mg/L-h)	0,05	0,05	0,05	s/o
	Scénario meilleure estimation Taux 1 <sup>er</sup> ordre (kw <sup>1</sup> ) (h <sup>-1</sup> )	0,5	0,5	0,5	s/o
	Scénario meilleure estimation Taux ordre 0 (kw <sup>0</sup> ) (mg/L-h)	0,5	0,5	0,5	s/o
	Rapport stœchiométrique moyen	3,1	3,1	3,1	s/o

\*Sans objet

### C3.2.1 Conditions aux frontières

Les conditions aux frontières du modèle sont montrées à la figure C1. Les conditions aux frontières du transport des hydrocarbures sont les suivantes :

**Couche inférieure** : concentration de vapeur constante (condition de Dirichlet)

**Couche supérieure** : concentration constante égale à la concentration d'hydrocarbures dans l'atmosphère, ce qui suppose que les composés chimiques soient sujets à un mélange et à une dilution instantanés dans l'atmosphère

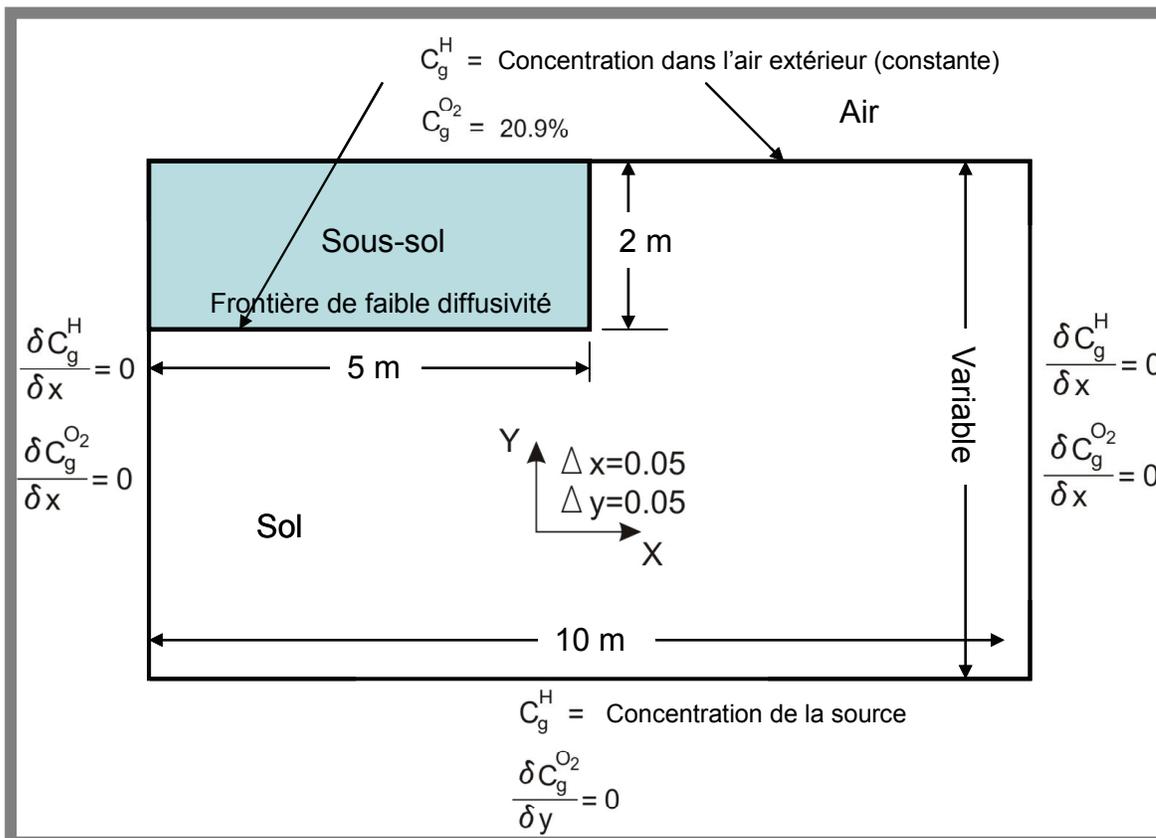
Les conditions aux frontières du transport d'oxygène sont les suivantes :

**Couche inférieure** : flux constant fixé à zéro (condition de Neumann)

**Couche supérieure** : concentration atmosphérique constante dans le temps (20,9 %)

Des concentrations conservatrices de vapeur de BTEX à la source de contamination ont été estimées en supposant une source constante, sans réduction, de LPNA consistant en de la gazoline altérée, une répartition entre les phases LPNA et vapeur ainsi que les fractions molaires pour les composantes des vapeurs de gazoline citées dans Johnson *et coll.* (1990) (tableau C3). Les concentrations à la source conservatrices pour le benzène, le toluène et les xylènes sont respectivement de 2,8 mg/L, 8,7 mg/L et 2,7 mg/L. Les possibles changements de composition de la source de LPNA au fil du temps n'ont pas été pris en compte. Une source de gazoline altérée a été choisie, car les concentrations de benzène à la source sont plus élevées (conservatrices) dans ce cas. Les concentrations de vapeur ont été ajustées à 10°C, selon la relation Clausius-Clapeyron (Schwarzenbach *et coll.*, 1993).

Figure C1 Domaine de modélisation



**Tableau C3 Concentrations théoriques estimées associées à une source de liquide en phase non aqueuse de gazoline**

No.	Composés	Formule Chimique	Masse molaire Mw,l (g/mole)	Pression de vapeur Pv,l (atm,20°C)	Température d'ébullition Tb (@ 1 atm, °C	Pression de vapeur Pv,l (atm, 10°C)	Fraction molaire gazoline pure (-)	Fraction molaire gazoline altérée (-)	Concentration de vapeur gazoline pure (µg/L, mg/m³)	Concentration de vapeur gazoline altérée (µg/L, mg/m³)
24	benzène	C6H6	78.1	0.1	80	0.06196	0.0093	0.0137	1938.1	2855.1
33	toluène	C7H8	92.1	0.029	111	0.017105	0.0568	0.1216	3853.6	8250.0
40	p-xylène	C8H10	106.2	0.0086	138	0.004789	0.0858	0.1247	1879.5	2731.6
41	m-xylène	C8H10	106.2	0.008	139	0.004432	0	0.0000	0.0	0.0
43	o-xylène	C8H10	106.2	0.0066	144	0.003634	0	0.0000	0.0	0.0
	<b>BTEX</b>						<b>0.1519</b>	<b>0.26</b>	<b>7671</b>	<b>13837</b>
1	propane	C3H8	44.1	8.5	-42	6.412941	0.0002	0.0000	2435.9	0.0
2	isobutane	C4H10	58.1	2.93	-12	2.14938	0.01999	0.0000	107507.1	0.0
3	n-butane	C4H10	68.1	2.11	-1	1.499217	0.1031	0.0000	453320.3	0.0
4	trans-2-butène	C4H8	56.1	1.97	1	1.394482	0.0012	0.0000	4042.9	0.0
5	cis-2-butène	C4H8	56.1	1.79	4	1.253633	0	0.0000	0.0	0.0
6	3-méthyl-butène	C5H10	70.1	0.96	21	0.628192	0.0008	0.0000	1517.2	0.0
7	isopentane	CH12	72.2	0.78	28	0.560575	0.1384	0.0296	241236.0	51593.8
8	1-pentène	C5H10	70.1	0.7	30	0.477803	0	0.0000	0.0	0.0
9	2-méthyl-1-butène	C5H10	70.1	0.67	31	0.453136	0	0.0000	0.0	0.0
10	2-méthyl-1-butène	C5H8	68.1	0.65	34	0.465529	0	0.0000	0.0	0.0
11	n-pentane	C5H12	72.2	0.57	36	0.3884	0.0773	0.0169	93353.5	20409.8
12	trans-2-pentène	C5H10	70.1	0.53	36	0.34365	0	0.0000	0.0	0.0
13	2-méthyl-2-butène	C5H10	70.1	0.51	38	0.338092	0.006	0.0000	6124.1	0.0
14	3-méthyl-1,2-butadiène	C5H8	68.1	0.46	41	0.305193	0	0.0000	0.0	0.0
15	3,3-diméthyl-1-butène	C6H12	84.2	0.47	41	0.315391	0.0055	0.0000	6290.1	0.0
16	cyclopentane	C5H10	70.1	0.35	50	0.234752	0	0.0000	0.0	0.0
17	3-méthyl-1-pentène	C6H12	84.2	0.29	54	0.190413	0	0.0000	0.0	0.0
18	2,3-diméthylbutane	C6H14	86.2	0.26	57	0.170059	0.0807	0.0744	50946.5	46969.3
19	2-méthylpentane	C6H14	86.2	0.21	60	0.13269	0.0302	0.0000	14876.0	0.0

No.	Composés	Formule Chimique	Masse molaire Mw,l (g/mole)	Pression de vapeur Pv,l (atm,20°C)	Température d'ébullition Tb (@ 1 atm, °C	Pression de vapeur Pv,l (atm, 10°C)	Fraction molaire gazoline pure (-)	Fraction molaire gazoline altérée (-)	Concentration de vapeur gazoline pure (µg/L, mg/m³)	Concentration de vapeur gazoline altérée (µg/L, mg/m³)
20	3-méthylpentane	C6H14	86.2	0.2	64	0.129378	0	0.0000	0.0	0.0
21	n-hexane	C6H14	86.2	0.16	69	0.10182	0.0313	0.0459	11831.0	17349.5
22	méthylcyclopentane	C6H12	84.2	0.15	72	0.096147	0	0.0000	0.0	0.0
23	2,2-diméthylpentane	C7H16	100.2	0.11	79	0.069072	0.0093	0.0000	2772.0	0.0
25	cyclohexane	C6H12	84.2	0.1	81	0.062364	0	0.0000	0.0	0.0
26	2,3-diméthylpentane	C7H16	100.2	0.072	90	0.044458	0.0371	0.1088	7117.5	20872.8
27	3-méthylhexane	C7H16	100.2	0.064	92	0.039114	0	0.0000	0.0	0.0
28	3-éthylpentane	C7H16	100.2	0.06	94	0.036646	0	0.0000	0.0	0.0
29	2,2,4-triméthylpentane	C8H18	114.2	0.051	99	0.031083	0.0101	0.0000	1544.0	0.0
30	n-heptane	C7H16	100.2	0.046	98	0.027416	0.006	0.0853	709.8	10091.6
31	méthylcyclohexane	C7H14	98.2	0.048	101	0.029247	0	0.0000	0.0	0.0
32	2,2-diméthylhexane	C8H18	114.2	0.03	107	0.020862	0.0046	0.0000	472.0	0.0
34	2,3,4-triméthylpentane	C8H18	114.2	0.028	114	0.016644	0.0101	0.0000	826.8	0.0
35	2-méthylheptane	C8H18	114.2	0.021	116	0.012078	0.0129	0.0468	766.3	2779.9
36	3-méthylheptane	C8H18	114.2	0.02	115	0.011372	0	0.0000	0.0	0.0
37	n-octane	C8H18	114.2	0.014	126	0.007935	0.0011	0.0468	42.9	1826.4
38	2,4,4-triméthylhexane	C9H20	128.3	0.013	131	0.007437	0.0065	0.0000	267.1	0.0
39	2,2-diméthylheptane	C9H20	128.3	0.011	133	0.006205	0	0.0000	0.0	0.0
42	3,3,4-triméthylhexane	C9H20	128.3	0.0073	140	0.004013	0.0209	0.0208	463.4	461.2
44	2,2,4-triméthylheptane	C9H22	142.3	0.0053	149	0.002892	0.007	0.0000	124.1	0.0
45	3,3,5-triméthylheptane	C9H22	142.3	0.0037	156	0.001982	0	0.0188	0.0	228.4
46	n-propylbenzene	C9H12	120.2	0.0033	159	0.001762	0.0666	0.0737	607.4	672.2
47	2,3,4-triméthylheptane	C10H22	142.3	0.0031	160	0.001649	0	0.0000	0.0	0.0
48	1,3,5-triméthylbenzène	C9H12	120.2	0.0024	165	0.001261	0.0325	0.0222	212.1	144.9
49	1,2,4-triméthylbenzène	C9H12	120.2	0.0019	169	0.000985	0.0169	0.0222	86.2	113.2
50	méthylpropylbenzène	C10H14	134.2	0.001	182	0.000504	0.0249	0.0297	72.5	86.5

No.	Composés	Formule Chimique	Masse molaire Mw,l (g/mole)	Pression de vapeur Pv,l (atm,20°C)	Température d'ébullition Tb (@ 1 atm, °C)	Pression de vapeur Pv,l (atm, 10°C)	Fraction molaire gazoline pure (-)	Fraction molaire gazoline altérée (-)	Concentration de vapeur gazoline pure (µg/L, mg/m³)	Concentration de vapeur gazoline altérée (µg/L, mg/m³)
51	Diméthyléthylbenzène	C10H14	134.2	0.0007	190	0.000348	0.0218	0.0319	43.8	64.1
52	1,2,4,5-tétraméthylbenzène	C10H14	134.2	0.00046	196	0.000223	0.0094	0.0319	12.1	41.1
53	1,2,3,4-tétraméthylbenzène	C10H14	134.2	0.00033	205	0.000159	0.0091	0.0000	8.3	0.0
54	1,2,4-triméthyl-5-éthylbenzène	C11H16	148.2	0.00029	210	0.00014	0.026	0.0000	23.2	0.0
55	n-dodécane	C12H26	170.3	0.0004	216	0.000201	0.0129	0.0181	19.0	26.6
56	naphthalène	C10H8	128.2	0.00014	218	6.43E-05	0.0033	0.0083	1.2	2.9
57	n-hexylbenzène	C12H20	162.3	0.0001	226	4.55E-05	0	0.0078	0.0	2.5
58	méthylinaphthalène	C11H10	142.2	0.000054	241	2.41E-05	0.0015	0.0000	0.2	0.0
	<b>Composés non-BTEX</b>						<b>0.84519</b>	<b>0.7399</b>	<b>1009672</b>	<b>173737</b>
	<b>Hydrocarbures totaux (Somme des composés BTEX et non-BTEX)</b>						<b>0.99709</b>	<b>0.9999</b>	<b>1017344</b>	<b>187573</b>
	<b>Ratio BTEX / Concentration totale vapeurs hydrocarbures</b>								<b>0.0075</b>	<b>0.074</b>
	<b>Ratio approximatif BTEX / Concentration totale vapeurs hydrocarbures</b>								<b>-0.01</b>	<b>-0.1</b>

\* Les fractions molaires utilisées sont celles de Johnson et al. (1990)

Les meilleures estimations des concentrations de vapeur de BTEX à la source de contamination ont été obtenues dans quelques études sur le terrain qui ont fait intervenir la mesure des concentrations de vapeur près de la source de contamination (Hers *et coll.*, 2000). Les concentrations de vapeur du sol mesurées dans les zones sources sont moindres que les valeurs prédites à partir de modèles de répartition à l'équilibre. Les meilleures estimations des concentrations à la source de BTEX sont respectivement de 0,6 mg/L, 1,5 mg/L et 0,8 mg/L.

### **C3.2.2 Facteur d'échelle pour d'autres vapeurs d'hydrocarbures**

Dans la modélisation du transport de panaches de BTEX dans l'eau souterraine, l'utilisation d'accepteurs d'électrons par les hydrocarbures autres que les BTEX n'est généralement pas un problème significatif puisque les BTEX représentent plus de 70 % des hydrocarbures solubles présents dans les sites affectés par la gazoline et le JP-4 (manuel de BIOSCREEN V 1.3). Dans le cas de panaches de vapeur, les BTEX représentent généralement une petite fraction de la concentration totale en vapeur d'hydrocarbures. Par conséquent, la considération d'un facteur d'échelle permettant de tenir compte de la demande en oxygène des autres hydrocarbures est importante. Deux facteurs d'échelle ont été calculés et utilisés dans les simulations du modèle : un facteur d'échelle conservateur et un facteur d'échelle du type meilleure estimation.

Le facteur d'échelle conservateur a été estimé d'après la proportion de la masse de vapeur de BTEX par rapport à la masse totale des vapeurs d'hydrocarbures pour de la gazoline altérée, en utilisant les propriétés citées par Johnson *et coll.* (1990). On suppose que les vapeurs de BTEX et d'hydrocarbures ont, en moyenne, des propriétés de transport et de biodégradation similaires. Le facteur d'échelle conservateur est ainsi de 10 %. Pour tenir compte de la demande en oxygène par d'autres hydrocarbures, la concentration en oxygène de la limite supérieure (surface du sol) a été ajustée à 10 % de la concentration atmosphérique (27,9 mg/L). La fonction de biodégradation a été désactivée quand la concentration en oxygène atteignait 2,7 mg/L, ce qui correspond à 27 mg/L (2 % par volume) mis à l'échelle du 10 %. La fonction de biodégradation était ainsi désactivée parce que le taux de biodégradation est sensiblement réduit quand la concentration est faible (DeVaull *et coll.*, 1997).

Peu de données de terrain sont disponibles sur les taux relatifs de consommation d'oxygène par les BTEX et par les vapeurs d'hydrocarbures totales. Par conséquent, le facteur d'échelle du type meilleure estimation a été obtenu en prenant compte des taux relatifs d'élimination des vapeurs dans des biofiltres et de la proportion de BTEX dans les vapeurs d'hydrocarbures

totales mesurées dans l'effluent de système d'extraction des vapeurs du sol. Jutrus *et coll.* (1997) rapportent que le taux d'élimination des BTEX par rapport aux hydrocarbures totaux dans un biofiltre est d'environ 20 % dans le cas des vapeurs de gazoline. Pour leur part, Togna et Skladany (1994) mentionnent que la proportion de BTEX dans les vapeurs d'hydrocarbures totales, sur la base de leur masse, varie de 10 à 30 % dans le cas de vapeur de gazoline extraite. Une plage de variation similaire a été observée dans d'autres projets menés par les auteurs. Le facteur d'échelle du type meilleure estimation a été établi à 20 %. Il est également supposé que les vapeurs de BTEX et d'hydrocarbures aient des propriétés de transport et de biodégradation similaires.

### **C3.2.3 Taux de biodégradation**

Les taux d'ordres un et zéro du type meilleure estimation, pour les composantes individuelles du groupe BTEX, ont été établis respectivement à 0,5 h<sup>-1</sup> et 0,5 mg/L-h. Les valeurs du type meilleure estimation sont égales à la limite inférieure de la plage de taux du premier ordre mesurés pour les BTEX au site Chatterton (Hers *et coll.*, 2000). Les taux d'ordres un et zéro conservateurs étaient d'un ordre de grandeur plus faibles, soit respectivement à 0,05 h<sup>-1</sup> et 0,05 mg/L-h. Quand les concentrations de composantes individuelles des BTEX dans l'eau interstitielle dépassaient 1 mg/L, on utilisait un modèle d'ordre zéro; quand les concentrations étaient inférieures à 1 mg/L, le modèle du premier ordre était alors utilisé. Cette approche est justifiée par Hers *et coll.* (2000c).

### **C3.2.4 Propriétés du sol**

Les propriétés du sol ont été estimées pour du sable et du limon selon la définition du U.S. Soil Conservation Service (SCS). La porosité totale et la capacité au champ ont été estimées au moyen de l'équation de van Genuchten (van Genuchten, 1980) pour la courbe de rétention d'eau et des paramètres de la courbe de van Genuchten sur la rétention d'eau dans le sol, en fonction des textures de sol U.S. SCS calculées par Carsel et Parrish (1988).

Sous le bâtiment, le contenu en eau volumique a été supposé être à mi-chemin entre la teneur résiduelle en eau et la capacité au champ (0,05 pour le sable et 0,18 pour le limon). À proximité du bâtiment, la teneur volumétrique en eau a été supposée égale à la capacité au champ (0,055 pour le sable et 0,29 pour le limon). La porosité totale du sable et du limon était de 0,43. La fraction de carbone organique a été supposée égale à 0,002.

Dans le cas du sol sablonneux, on a supposé que le premier 0,1 m de sol adjacent au bâtiment soit constitué de limon. Cette utilisation de limon visait à simuler la terre végétale qui

serait généralement présente dans une zone avec couvert végétal.

### C3.2.5 Propriétés du bâtiment

Le bâtiment modélisé est une maison individuelle avec une cave, occupant une surface de 10 m sur 10 m avec une profondeur de 2 m. Le coefficient de diffusion effectif pour une dalle et des murs de fondation en béton a été estimé au moyen de la méthode décrite par Hers *et coll.* (2000) en supposant un rapport de fissuration et une tortuosité de 0,0005 et 0,2, respectivement. La valeur de tortuosité des fissures utilisée correspond à des fissures remplies de poussière.

### C3.2.6 Domaine de modélisation

Le domaine du modèle est montré à la figure C1. La grille de calcul du modèle a été réglée à  $\Delta X = 0,1$  m et  $\Delta Y = 0,2$  m pour des raisons d'efficacité du calcul. Comme le montrent Hers *et coll.* (2000), il existe un petit degré d'erreur dans le modèle quand la grille de modélisation est de  $\Delta Y = 0,1$  m; cependant, les concentrations du modèle numérique sont biaisées vers le haut par rapport à la solution analytique et sont donc

prudentes. Il n'y avait pas de différence significative dans les résultats donnés par une grille de modélisation de  $\Delta X = 0,1$  m et  $\Delta X = 0,2$  m. Le domaine du modèle a aussi été ajusté de façon à assurer que la largeur de terrain découvert autour du bâtiment soit suffisante pour ne pas affecter les résultats.

## C3.3 Résultats de la simulation par le modèle

Des simulations de la diffusion, de la biodégradation et de la sorption ont été effectuées pour les sols de types sable et limon, en fonction des valeurs biodégradation prudentes et probables et de quatre profondeurs de contamination sous les fondations du bâtiment (1,7 m, 3,6 m, 5,7 m et 8 m). Les résultats sont exprimés de deux façons :

1. La concentration prédite de vapeur de benzène sous la dalle au centre du bâtiment, par rapport à la profondeur de la source de vapeur de contamination (figures C2 et C3); et
2. La concentration prédite de vapeur de benzène sous la dalle au centre du bâtiment, par rapport à la profondeur de la source de vapeur de contamination divisée par la largeur du bâtiment ( $P/L$ ) (figures C4 et C5).

Figure C2 Prédiction des concentrations de benzène sous la dalle directement sous le centre du bâtiment

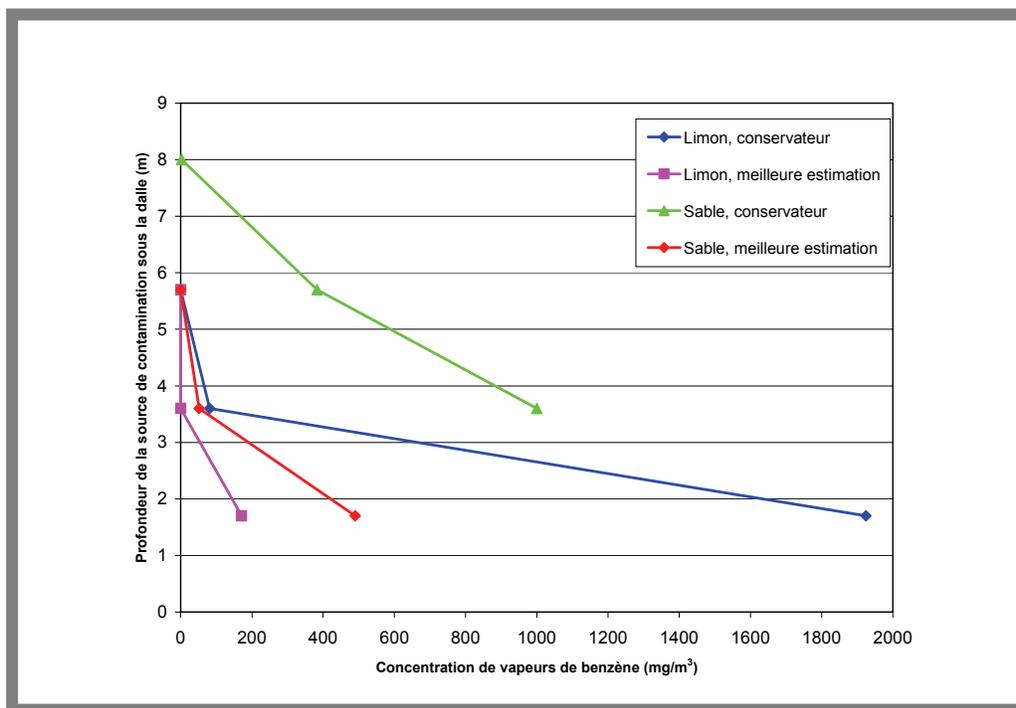


Figure C3 Prédiction des concentrations d'oxygène sous la dalle directement sous le centre du bâtiment

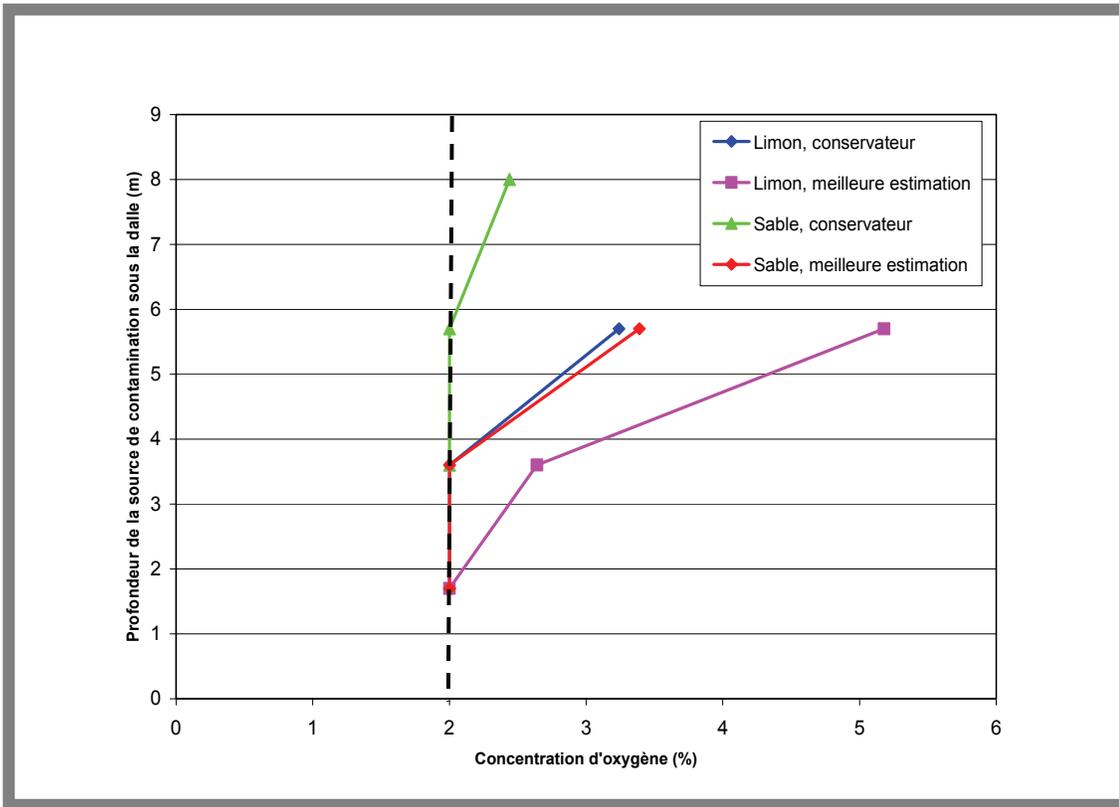


Figure C4 Prédiction des concentrations de benzène sous la dalle directement sous le centre du bâtiment (profondeur / largeur)

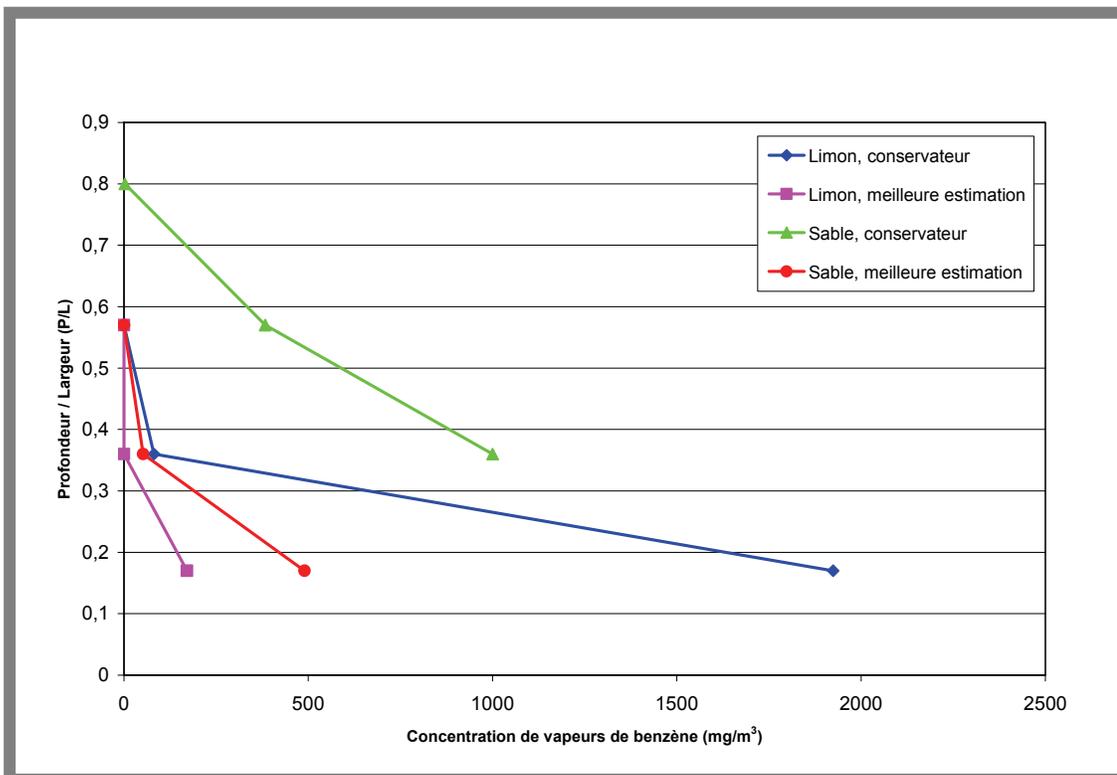
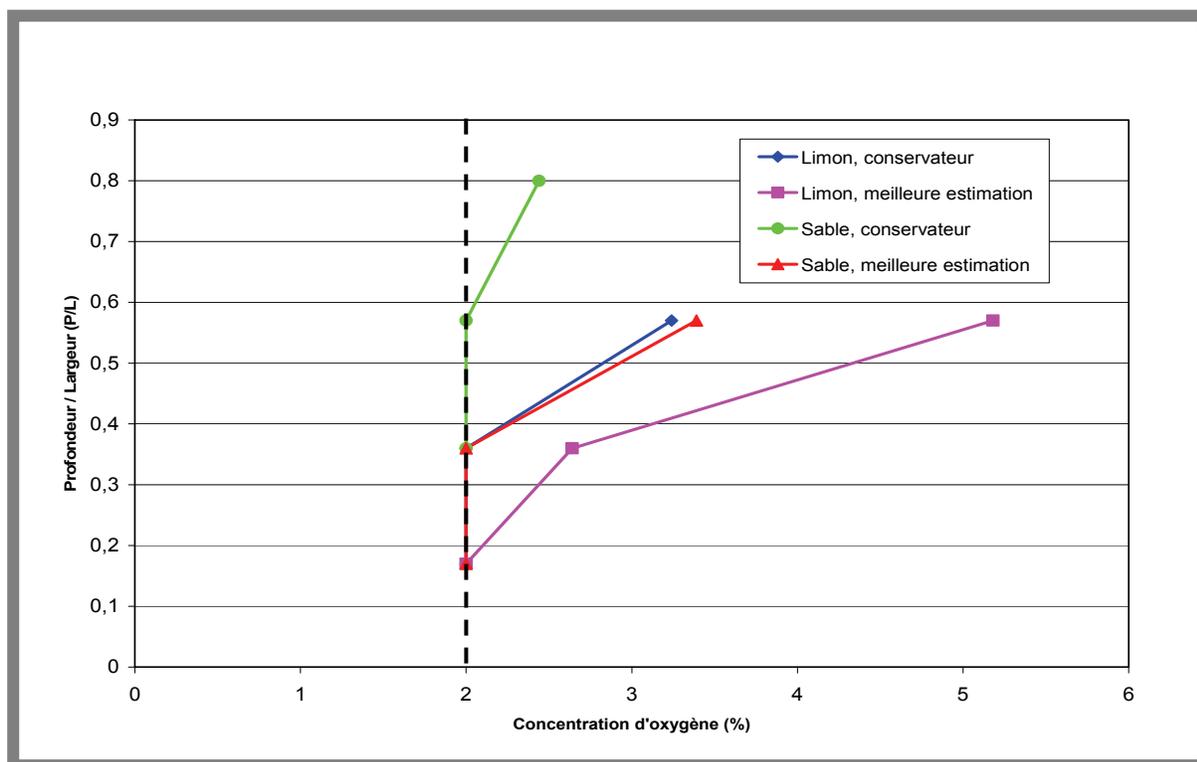


Figure C5 Prédiction des concentrations d'oxygène sous la dalle directement sous le centre du bâtiment (profondeur / largeur)



Nous présentons la concentration de benzène à 0,15 m sous la dalle de plancher pour une simulation correspondant à une période de trois mois. Après trois mois, les conditions avaient à peu près atteint un point d'équilibre.

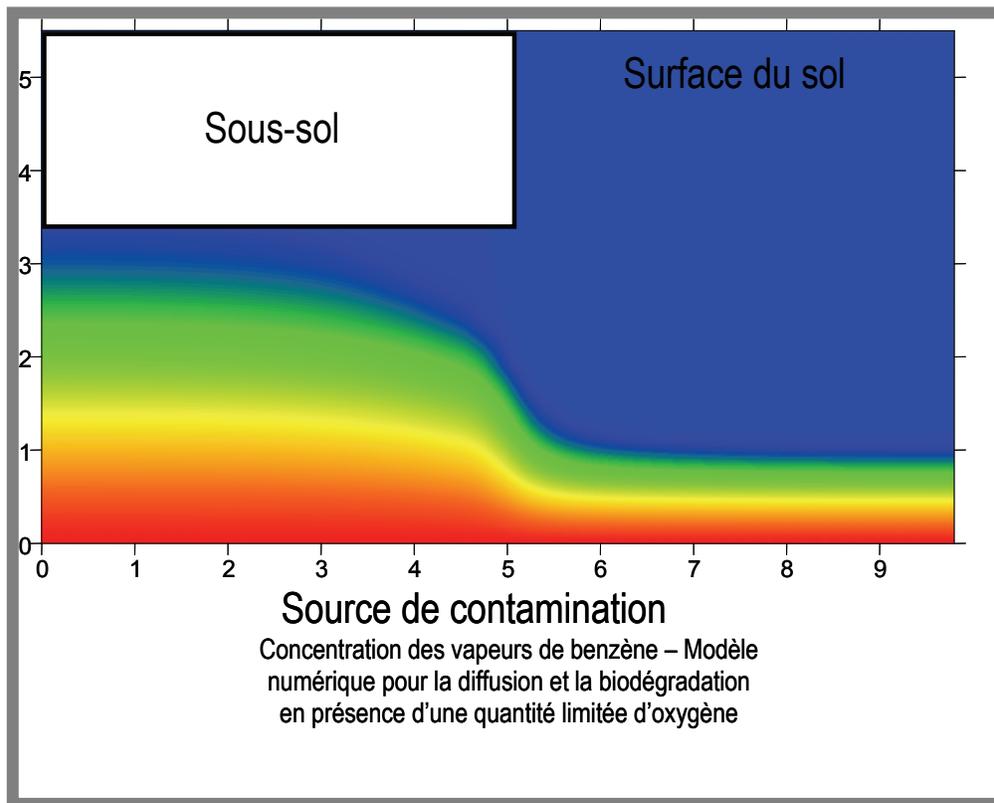
Dans trois des quatre scénarios (limon conservateur, limon meilleure estimation, sable meilleure estimation), la concentration prédite de vapeur de benzène sous la dalle au centre du bâtiment avait diminué à un niveau relativement faible (moins de 100 mg/m<sup>3</sup> environ) pour une contamination située à une profondeur de plus de 3 à 4 m (figure C2). Les concentrations prédites de benzène près des murs du bâtiment étaient moindres que celles prédites sous le centre du bâtiment. Les concentrations en oxygène étaient abaissées par rapport au niveau atmosphérique dans tous les cas simulés, mais elles restaient assez élevées pour permettre une biodégradation à des profondeurs plus grandes que 3 ou 4 m environ dans trois des quatre cas simulés. Si on exclut le scénario sable conservateur, le rapport profondeur/largeur (P/L) minimum correspondant à une concentration relativement faible de vapeur benzène sous la dalle au centre du bâtiment était d'environ 0,4.

Dans le cas du scénario sable conservateur, les concentrations de benzène ne diminuent pas jusqu'à des niveaux faibles tant que la profondeur de la contamination n'atteint pas au moins 8 m sous la dalle de plancher. On

remarque que dans le scénario sable, la simulation comprend une couche superficielle de limon. Cette couche de limon a un coefficient effectif de diffusion beaucoup plus petit que celui du sable, ce qui entraîne une réduction appréciable du transport oxygène vers le dessous du bâtiment. Comme le modèle ne tient pas compte d'autres mécanismes de transport d'oxygène (p. ex., le vent ou le pompage atmosphérique), le scénario sable conservateur est vraisemblablement trop conservateur. Il illustre néanmoins l'effet d'une couche de recouvrement sur le transport diffusif.

Les concentrations prédites de vapeur de benzène ont aussi été tracées pour le scénario limon meilleure estimation (figure C6). Les résultats montrent une nette augmentation des concentrations de vapeur de benzène en bordure du dessous du bâtiment. La raison de cette augmentation est que le débit de diffusion d'oxygène à travers le béton est beaucoup plus faible que celui à travers le sol et que le coefficient effectif de diffusion est plus grand sous le bâtiment que le coefficient à côté de celui-ci. Ceci s'explique par la teneur en eau estimée qui est plus faible sous le bâtiment.

Figure C6 Vue en coupe montrant les isocontours de concentration de benzène sous le bâtiment



### ***C3.4 Implications pour l'orientation***

Les implications des résultats de la modélisation, lorsqu'on modélise la biodégradation aérobie, la géométrie du bâtiment, les contrastes dans les coefficients effectifs de diffusion et la profondeur de la contamination, ont tous un effet significatif sur le devenir et le transport de vapeur de BTEX sous les bâtiments. Ces résultats font ressortir que dans le cas d'une maison individuelle de dimensions courantes avec une cave de 2 m, la profondeur de la contamination est supérieure à environ 3 ou 4 m sous la dalle de plancher (rapport P/L plus grand que 0,4) pour permettre une biodégradation aérobie dans la plupart des cas étudiés. Ces valeurs supposent qu'il n'y ait pas d'effet de barrière causé par des surfaces pavées ou de faible perméabilité à proximité du bâtiment.

L'étude de modélisation présentée ici était de nature préliminaire. D'autres études de modélisation sont recommandées afin d'évaluer de façon plus poussée la biodégradation des vapeurs d'hydrocarbures sous les bâtiments. L'approche du rapport P/L décrite précédemment doit être vérifiée davantage afin de déterminer si elle est applicable à des bâtiments de plus grande dimension.

## C4.0 DISCUSSION ET RECOMMANDATIONS

La recherche indique que les vapeurs de BTEX sont facilement biodégradées en présence d'oxygène. La disponibilité sous le bâtiment d'une quantité d'oxygène suffisante pour permettre la biodégradation dépend de divers facteurs dont :

- la concentration à la source de vapeur;
- la profondeur de la source de contamination sous les fondations du bâtiment (distance « P »);
- les dimensions ou la largeur du bâtiment (distance « L »), puisqu'il est supposé que la majeure partie de l'air atmosphérique migre du pourtour du bâtiment vers le dessous de celui-ci;
- la présence ou non d'un effet de barrière limitant le transport d'air atmosphérique à partir des zones adjacentes au bâtiment (p. ex. pavage de faible perméabilité entourant le bâtiment); et
- les propriétés du sol.

Le potentiel de biodégradation des vapeurs de BTEX aura tendance à être plus élevé dans les sites caractérisés par une faible concentration à la source de vapeur, une grande profondeur de la source de vapeur de contamination par rapport aux dimensions du bâtiment (rapport P/L important), des sols perméables et l'absence d'effet de barrière qui pourrait limiter le transport d'air atmosphérique vers les sols sous la surface.

Les résultats de l'étude des facteurs d'atténuation empiriques indiquent que les facteurs d'atténuation des sites présentant des BTEX étaient inférieurs à ceux mesurés pour des composés essentiellement non dégradables (c.-à-d. les solvants chlorés). De plus, les facteurs d'atténuation empiriques observés dans les sites avec des BTEX étaient, dans la plupart des cas, d'au moins un ordre de grandeur plus faibles que les facteurs d'atténuation de base développés pour ce guide d'orientation. L'étude de modélisation indique que lorsqu'il y a une distance suffisante entre le bâtiment et la source de contamination, il y a une bioatténuation significative des vapeurs sous le bâtiment, du moins dans les scénarios de modélisation évalués ici.

Comme les recherches sur la biodégradation et les indices empiriques viennent appuyer un facteur d'atténuation plus faible, les auteurs proposent que l'orientation comprenne la possibilité de réduire d'un facteur de dix les facteurs d'atténuation de base des BTEX ou d'autres hydrocarbures dégradables similaires, lorsque les conditions le justifient. Les deux conditions auxquelles il faut satisfaire pour appliquer cette réduction sont :

1. une profondeur de la contamination suffisante sous les fondations du bâtiment; et
2. aucun effet de barrière significatif empêchant le transport d'oxygène vers les sols sous la surface.

Il n'y a pas de base définitive qui régit l'établissement de critère de profondeur pour cet ajustement à la biodégradation. Les résultats des simulations réalisées avec le modèle à deux dimensions et présentées dans cette annexe suggèrent qu'une séparation de 3 à 4 m entre les fondations et la source de contamination puisse être raisonnable pour les cas semblables à ceux évalués ici (c.-à-d. une maison avec cave). Les processus inclus dans le modèle et les scénarios considérés étaient relativement limités; ces résultats sont donc préliminaires, mais ils constituent un point de départ pour l'évaluation de conditions où la biodégradation de vapeur de BTEX réduira les concentrations jusqu'à des niveaux non significatifs.

Le cadre de travail actuel pour l'évaluation de la biodégradation est basé sur la profondeur et l'effet de barrière. Les auteurs recommandent que les futures versions du guide d'orientation abordent l'utilisation de rapports adimensionnels basés sur le rapport de la profondeur de la contamination sur la largeur du bâtiment, l'intensité de la source de contamination et le type de sol. Des études de modélisation plus poussées sont aussi recommandées afin de mieux évaluer la biodégradation des vapeurs d'hydrocarbures sous les bâtiments. Les études de cas qui seront publiées à l'avenir pourront aussi être utiles à cet égard.

## C5.0 RÉFÉRENCES

- Andreoni, V., Origgi, G., Colombo, M., Calcaterra, E., Colombi, A., 1997. Characterization of a biofilter treating toluene contaminated air. *Biodegradation*. 7 : 397–404.
- Carsel, R.F. and R.S. Parrish. 1988. Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics. *Water Resour. Res.* 24(5): 755-769.
- DeVaul, G., Ettinger, R.A., Salanitro, J.P., et J. Gustafson. 1997. *Benzene, toluene, ethylbenzene and xylenes degradation in vadose zone soils during vapour transport: first-order rate constants*. In: Proceedings of 1997 Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water, Novembre, Houston, Texas. 365-397.
- Fischer, M.L., A.J. Bentley, K.A. Dunkin, A.T. Hodgson, W.W. Nazaroff, R.G. Sextro, et J.M. Daisey. 1996. Factors affecting indoor air concentrations of volatile organic compounds at a site of subsurface gasoline contamination. *Environ. Sci. Technol.* 30(10): 2948–2957.
- Hers, I., Atwater, J., Li, L. et Zapf-Gilje, R. 2000. Evaluation of vadose zone biodegradation of BTX vapours. *J. Contam. Hydrol.* 46: 233-264.
- Jutras, E. M., Smart, C. M., Rupert, R., Pepper, I. L. et R.M. Miller. 1997. Field-Scale Biofiltration of Gasoline Vapors Extracted from Beneath a Leaking Underground Storage Tank. *Biodegradation*. 8 : 31-42.
- Laubacher, R.C., P. Bartholomae, P. Velasco, et H.J. Reisinger. 1997. *An evaluation of the vapour profile in the vadose zone above a gasoline plume*. In: Proceedings of 1997 Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water, November, Houston, Texas. API/NWGA. 396–409
- Ostendorf, D. W., et Kampbell, D. H. 1991. Biodegradation of hydrocarbon vapors in the unsaturated zone. *Water Resour. Res.* 27:453-62.
- Ririe, T. and R. Sweeney. 1995. Fate and transport of volatile hydrocarbons in the vadose zone. In: Proceedings of 1995 Petroleum Hydrocarbon and Organic Chemicals in Groundwater, Houston, Texas. 529-542.
- Schwarzenbach, R.P., Gschwend, P.M., et D.M. Imboden. 1993. *Environmental Organic Chemistry*. John Wiley & Sons, New York, NY, US.
- Togna, A.P., et G.J. Skladany. *Field pilot-scale vapor-phase treatment of styrene using biofiltration*. Bioremediation: Field Experience. Lewis Publishers. Cherry Hill, New Jersey. 507-520.
- Van Genuchten, M. Th. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society Am. Journal.* 44: 892-89.
- Wiedemeier, T.H., M.A. Swanson, D.E. Moutoux, E.K. Gordon, J.T. Wilson, B.H. Wilson, D.H. Kampbell, J.E. Hansen, P. Haas, et F.H. Chapelle. 1996. Draft Technical Protocol for Evaluating Natural Attenuation of Chlorinated Solvents in Groundwater. Air Force Center for Environmental Excellence, Brooks Air Force Base, San Antonio, TX.
- Wu, G., Conti, B., Viel, G., Leroux, A., Brzezinski, R., and M. Heitz. 1999. A high performance biofilter for VOC emission control. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 49 : 185-192.

## ANNEXE D

### EXEMPLES DE CALCULS ILLUSTRANT L'UTILISATION DU GUIDE D'ORIENTATION

L'annexe D présente des exemples de calculs illustrant l'utilisation de ce guide dans quatre scénarios hypothétiques. Les exemples de calcul comprennent les équations de répartition, les calculs d'exposition et les calculs de risques subséquents pour des contextes résidentiel et commercial.

#### Scénario 1

Le scénario 1 illustre un site à usage résidentiel, avec un panache d'eau souterraine contaminée par du trichloroéthylène (TCE) et du chlorure de vinyle (CV) dissous. La profondeur de la surface de la nappe d'eau souterraine (c.-à-d. de la contamination) est estimée à 4 m sous les fondations du bâtiment. Le sol est du type sable et gravier et on évalue le cas d'un récepteur adulte exposé sur une période de 30 ans. Les équations de répartition illustrent comment estimer la concentration de vapeur du sol à partir de la concentration dans l'eau souterraine au moyen de la constante de Henry. La concentration dans l'air intérieur est calculée au moyen d'un facteur d'atténuation représentatif. Les estimations de risque sont données pour un récepteur adulte. Les deux composés chimiques précités sont considérés comme étant cancérigènes ou des composés chimiques actifs sans seuil d'effet. Les aboutissants cancérigènes sont considérés comme protecteurs des aboutissants non carcinogéniques, si bien qu'il n'est pas nécessaire de considérer le risque non cancérigène. Dans le cas des composés chimiques cancérigènes on évalue le risque pour un adulte.

Le risque additionnel de cancer (RAC) est estimé par une approche fondée à la fois sur un excès de risque unitaire (ERU, correspondant au « slope factor ») et un facteur de risque unitaire (RU). Dans l'approche de l'excès de risque unitaire, la dose est amortie sur l'espérance de vie et peut être ajustée pour la fraction du temps d'exposition. Dans l'approche basée sur l'excès de risque unitaire, il n'y a généralement pas d'amortissement dans le calcul de risque, bien qu'on puisse ajuster les risques en fonction de la fraction du temps d'exposition. Santé Canada réévalue présentement la validité et l'acceptabilité de l'amortissement de l'exposition aux composés chimiques cancérigènes dans *l'Évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie I : L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine, version 2.0 (2010)*. En attendant le résultat de cette révision, le risque de cancer estimé pour une ÉQPR devrait supposer une exposition à vie.

#### Scénario 2

Le scénario 2 illustre un site à usage résidentiel affecté par une contamination de gazoline altérée. Des liquides en phase non aqueuse (LPNA) sont présents dans le sol au-dessus de la surface de la nappe d'eau souterraine, dans la zone non saturée. Le dessus de la zone de LPNA se trouve à environ 5 m sous les fondations du bâtiment. Les contaminants potentiellement préoccupants considérés dans ce scénario sont le benzène, le toluène, les xylènes et l'hexane. Comme il y a présence de LPNA, on utilise le modèle à deux phases pour la répartition des LPNA en vapeur. Puisque les fractions molaires sont disponibles, la loi de Raoult permet d'estimer la pression de vapeur (c.-à-d. que la pression de vapeur en phase pure est multipliée par la fraction molaire). Comme la profondeur de la contamination est plus grande que 5 m sous le bâtiment et que le terrain entourant le bâtiment est ouvert et non recouvert, les facteurs d'atténuation de vapeur de benzène, toluène et xylènes sont rajustés à la baisse par un facteur de dix pour tenir compte de la biodégradation. L'exposition du récepteur et les estimations du risque sont présentées pour un récepteur adulte et un tout-petit (pour les composés chimiques non cancérigènes seulement). Comme le montre l'exemple de calcul, quand on connaît la concentration tolérable (CT) d'un composé chimique, celle-ci est utilisée directement pour estimer l'indice de risque (IR) ( $IR = C_{air}/CT$ ). Quand on dispose seulement d'une dose journalière tolérable (DJT), l'IR est estimé à partir du taux d'exposition ( $IR = \text{Taux d'exposition}/DJT$ ).

#### Scénario 3

Le scénario 3 illustre un site à usage commercial dont le sol est contaminé par du goudron de houille, au-dessus de la nappe d'eau, dans la zone non saturée. Le dessus de la zone contaminée est à une profondeur de 2 m sous les fondations du bâtiment. Le sol est de type sableux. Le contaminant potentiellement préoccupant évalué est le naphthalène, un hydrocarbure aromatique polycyclique relativement volatil. La concentration de naphthalène mesurée dans le sol est de 20 mg/kg. Comme cette concentration est inférieure à la concentration de saturation ( $C_{sat}$ ) du sol en naphthalène (373 mg/kg), on a recours au modèle de répartition à trois phases pour estimer la concentration de vapeur provenant d'une source dans le sol. Le bâtiment commercial est un entrepôt dont la hauteur de plafond intérieure est de 4 m. Ceci étant supérieur à la hauteur par défaut du modèle (3 m) et comme on s'attend à ce que le mélange de vapeur se fasse sur toute la hauteur du bâtiment, le facteur d'atténuation de vapeur est ajusté en multipliant l'atténuation par 3 m / 4 m

(0,75). Les estimations de risques sont données pour les valeurs d'exposition par défaut d'un travailleur commercial.

#### **Scénario 4**

Le scénario 4 illustre un site à usage résidentiel contaminé par de la gazoline et du diesel altérés. Le site présente une contamination du sol et, possiblement, une présence de LPNA au-dessus de la surface de la nappe d'eau souterraine. Les contaminants potentiellement préoccupants sont les fractions d'hydrocarbures pétroliers totaux (HPT) et le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et les xylènes (seuls les calculs pour les fractions HPT sont présentés). Des échantillons de vapeur du sol ont été prélevés au-dessus de la zone de sol contaminé, à une profondeur de 1,5 m sous les fondations du bâtiment. Les résultats des analyses de vapeur du sol sont disponibles pour les composants individuels des fractions du Conseil canadien des ministres de l'environnement F1 et F2. Les indices de risques sont fournis pour chacun des composants F1 et F2.

**Scénario 1**
**1. CARACTÉRISATION DU SITE**

Scénario:	Résidentiel
Type de contaminants:	solvants chlorés, panache dissoute
CPPs:	Trichloroéthylène (TCE), chlorure de vinyle (VC)
Type de Sol:	sable ou gravier (texture grossière)
Profondeur de la contamination sous de la foundation :	4m

**2. RÉPARTITION**

$$C_v = CF1 * C_w * H'$$

$$C_{air} = \alpha * C_v$$

CPP			TCE	VC	Source
<b>Paramètres d'entrée</b>					
Concentration dans l'eau souterraine	$C_w$	(mg/L)	0.09	0.004	Données du site HC, 2010b
Constant de Henry (sans unité)	$H'$	(unitless)	4.77E-01	3.24E+00	
Facteur d'atténuation	$\alpha$		7.4E-04	7.4E-04	
Facteur de conversion d'unité	CF1	(L/m <sup>3</sup> )	1.0E+03	1.0E+03	
<b>Répartition</b>					
Concentration de vapeurs de sol	$C_v$	(mg/m <sup>3</sup> )	4.29E+01	1.30E+01	
Concentration dans l'air intérieure	$C_{air}$	(mg/m <sup>3</sup> )	3.16E-02	9.54E-03	

**3. TERM D'EXPOSITION (TE)**

$$TE = J1 * J2 * J3 * J4$$

J1; heures/jour	24	HC, 2004
J2; jour/semaine (/7jours)	7	HC, 2004
J3; semaines/année(/52 semaines)	52	HC, 2004
J4; année totals (cancérogène seulement)	60	HC, 2008

$$TE = 24/24 * 7/7 * 52/52 * 60/60 = 1$$

**4. ESTIMATION DES RISQUES**

RAC = Concentration dans l'air \* TE \* Risque Unitaire      RAC = risque additionnelle de cancer à vie

Pour TCE, utiliser HC, 2004 risk unitaire pour inhalation = 6.1E-4 (mg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup>

Pour VC, puisque il n'y a pas the VTR de Santé Canada; utiliser le risque unitaire de U.S. EPA = 8.8E-03 (mg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup>

Calcul des risques pour les expositions en utilisant les risques unitaires

CPP	Risque unitaire (mg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	RAC
Trichloroéthylène	6.1E-04	1.9E-05
Chlorure de vinyle	8.8E-03	8.4E-05

## Scénario 2

## 1. CARACTÉRISATION DU SITE

Scénario:	Résidentiel
Type de contaminants:	Gazoline altérée, LPNA présent
CPPs:	Benzène, toluène, xylènes, hexane
Type de Sol:	Sable limoneux (granuleux fin)
Profondeur de la contamination sous de la foundation :	5m

## 2. RÉPARTITION

$$C_v = 1E06 * X * P * MW / RT$$

$$C_{air} = \alpha * C_v$$

CPP		Benzène	Toluène	Xylène	Hexane	Source
<b>Paramètres d'entrée</b>						
Fraction molaire	X (adimensionnel)	0.0137	0.1216	0.1247	0.0459	Johnson et al., 1990
Pression de vapeur	P (atm)	1.25E-01	3.75E-02	1.05E-02	1.99E-01	HC, 2010b
Poids moléculaire	MW (g/mol)	78.11	92.14	106.17	86.18	HC, 2010b
constant de gaz	R (L-atm/K-mol)	8.21E-02	8.21E-02	8.21E-02	8.21E-02	
Temperature	T (K)	298	298	298	298	
Facteur d'atténuation	a	5.0E-04	5.0E-04	5.0E-04	5.0E-04	
Facteur d'atténuation ajustées	a	5.0E-05	5.0E-05	5.0E-05	5.0E-05	
<b>Concentration estimée dans le sol et dans l'air</b>						
Concentration de vapeur du sol	$C_v$ (mg/m <sup>3</sup> )	5.47E+03	1.72E+04	5.69E+03	3.22E+04	
Concentration dans l'air	$C_{air}$ (mg/m <sup>3</sup> )	2.74E-01	8.59E-01	2.84E-01	1.61E+00	

Nota: 1. Le facteur d'atténuation à été réduit par une facteur de 10 pour benzène, toluène, xylène, and hexane, selon le document d'orientation.  
1 E 06 = facteur de conversion

## 3. TERMES D'EXPOSITION (TE)

Cancérogènes

$$TE = J1 * J2 * J3 * J4 = 1$$

Non cancérogène

$$TE = J1 * J2 * J3 = 1$$

Paramètres d'exposition:	Tout-petits	Adulte	Source
Terme d'exposition:			
J1; heures/jour	24	24	HC, 2010b
J2; jour/semaine (/7jours)	7	7	HC, 2010b
J3; semaine/annéer (/52 semaines)	52	52	HC, 2010b
J4; années totale (cancérogènes seulement)	S/O	60	HC, 2008

Nota: Conformément aux méthodes de calcul recommandées, adulte évalué pour les cancérogènes et les tout-petits pour les non cancérogène

## 4. ESTIMATION DES RISQUES

$$RAC = \text{Concentration dans l'air} * TE * \text{risque unitaire de cancer}$$

$$IR = C_{air} * TE / TC$$

Calcul des risques

COPC	Dose journalière estimée		Source	Estimations des risques	
	TC (mg/m <sup>3</sup> )	Risque unitaire (mg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>		IR (enfant)	RAC (adulte)
Benzène	-	3.30E-03	HC, 2010b	-	9.03E-04
Toluène	3.80E+0	-	HC, 2010b	2.26E-01	-
Xylène	1.80E-01	-	HC, 2010b	1.58E+00	-
Hexane	7.00E-01	-	USEPA IRIS	2.30E+00	-
<b>RAC totale</b>					<b>9.0E-04</b>

## Scénario 3

## 1. CARACTÉRISATION DU SITE

Scénario:	Entrepôt d'industrie légère
Type de contaminants:	gourdon de houille au sol
CPPs:	Naphthalène
Type de Sol:	Sable (texture grossière)
Profondeur de la contamination sous les fondations du bâtiment:	2m
Hauteur de mélange dans le bâtiment:	4m

## 2. RÉPARTITION

$$C_v = X * S / \rho_b * (K_{oc} * f_{oc} * \rho_b * B + \theta_w + H' * \theta_a)$$

$C_t < C_{sat}$ , si n'y a pas de LNPA présent la suite s'y applique:

$$C_w = C_t * \rho_b / (K_{oc} * f_{oc} * \rho_b + \theta_w + H' * \theta_a)$$

$$C_{air} = \alpha * C_v$$

CPP			Naphtalene	Source
<b>Données Initiales</b>				
Concentration dans le sol	$C_{soil}$	(mg/kg)	20	
Solubilité dans l'eau	S	(mg/L)	3.10E+01	HC, 2010b
Mass volumique du sol	$\rho_b$	(kg-sol/L-total)	1.7	CCME, 2008
Coefficient de répartition dans carbone organique	$K_{oc}$	L/kg	1.12E+03	HC, 2010b
Fraction de carbone organique	$f_{oc}$		0.005	CCME, 2008
Teneur en eau volumique	$\theta_w$	(L-eau/L-total)	0.119	CCME, 2008
Constant de Henry (sans unité)	H'	(sans unité)	1.70E-02	HC, 2010b
Porosité en air	$\theta_a$	(L-air/L-total)	0.239	CCME, 2008
Facteur d'atténuation	$\alpha$		0.000312	
Facteur d'atténuation corrigé pour la hauteur de mélange dans le bâtiment	$\alpha$		0.000234	
<b>Concentration estimé pour divers média</b>				<b>Notes</b>
Concentration dans l'eau souterraine	$C_w$	(mg/L)	3.52E+00	
Concentration du saturation du sol	$C_{sat}$	(mg/kg)	1.76E+02	$C_t < C_{sat}$
Concentration de vapeur du sol	$C_v$	(mg/m <sup>3</sup> )	5.98E+01	
Concentration dans l'air	$C_{air}$	(mg/m <sup>3</sup> )	1.40E-02	

## 3. TERMES D'EXPOSITION (TE)

Non cancérigène

$$TE = J1 * J2 * J3 = 8/24 * 5/7 * 48/52 = 22$$

Paramètres d'exposition:	Travailleur (adulte)	Source
Termes d'exposition:		HC, 2010
J1; heures/Jour	8	HC, 2010
J2; Jours/semaine (/7 Jour)	5	HC, 2010
J3; semaine/année (/52 semaine)	48	HC, 2010

## 4. ESTIMATION DES RISQUES

$$IR = C_{air} * TE / TC$$

CPP	TC(mg/m <sup>3</sup> )	Source	IR
Naphthalène	3.0E-03	HC, 2010b	1.03E+00

## Scénario 4

## 1. CARACTÉRISATION DU SITE

Scénario:	Residentiel
Type de contaminants:	Gazoline et diesel altérée
CPPs:	TPH fractions, benzène, toluène, xylènes (only calculations for TPH shown)
Type de Sol:	Sable (texture grossière)
Médias examinés:	Vapeur du sol
Profondeur de la contamination sous les fondations du bâtiment:	1.5m

## 2. RÉPARTITION

CPP			F1			
			C7-C8 Aromatic	C8-10 Aromatic	C6-8 Aliphatic	C8-10 Aliphatic
<b>Paramètres d'entrée</b>						
Facteur d'atténuation	$\alpha$		2.34E-03	2.34E-03	2.34E-03	2.34E-03
Concentration de gaz du sol	$C_v$	(mg/m <sup>3</sup> )	8.00E+02	1.00E+03	1.40E+03	1.20E+03
Concentration dans l'air	$C_{air}$	(mg/m <sup>3</sup> )	1.87E+00	2.34E+00	3.28E+00	2.81E+00

CPP			F2			
			C10-12 Aromatic	C12-16 Aromatic	C10-12 Aliphatic	C12-16 Aliphatic
<b>Paramètres d'entrée</b>						
Facteur d'atténuation	$\alpha$		2.34E-03	2.34E-03	2.34E-03	2.34E-03
Concentration de gaz du sol	$C_v$	(mg/m <sup>3</sup> )	1.00E+03	2.00E+02	8.00E+02	1.00E+02
Concentration dans l'air	$C_{air}$	(mg/m <sup>3</sup> )	2.34E+00	4.68E-01	1.87E+00	2.34E-01

## 3. ESTIMATION DES RISQUES

$$IR = C_{air} * TE / TC$$

$$TE = 1$$

CPP	TC (mg/m <sup>3</sup> )	IR (-)	HI (-)
C7-C8 Aromatic	0.4	4.68	1.94E+01
C8-10 Aromatic	0.2	11.7	
C6-8 Aliphatic	18.4	0.1780435	
C8-10 Aliphatic	1	2.808	
C10-12 Aromatic	0.2	1.17E+01	1.61E+01
C12-16 Aromatic	0.2	2.34E+00	
C10-12 Aliphatic	1	1.87E+00	
C12-16 Aliphatic	1	2.34E-01	

## ANNEXE E

TABLEAU COMPLÉMENTAIRE E1 RÉTROCALCUL DES CRITÈRES BASÉS SUR LE RISQUE ACCEPTABLE POUR LES VAPEURS DU SOL ET L'EAU SOUTERRAINE

## 1. Calcul de la dose acceptable

*Carcinogène*

$$DR_C^a = RAC_C / ERU$$

*Non carcinogène avec un R<sub>i</sub>D (dose de référence) seulement*

$$DR_{NC}^a = IR_C * R_iD$$

## 2. Calcul de la concentration acceptable dans l'air

*Carcinogène avec un excès de risque unitaire (ERU)*

$$C_{air}^a = DR_C^a * MC * EV / (TI * FI * D_1 * D_2 * D_3 * D_4)$$

*Carcinogène avec un facteur de risque unitaire (RU)*

$$C_{air}^a = RAC_C / (t * RU)$$

*Non carcinogène avec un R<sub>i</sub>D*

$$C_{air}^a = DR_{NC}^a * MC / (TI * FI * D_1 * D_2 * D_3)$$

*Non carcinogène avec une CT<sub>air</sub>*

$$C_{air}^a = IR_C * CT_{air} / t$$

## 3. Calcul des critères de concentration acceptable de vapeur du sol

$$C_a^a = C_{air} / \alpha$$

## 4. Calcul de la concentration acceptable dans l'eau souterraine

i. Calculer la concentration maximale théorique des vapeurs du sol à partir d'un partitionnement théorique

$$C_a^{max} = \text{Max} [FCU_1 * X_1 * MM_i * P_i / RT, FCU_2 * X_i * S_i * H']$$

ii. Calculer les critères de concentration acceptable dans l'eau souterraine

si  $C_a^{max} < C_a^a$  aucun critère possible (dépassé la limite de solubilité)si  $C_a^{max} > C_a^a$  alors  $C_w^a = C_a^a / (1000 * H')$ 

a) Contrôle du flux de matière dans l'eau souterraine (facultatif, valide seulement pour une source de contamination dissoute)

$$Q_{bâtiment} = CAH * A_b * H_b / FCU_4$$

$$Flux_p^a = C_{air}^a * Q_{bâtiment}$$

$$Flux_m^a = U^a * C_g^a * D_g * W_b * R_v * FCU_2 / FCU_3$$

$$\alpha' = Flux_m^a / Flux_p^a * \alpha, \text{ si } Flux_p^a > Flux_m^a$$

$$\alpha' = \alpha, \text{ si } Flux_p^a < Flux_m^a$$

$$C_a^{a'} = C_{air} / \alpha'$$

$$C_w^{a'} = C_a^{a'} / (1000 * H')$$

Paramètre	Valeur par défaut
$DR_C^a$ = Taux d'inhalation acceptable de contaminant carcinogène (mg/kg-jour)	Calculée
$DR_{NC}^a$ = Taux d'inhalation acceptable de contaminant non carcinogène (mg/kg-jour)	Calculée
$RAC_C$ = Risque additionnel de cancer cible	Réglementé
$IRC$ = Indice de risque cible	Réglementé
$C_{air}^a$ = Concentration acceptable dans l'air (mg/m <sup>3</sup> )	Calculée
$C_{air}$ = Concentration de contaminant dans l'air (mg/m <sup>3</sup> )	Calculée
$C_a^a$ = Concentration acceptable de vapeur du sol (mg/m <sup>3</sup> )	Calculée
$C_a^{max}$ = Concentration maximale théorique de vapeur du sol (mg/m <sup>3</sup> )	Calculée
$Flux_p^a$ = Flux de masse prédit acceptable dans le bâtiment (mg/min)	Calculée
$Flux_m^a$ = Flux de masse disponible dans l'eau souterraine (mg/min)	Calculée
$U^a$ = Limite supérieure de la vitesse de Darcy estimée (vitesse de filtration)	500 m/an, hypothèse basée sur le jugement
$\alpha'$ = Facteur d'atténuation de vapeur ajusté en tenant compte du flux de masse	Calculée
$C_a^a'$ = Concentration de vapeur acceptable ajustée (mg/m <sup>3</sup> )	Calculée
$C_w^a'$ = Concentration dans l'eau souterraine acceptable ajustée (mg/L)	Calculée
$C_w^a$ = Concentration acceptable dans l'eau souterraine (mg/L)	Calculée
$X_i$ = Fraction molaire (adimensionnel)	Estimé à partir des données chimiques
$S_i$ = Solubilité du composé chimique pur (mg/L)	Spécifique au composé
$H'$ = Constante de Henry (adimensionnel)	Spécifique au composé
$FCU_1$ = Facteur de conversion d'unité (mg/g)	1 000
$FCU_2$ = Facteur de conversion d'unité (L/m <sup>3</sup> )	1 000
$MM_i$ = Masse molaire moléculaire (g/mole)	Spécifique au composé
$P$ = Pression de vapeur du composé chimique pur (atm)	Spécifique au composé
$R$ = Constante des gaz parfaits (m <sup>3</sup> -atm/K-mole)	8,21E-05
$T$ = Température absolue (K, 273°C + T(°C))	Estimée, spécifique au site
$Q_{bâtiment}$ = Taux de ventilation dans le bâtiment (m <sup>3</sup> /min)	Calculée
$CAH$ = Renouvellement d'air par heure (1/h)	0,35 résidentiel 1,0 commercial
$A_b$ = Aire du bâtiment (m <sup>2</sup> )	100 résidentiel 300 commercial
$H_b$ = Hauteur de mélange (m)	3,6 résidentiel 3,0 commercial
$FCU_4$ = Facteur de conversion d'unité (min/h)	60
$D_g$ = Zone de mélange dans l'eau souterraine pour la volatilisation des produits chimiques (m)	1,0

$W_b$ = Largeur du bâtiment (m)	10 résidentiel 15 commercial
$R_v$ = Ratio de volatilisation de la masse de composés chimiques dans l'eau souterraine s'écoulant sous le bâtiment qui se volatilise et pénètre dans le bâtiment	1,0
$FCU_2$ = Facteur de conversion d'unité ( $L/m^3$ )	1 000
$FCU_3$ = Facteur de conversion d'unité (min/an)	525 600
$TI$ = Taux d'inhalation d'air par le récepteur ( $m^3/h$ )	Spécifique au scénario <sup>†</sup>
$FI$ = Facteur d'absorption par inhalation (adimensionnel)	1
$D_1$ = Heures d'exposition par jour (h/jour)	Spécifique au scénario <sup>†</sup>
$D_2$ = Jours d'exposition par semaine / 7 jours (adimensionnel)	Spécifique au scénario <sup>†</sup>
$D_3$ = Semaines d'exposition par année / 52 sem. (adimensionnel)	Spécifique au scénario <sup>†</sup>
$D_4$ = Total des années d'exposition au site (années, carcinogènes seulement)	Spécifique au scénario <sup>†</sup>
$MC$ = Masse corporelle (kg)	Spécifique au scénario <sup>†</sup>
$EV$ = Espérance de vie (années, carcinogènes seulement)	(voir HC, 2010) <sup>‡</sup>
$t$ = Fraction du temps d'exposition (c.-à-d. heures par jour, jours par année)	Spécifique au scénario <sup>†</sup>
$CT_{air}$ = Concentration tolérable dans l'air ( $mg/m^3$ )	Spécifique au composé
$DJT$ = Dose journalière tolérable ( $mg/kg$ -jour)	Spécifique au composé
$ERU$ = Excès de risque unitaire correspondant au « slope factor » ( $mg/kg$ -jour) <sup>-1</sup>	Spécifique au composé
$RU$ = Facteur de risque unitaire ( $mg/m^3$ ) <sup>-1</sup>	Spécifique au composé

<sup>†</sup> Pour les valeurs spécifiques au scénario, voir *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie I : L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine, version 2.0* (2010).

<sup>‡</sup> Santé Canada revoit présentement la validité et l'acceptabilité de l'amortissement des expositions aux composés chimiques cancérigènes. Consulter le document *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie I : L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine, version 2.0* (2010).