

## ANNEXE B8 : PRINCIPES D'ETABLISSEMENT DES VS<sub>H</sub> ET VI<sub>H</sub>



## Table des matières

<b>B8-1</b>	<b>INTRODUCTION .....</b>	<b>340</b>
<b>B8-2</b>	<b>HYPOTHESES DE CALCUL DES VS<sub>H</sub> .....</b>	<b>340</b>
B8-2.1	PROPRIETES DES SOLS STANDARDS.....	340
B8-2.2	SCENARIOS D'EXPOSITION STANDARDS .....	341
B8-2.3	CALCUL DES VS <sub>H</sub> AVEC LES EQUATIONS DU MODELE RISC HUMAN® .....	342
B8-2.4	CAS PARTICULIERS.....	342
B8-2.4.1	<i>Hydrocarbures pétroliers.....</i>	<i>342</i>
B8-2.4.2	<i>Mercuré.....</i>	<i>346</i>
B8-2.4.3	<i>Isomères du xylène et du 1,2-dichloroéthène .....</i>	<i>347</i>
B8-2.4.4	<i>Benzène.....</i>	<i>347</i>
<b>B8-3</b>	<b>HYPOTHESES DE CALCUL DES VI<sub>H</sub> .....</b>	<b>347</b>

## B8-1 Introduction

Dans le cadre de l'utilisation des méthodes de l'ESR-SH, il est important de connaître les hypothèses émises lors de l'élaboration des valeurs limites  $VS_H$  et  $VI_H$  (valeurs figurant à l'Annexe B1) pour chaque type d'usage (I à V), de manière à pouvoir vérifier si elles correspondent à l'usage particulier du site (ou de la zone récepteur analysée) ou si les écarts observés s'inscrivent dans le sens de la précaution<sup>1</sup>. Les sections ci-dessous exposent les hypothèses de calcul des Valeur Seuil et Valeurs d'Intervention pour la santé humaine ( $VS_H$  et  $VI_H$ ).

## B8-2 Hypothèses de calcul des $VS_H$

D'une façon générale, la détermination des  $VS_H$  est fondée :

- sur la sélection, pour chaque type d'utilisation des terrains, de propriétés de sols standards et de scénarios d'exposition standards ; ceux-ci précisent le type de cible sensible (adultes/enfants), les voies, les durées et les fréquences d'exposition ;
- sur le choix de propriétés physico-chimiques et de valeurs toxicologiques de référence pour chaque substance.

Les  $VS_H$  sont obtenues en calculant la concentration de substance dans le sol pour laquelle les doses absorbées par la cible humaine via les différentes voies d'exposition correspondent, en se référant aux équations présentées aux sections B8-2.3 et B8-2.4, à l'Indice de Risque Seuil  $IR-S=1$ . Ce calcul a été réalisé avec les équations inversées du modèle C-SOIL.

L'additivité des doses d'exposition pour les voies orale et par inhalation a été supposée pour les polluants non mixtes (présentant, pour les deux **voies d'administration**, soit des effets « à seuil », soit des effets « sans seuil »). Pour les polluants mixtes, la valeur la plus contraignante des doses calculées pour chacune des deux **voies d'administration** est retenue pour le calcul de la  $VS_H$ .

### B8-2.1 Propriétés des sols standards

Le calcul des contributions de chaque voie d'exposition à la dose totale fait intervenir des paramètres spécifiques au sol (pH, teneur en matière organique, densité apparente, etc.) ou au site (profondeur de la nappe, profondeur moyenne de la pollution, diamètre de la surface polluée, etc.).

Pour le calcul des  $VS_H$ , des valeurs par défaut ont été fixées pour ces paramètres. Ces valeurs par défaut<sup>2</sup> sont issues d'un traitement statistique des caractéristiques pédologiques des sols wallons repris dans la base de données AARDEWERK, contenant les propriétés des profils pédologiques

---

<sup>1</sup> **Remarque importante** : Il est à noter à ce titre que les types d'usage à considérer en fonction de l'utilisation du terrain qui sont repris à l'Annexe 2 du « décret sols » ont été établis en combinant différentes logiques de classement dont celles – mais pas exclusivement – de l'analyse des risques. Il en résulte que les types d'usage inscrits (et scénarios standard correspondants) peuvent dans certains cas ne pas être suffisamment précautionneux. Ils sont donc à vérifier de façon systématique sur base des informations figurant dans l'Annexe B3.

<sup>2</sup> Ces valeurs seront reprises dans les fichiers « Scénarios standards (.LND) » prévus pour les applications du programme RISC Human<sup>®</sup> (v3.3.) dans le cadre de l'EDR-SH (fichiers disponibles sur le site Internet de la Direction de la Protection des sols et de la Direction de l'Assainissement des Sols <http://environnement.wallonie.be/sols>).

décrits lors de la caractérisation des unités de la carte des sols de Belgique. Les « propriétés des sols standards » issues de ce travail statistique sont données à l'**Annexe B9** ci-après.

### B8-2.2 Scénarios d'exposition standards

Les scénarios d'exposition standards ont été élaborés de manière à refléter les usages les plus couramment rencontrés en fonction des affectations, avec un choix précautionneux au niveau des paramètres pour s'assurer que les  $VS_H$  engendrées sont conservatoires.

Les scénarios d'exposition retenus pour l'établissement des valeurs limites sont les suivants :

- type I : naturel ;
- type II : agricole :
  - type IIb : résidentiel en zone rurale ;
- type III : résidentiel, avec deux variantes :
  - type IIIa : résidentiel avec jardin potager,
  - type IIIb : résidentiel sans jardin potager ;
- type IV : récréatif avec trois variantes :
  - type IVa : récréatif avec bâti,
  - type IVb : récréatif sans bâti,
  - type IVc : commercial ;
- type V : industriel, avec deux variantes :
  - type Vint : industrie intérieure,
  - type Vext : industrie extérieure.

Ces scénarios standards sont détaillés à l'**Annexe B3**. Au stade de l'ESR-SH, une seule valeur de  $VS_H$  est retenue pour chacun des 5 types d'usage, fixée à la valeur la plus contraignante des valeurs obtenues pour les différentes variantes. Ces valeurs sont reprises à l'**Annexe B1**.

Il est à noter que les valeurs de  $VS_H$  obtenues sur base de ces scénarios standards et présentées à l'**Annexe B1** peuvent présenter quelques différences par rapport aux valeurs de  $VS_H$  qui sous-tendent les normes. En effet, la procédure plus complète de calcul des  $VS_H$ , qui avait été développée pour les huiles minérales par SPAQuE (2008)<sup>3</sup>, a été étendue à l'ensemble des polluants, de manière à proposer des valeurs limites plus cohérentes, à l'exception de la variante du scénario agricole visant la qualité des productions agricoles, qui n'est pas considérée au stade actuel.

Les différences observées peuvent notamment s'expliquer par :

- l'uniformisation des teneurs en matières organiques,
- la modification du scénario d'exposition à considérer pour l'usage naturel, préalablement calé sur l'usage IVa pour la protection de la santé humaine et calé maintenant sur l'usage IVb ,
- la prise en compte d'une autre variante pour le scénario agricole (seule la variante « qualité des produits agricoles » était considérée pour les polluants autres que les huiles minérales,

<sup>3</sup> SPAQuE (2008). Proposition de « normes » pour l'interprétation des mesures de concentrations en polluants dans les sols et les eaux souterraines.

tandis que seule la variante « habitat en zone rurale » est ici prise en compte pour l'ensemble des polluants),

- la prise en compte des limites de validité des régressions de Briggs et al. (1982,1983) et de Travis & Arms (1988) pour le calcul des coefficients de transferts vers les plantes, la viande et le lait,
- la prise en compte d'une troisième variante « commerciale » pour le scénario récréatif,
- la correction de la conversion des VTRinh en unités de doses selon les recommandations de l'INERIS<sup>4</sup> ;
- la prise en compte séparée des effets « à seuil » et des effets « sans seuil » pour les polluants mixtes ; la valeur la plus contraignante a été retenue.

### B8-2.3 Calcul des $VS_H$ avec les équations du Modèle RISC Human<sup>®</sup>

Les équations du modèle CSOIL incluses dans le logiciel RISC Human<sup>®</sup> v. 3.3, développé par l'Institut Van Hall Larenstein Training & Consultancy<sup>5</sup>, ont servi de base au développement de la procédure de calcul des  $VS_H$  et  $VI_H$ . Le modèle CSOIL<sup>6</sup>, modèle général d'évaluation des risques pour la santé humaine associés aux cas de pollution des sols, a été développé à l'institut de recherche RIVM<sup>7</sup> aux Pays-Bas puis utilisé dans les travaux préparatoires à la définition des normes néerlandaises (VROM, 2000)<sup>8</sup>.

Le choix de ce modèle pour la recherche des recommandations de qualité pour les sols de la Région wallonne a été motivé notamment par :

- le fait qu'il a été l'objet d'une analyse de sensibilité des paramètres et d'une analyse des incertitudes associées aux expositions calculées (Vissenberg & Swartjes, 1996)<sup>9</sup> ;
- sa souplesse d'utilisation, avec la possibilité d'ajuster la quasi totalité de ses paramètres.

Les équations constitutives du modèle CSOIL inclus dans le logiciel RISC Human<sup>®</sup> v. 3.3 sont détaillées à l'**Annexe B2**.

### B8-2.4 Cas particuliers

#### *B8-2.4.1 Hydrocarbures pétroliers*

La méthodologie suivie pour l'établissement des Valeur seuil ( $VS_H$ ) pour les hydrocarbures pétroliers (HP) diffère de celle suivie pour d'autres polluants organiques dans la mesure où ils sont constitués d'un mélange de polluants aux propriétés physico-chimiques et toxicologiques distinctes. Ils

<sup>4</sup> INERIS (2008) Participation au comité de lecture et d'appui scientifique relatif au « Développement et validation d'un référentiel pour l'évaluation des risques dans le cadre de la caractérisation et de l'assainissement des sites et sols pollués. Rapport final DRC-08-94339-04227C »

<sup>5</sup> Van Hall Larenstein Training & Consultancy, P.O. Box 1754, 8901 CB Leeuwarden, Pays-Bas

<sup>6</sup> Van den Berg, (1995). Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. Een kwalitatieve en kwantitatieve analyse, leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C-toetsingwaarden. RIVM rapport n° 725201006, Herziene versie, Bilthoven, The Netherlands.

<sup>7</sup> Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, Pays-Bas

<sup>8</sup> VROM. (2000). Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering (DBO/1999226863). VROM, Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Bodem, Den Haag, The Netherlands.

<sup>9</sup> Vissenberg, H.A., & Swartjes, F.A., 1996. Evaluatie van de met CSOIL berekende blootstelling, middels een op Monte Carlo-technieken gebaseerde gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse. RIVM report N° 715810 018, Bilthoven, The Netherlands.

comprennent notamment les carburants (essence, diesel, kérosène), les combustibles (mazout léger et lourd) et les lubrifiants (huiles neuves ou usées, graisses).

La méthodologie se fonde sur les travaux existants émanant :

- du *Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group* (TPHCWG) (1997, 1999)<sup>10, 11, 12</sup> ;
- du *US State of Massachusetts Department of Environmental Protection Approach* (MaDEP, 2002)<sup>13, 14</sup> ;
- de l'*American Petroleum Institute* (API, 2001)<sup>15</sup> ;
- du RIVM, plus spécifiquement les travaux de *Franken et al.* (1999)<sup>16</sup>, *Lijzen et al.* (2001)<sup>17</sup>, *Baars et al.* (2001)<sup>18</sup> ;
- de la Flandre (*Nouwen et al.*, 2001 ; *OVAM*, 2004)<sup>19, 20</sup> ;
- de l'application des procédures de calcul des normes pour le sol.

De façon générale, la méthodologie est basée sur l'utilisation conventionnelle de différentes fractions - exprimées en équivalent carbone<sup>21</sup> - constitutives des hydrocarbures pétroliers en les distinguant selon leur nature aliphatique et aromatique.

Les principes pour la sélection de ces différentes fractions, sont détaillés ci-après (voir encadré). Pour chacune des fractions considérées, les valeurs seuil pour la santé humaine – notées  $VS_{H-fraction\ ali\ ECi}$  et  $VS_{H-fraction\ arom\ ECi}$  - sont obtenues par l'application de la procédure de calcul des normes pour le sol telle que définie précédemment<sup>22</sup> en tenant compte des propriétés physico-chimiques (cf. Annexe B4-7) et des valeurs toxicologiques de référence (cf. Annexe B5) qui leur sont propres.

<sup>10</sup> TPHCWG. (1997). Volume 3. Selection of Representative TPH Fractions Based on Fate and Transport Considerations. Amherst, MA, Amherst Scientific Publishers. Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series. pp. 102.

<sup>11</sup> TPHCWG (1997). Volume 4. Development of fraction specific reference doses (RfDs) and reference concentrations (RfCs) for total petroleum hydrocarbons. Amherst, MA, Amherst Scientific Publishers. Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series. pp.137.

<sup>12</sup> TPHCWG (1999). Volume 5. Human Health Risk-Based Evaluation of Petroleum Release Sites: Implementing the Working Group Approach. Amherst, MA, Amherst Scientific Publishers. Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series. pp.98.

<sup>13</sup> Massachusetts Department of Environmental Protection (MADEP). (2002). Characterizing Risks Posed by Petroleum Contaminated Sites: Implementation of the MADEP VPH/EPH Approach. Policy #WSC-02-411. Final Policy. October 31, 2002.

<sup>14</sup> Massachusetts Department of Environmental Protection (MADEP) (2002). Draft updated Petroleum Hydrocarbon fraction Toxicity Values for the VPH/EPH/APH Methodology, Massachusetts Department of Environmental Protection, Bureau of Waste Site Cleanup, Massachusetts

<sup>15</sup> API (2001). Risk-based methodologies for evaluating petroleum hydrocarbon Impacts at Oil and natural Gas E&P sites, API publication 4709, API Publishing Services, Washington DC.

<sup>16</sup> Franken R.O.G, A.J. Baars, G.H. Crommentuijn, P. Otte. (1999). A proposal for revised Intervention Values for petroleum hydrocarbons ('minerale olie') on base of fractions of petroleum hydrocarbons. RIVM report n° 711701015. Bilthoven, The Netherlands.

<sup>17</sup> Lijzen J.P.A., A.J. Baars, P.F. Otte, M.G.J. Rikken, F.A. Swartjes, E.M.J Verbruggen and A.P van Wezel. (2001). Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/Sediment and Groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater. RIVM report n° 711701023. Bilthoven, The Netherlands.

<sup>18</sup> Baars A.J., R.M.C. Theelen, P.J.C.M. Janssen, J.M. Hesse, M.E. Van Appeldoorn, M.C.M. Meijerink, L. Verdam & M.J. Zeilmaker. (2001). Re-evaluation of human-toxicological Maximum Permissible Risk levels. RIVM report n° 711701025, Bilthoven, The Netherlands.

<sup>19</sup> Nouwen J., C. Cornelis, I. Olivier, J. Provoost. 2001. Voorstel voor bodemsaneringsnormen voor minerale olie. Studie uitgevoerd in opdracht van de OVAM, 2001/IMS/R/, VITO (November 2001).

<sup>20</sup> OVAM. (2004). Risico-analyse minerale olie. Basis informatie voor risico evaluaties.

<sup>21</sup> Le nombre d'équivalent carbone (EC) d'un composé organique donné fournit le nombre d'atomes de carbone d'un n-alcane hypothétique qui aurait le même point d'ébullition et le même temps de rétention dans une colonne chromatographique que celui dudit composé organique.

<sup>22</sup> Avant la correction de la concentration relative au dépassement de la solubilité.



### Sélection des fractions aliphatiques et aromatiques constituant les fractions globales en équivalent carbone

- Les fractions aliphatiques et aromatiques considérées sont globalement celles définies par le Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group<sup>23</sup> (TPHCWG) (1997, 1999). Le TPHCWG justifie l'utilisation d'une approche par fractions, plutôt qu'une approche directe des mélanges ou par recours à des composés indicateurs, d'une part parce que les données concernant la toxicité de certains produits (diesel, carburant brut, etc.) sont manquantes et, d'autre part, parce qu'une fois libéré dans l'environnement, le produit se sépare en fractions compte tenu de leurs caractéristiques intrinsèques.
- Sur base de 260 composés chimiques (11 séries homologues), 13 fractions aromatiques et aliphatiques - exprimées en équivalent carbone EC - sont définies sur base d'une comparaison de leurs propriétés physico-chimiques et de leurs degrés de similitude en termes de mobilité :

Fractions en EC	
aliphatiques	aromatiques
EC <sub>5-6</sub>	EC <sub>6-7</sub> (benzène : EC = 6.5)
EC <sub>&gt;6-8</sub>	EC <sub>&gt;7-8</sub> (toluène : EC = 7.6)
EC <sub>&gt;8-10</sub>	EC <sub>&gt;8-10</sub>
EC <sub>&gt;10-12</sub>	EC <sub>&gt;10-12</sub>
EC <sub>&gt;12-16</sub>	EC <sub>&gt;12-16</sub>
EC <sub>&gt;16-21</sub>	EC <sub>&gt;16-21</sub>
	EC <sub>&gt;21-35</sub>

- Aux fractions initialement considérées par le TPHCWG, une fraction aliphatique supplémentaire a été ajoutée (fraction EC<sub>> 21-35</sub> aliphatique). L'ajout de cette fraction – combiné à l'utilisation des fractions EC<sub>>10-12</sub>, EC<sub>>12-16</sub> et EC<sub>>16-21</sub> aromatiques et aliphatiques - permet ainsi de couvrir l'entièreté de la plage des hydrocarbures supposée extraite et dosée par la détermination du paramètre « huiles minérales (HM) » (C<sub>10</sub>-C<sub>40</sub>)<sup>24,25</sup> ;
- Il est à noter que l'utilisation de ces fractions est analytiquement sous-tendue par la méthode du TPHCWG (« Direct method » comprenant la séparation des composés aliphatiques et aromatiques sur une colonne silica et une analyse en chromatographie gazeuse de chacun d'entre eux).

S'agissant plus particulièrement des valeurs toxicologiques de référence proposées par le TPHCWG (Reference Dose - RfD ; Reference Concentration – RfC) spécifiques aux fractions, il est à noter que leur utilisation est associée aux limitations suivantes :

- la toxicité des fractions est supposée ne pas changer significativement avec l'« altération » du produit ;

<sup>23</sup> Les travaux du TPHCWG ont également été retenus dans la Directive BOFAS relative à l'assainissement des sols des stations service en Belgique qui précise notamment « ... que l'expert en assainissement du sol doit toujours envisager d'utiliser la méthode de fractionnement telle qu'elle a été développée par le TPHCWG pour la détermination des risques humains potentiels pour les « huiles minérales (HM) » ».

<sup>24</sup> La fraction C<sub>10-40</sub> correspond approximativement à la gamme déterminée par la méthode EPH (« Extractable Petroleum Hydrocarbons ») et permet la quantification de composés aliphatiques et aromatiques ayant un point d'ébullition compris entre 150° et 500 °C (C<sub>9-36</sub>).

<sup>25</sup> Il est à noter que la méthode qui permet la quantification des fractions aliphatiques et aromatiques (nommée « split aliphatique/aromatique ») ne permet pas d'analyser les fractions lourdes (EC<sub>>35</sub>). Ces fractions sont difficilement mesurables et les résultats sont peu précis.

- la composition des fractions est supposée ne pas varier significativement du substitut testé (composé indicateur ou mélange de composés spécifique à une fraction) ;
- les interactions toxicologiques des différentes fractions sont supposées être additives.

Sur base des valeurs seuil établies pour chacune des fractions aromatiques et aliphatiques ( $VS_{H-fraction\ ECi-arom}$  et  $VS_{H-fraction\ ECi-ali}$ ), une valeur seuil pour une fraction globale ( $VS_{H-fraction\ ECi}$ ) – exprimée également en EC – est déterminée sur base des hypothèses suivantes :

- 6 fractions globales (fraction  $EC_{>5-8}$ , fraction  $EC_{>8-10}$ , fraction  $EC_{>10-12}$ , fraction  $EC_{>12-16}$ , fraction  $EC_{>16-21}$  et fraction  $EC_{>21-35}$ ) sont considérées regroupant sans distinction des composés de types aliphatiques et aromatiques qui pourront être obtenues sur la base d'un « découpage » de chromatogrammes<sup>26</sup> ;
- chaque fraction globale est constituée conventionnellement de 70 % de composés aliphatiques et 30 % d'aromatiques ;
- au sein de chaque fraction globale, l'additivité des risques pour les composés aromatique(s) et aliphatique(s) (non carcinogènes)<sup>27</sup> est supposée ;

Le tableau ci-dessous précise les fractions aromatiques et aliphatiques constitutives de chacune des fractions globales.

**Tableau 1 – Composition des fractions globales**

Fraction globale EC	Composition des fractions globales
$EC_{5-8}$	$EC_{5-6\ ali}$ $EC_{>6-8\ ali}$ $EC_{>6-7\ arom}$ $EC_{>7-8\ arom}$
$EC_{>8-10}$	$EC_{>8-10\ ali}$ $EC_{>8-10\ arom}$
$EC_{>10-12}$	$EC_{>10-12\ ali}$ $EC_{>10-12\ arom}$
$EC_{>12-16}$	$EC_{>12-16\ ali}$ $EC_{>12-16\ arom}$
$EC_{>16-21}$	$EC_{>16-21\ ali}$ $EC_{>16-21\ arom}$
$EC_{>21-35}$	$EC_{>21-35\ ali}$ $EC_{>21-35\ arom}$

Pour les fractions globales constituées d'une seule fraction aliphatique et aromatique, la  $VS_{H-fraction\ ECi}$  se calcule comme suit :

<sup>26</sup> Il s'agit des chromatogrammes obtenus, d'une part, pour la plage  $C_{10-40}$  correspondant aux « huiles minérales » et, d'autre part, pour la plage  $C_{5-10}$  correspondant aux « huiles volatiles ». Le chromatogramme est découpé en fractions exprimées en équivalent carbone (EC) :  $EC_{>5-8}$ ,  $EC_{>8-10}$ ,  $EC_{>10-12}$ ,  $EC_{>12-16}$ ,  $EC_{>16-21}$  et  $EC_{>21-35}$  en prenant comme bornes les n-alcanes  $C_5$ ,  $C_8$ ,  $C_{10}$ ,  $C_{12}$ ,  $C_{16}$ ,  $C_{21}$  et  $C_{35}$  (utilisés comme composés marqueurs). Ainsi, l'ensemble des composés aliphatiques et aromatiques ayant des temps de rétention semblables aux n-alcanes sont quantifiés entre les bornes desdits alcanes. Par exemple, dans la fraction délimitée par les n-alcanes  $C_{>12-16}$ , seront quantifiés les composés aliphatiques  $C_{>12-16}$  et les composés aromatiques  $EC_{>12-16}$ .

<sup>27</sup> Les avis sont partagés à ce sujet. Le MaDEP (*US State of Massachusetts Department of Environmental Protection Approach*), le TPHCWG, l'ADSTR, le RIVM considèrent que l'additivité des effets qui pourraient affecter différents organes constitue une approche conservatrice. A l'inverse, l'OVAM (2004) et le *Canada-Wide Standard for Petroleum Hydrocarbons in Soils (PHC CWS) Development Committee* n'acceptent pas l'hypothèse d'additivité des risques dès lors que les composés/fractions n'agissent pas sur un même organe ou selon le même mécanisme de toxicité.



$$\frac{1}{VS_{H-fraction\ ECi}} = \left( \frac{0.3}{VS_{H-fraction\ ECi-arom}} + \frac{0.7}{VS_{H-fraction\ ECi-ali}} \right)$$

Dans la mesure où une fraction globale comprendrait deux fractions aromatiques et deux fractions aliphatiques, la  $VS_{H-fraction\ ECi}$  se calcule comme suit :

$$\frac{1}{VS_{H-fraction\ ECi}} = 0.15 \times \left( \sum \frac{1}{VS_{H-fraction\ ECi-arom}} \right) + 0.35 \times \left( \sum \frac{1}{VS_{H-fraction\ ECi-ali}} \right)$$

L'Annexe B1 reprend :

- les valeurs seuil pour la santé humaine pour chacune des fractions globales ( $VS_{H-fraction\ ECi}$ ) à utiliser au stade de l'ESR-SH ;
- les valeurs seuil pour la santé humaine pour chacune des fractions aromatique et aliphatique ( $VS_{H-fraction\ ECi-arom}$  et  $VS_{H-fraction\ ECi-ali}$ ) à utiliser au stade de l'EDR-SH.

#### B8-2.4.2 Mercure

Le mercure étant présent sous plusieurs formes dans l'environnement, la procédure de calcul de la Valeur Seuil pour la santé humaine ( $VS_H$ ) du mercure total proposée prend en compte les formes les plus courantes du mercure. Le calcul a été réalisé en faisant une hypothèse sur la distribution des formes chimiques et en se référant au fait que les formes organiques (méthylmercure) n'excèderaient pas 5 % (Leveque & Bonnard, 1998)<sup>28</sup>.

La composition hypothétique considérée pour le mercure total, en supposant l'additivité des doses relatives aux différentes formes de mercure, est la suivante :

- mercure inorganique : 95 % ;
- monométhylmercure  $HgCH_3$  : 5 %.

Il est à noter

- que le mercure inorganique est représenté par le chlorure mercurique  $HgCl_2$  (CAS-7487-94-7), qui est couramment utilisé dans les études sur la toxicologie et le comportement dans l'environnement du mercure ;
- que le méthylmercure est modélisé sur la base des propriétés du chlorure de méthylmercure (CAS No. 115-09-3) ;
- que le mercure métallique (c'est-à-dire le mercure élémentaire  $Hg^0$ ) n'a pas été considéré dans l'élaboration des  $VS_H$ <sup>29</sup> ;
- qu'en l'absence de VTR pour le diméthylmercure, cette forme n'a pu être prise en compte dans l'élaboration des  $VS_H$  et  $VS_H$  du mercure total.

<sup>28</sup> Leveque S. & Bonnard R. (1998). Définition des valeurs de constat d'impact pour le mercure – Document de travail – Groupe Sites et sols pollués : santé publique, 44 p.

<sup>29</sup> Toutefois le mercure élémentaire devrait être pris en compte – au stade de l'évaluation des risques - dans le cas où les sols auraient été pollués par du mercure métallique compte tenu de ses propriétés de volatilisation dans l'air et de sa toxicité particulièrement importante par inhalation.

Les  $VS_H$  ont été calculées en supposant l'hypothèse (conservatoire) de l'additivité des doses d'exposition entre les différentes voies d'exposition et les différentes formes de mercure, soit :

$$1/VS_{H\text{Hgtotal}} = 95 \% \times 1/VS_{H\text{-mercure inorganique}} + 5 \% \times 1/VS_{H\text{-méthylmercure}}$$

### B8-2.4.3 Isomères du xylène et du 1,2-dichloroéthène

Etant donné que les isomères ortho-, para- et méta-xylène ont le même mode d'action, une toxicité équivalente et des propriétés physico-chimiques relativement proches, les  $VS_H$  déduites pour la somme des xylènes sont une moyenne géométrique des  $VS_H$  des isomères.

La même approche a été retenue pour le calcul des  $VS_H$  du 1,2-dichloroéthène à partir des valeurs calculées séparément pour les isomères cis- et trans-1,2-dichloroéthène.

### B8-2.4.4 Benzène

Pour le benzène, substance connue pour son pouvoir cancérigène, l'application du seuil d'acceptabilité du risque de  $10^{-5}$  (correspondant à l'Indice de Risque Seuil – IR-S) dans le calcul de la  $VS_H$  impliquerait d'imposer comme teneur maximale admissible dans l'air des teneurs proches des teneurs ambiantes actuelles<sup>30</sup>. Pour cette raison, le seuil d'acceptabilité considéré pour l'**Excès de Risque Individuel** correspondant à l'IR-S utilisé pour le calcul de la  $VS_H$  est de  $5 \cdot 10^{-5}$ .

Malgré le niveau de risque adopté, la procédure de calcul aboutit pour certains types d'usage (type II - agricole et type III - résidentiel) à une  $VS_H$  qui reste encore inférieure aux limites de quantification analytique (LQ) du benzène. Par conséquent, dans ces cas de figure, la  $VS_H$  a finalement été fixée conventionnellement au double de la valeur de référence (VR), cette dernière correspondant à la limite de quantification retenue lors du développement des VS.

## B8-3 Hypothèses de calcul des $VI_H$

Les  $VI_H$  sont fondées sur les mêmes principes que ceux détaillés ci-dessus à propos des  $VS_H$  mais en se référant à l'Indice de Risque d'Intervention IR-I= 2 à 10 selon les polluants considérés (cf. 2.15).



*La méthode de calcul des valeurs de  $VI_H$  reprises dans la présente Annexe diffère de celle qui a été appliquée en 2008 en vue de la définition des normes VS et VI de l'Annexe 1 du « décret sols » (SPAQuE – Service des Expertises des sols, 2008. Propositions de 'normes' pour l'interprétation des mesures de concentrations en polluants dans les sols et les eaux souterraines. Version 3 mise à jour au 30 octobre 2008). Les  $VI_H$  de 2008 qui sont à l'origine des normes VI du « décret sols » (après combinaison aux  $VI_N$  et  $VI_E$ ), ont été calculées comme les concentrations du sol qui donnent lieu à des doses d'exposition atteignant 10 fois les Valeurs toxicologiques de référence (VTR), c'est-à-dire donnant un Indice de*

<sup>30</sup> Les valeurs toxicologiques pour l'inhalation correspondant à un risque additionnel de  $1/10^5$  varient entre  $1,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (WHO, 2000) et  $21,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (EU Working Group, 1998). La concentration ambiante moyenne est évaluée à  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en zone rurale et entre 5 et  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en zone urbaine selon l'OMS (OMS, 2000).

Source : WHO, 2000. Air Quality Guidelines for Europe. Second Edition. WHO regional publications. European series, n° 91, World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen. <http://www.euro.who.int/document/e71922.pdf>

*Risque IR = 10.*

*Compte tenu des orientations prises à propos des principes d'acceptation des risques dans le cadre des ateliers du GIER (option de recourir au modèle des feux de signalisation dans les prises de décisions en termes de « menace grave »), les  $VI_H$  ont été mises en concordance avec les nouveaux principes convenus. Concrètement, le facteur multiplicateur unique de 10 qui était appliqué sur les VTR dans la méthode de 2008 reste d'application pour les polluants à effets « sans seuil » mais il évolue désormais, pour les polluants associés à des effets « à seuil », en un facteur de valeur variable selon la nature des polluants : le facteur multiplicateur (désigné IR-I dans la méthode mise à jour), est fixé en fonction des facteurs d'incertitudes associés à la VTR pour la voie orale et à la VTR pour la voie par inhalation, cf. 2.15). En conséquence, par rapport aux valeurs  $VI_H$  définies en 2008, les nouvelles valeurs  $VI_H$  diminuent (soit de 2 fois, soit de 5 fois) pour tous les polluants associés à des effets « à seuil » dont les valeurs IR-I (Tableau 3) ne sont plus égales à 10 (IR-I=2 ou IR-I = 5).*

*Ainsi,*

- si IR-I = 2 (cas des polluants dont les valeurs des facteurs d'incertitude associées aux VTR sont comprises entre 1 et 10), les  $VI_H$  ont été calculées en considérant comme VTR celles utilisées pour le calcul de la  $VS_H$  multipliées par un facteur 2 ;*
- si IR-I = 5 (cas des polluants dont les valeurs des facteurs d'incertitude associées aux VTR sont comprises entre 10 et 500), les  $VI_H$  ont été calculées en considérant comme VTR celles utilisées pour le calcul de la  $VS_H$  multipliées par un facteur 5 ;*
- si IR-I = 10 (cas des polluants dont les valeurs des facteurs d'incertitude associées aux VTR sont supérieures à 500), les  $VI_H$  ont été calculées en considérant comme VTR celles utilisées pour le calcul de la  $VS_H$  multipliées par un facteur 10.*