

ANNEXE C-1

Rappel des conditions standard d'établissement des valeurs limites VS_N , VL_N , VS_{nappe} et VL_{nappe} (MCS standard) et présentation des valeurs.

TABLE DES MATIÈRES

1	Objet de l'annexe.....	3
2	Profil de sol hypothétique.....	3
3	Etablissement de VS_N.....	4
3.1	Notion de Facteur d'Atténuation Global FAG.....	4
3.2	Expression du facteur de partition sol / eau K_{sw}	6
3.3	Expression du Facteur de redistribution massique dans la Vadose F_v	8
3.4	Expression du Facteur de dilution FD	9
3.5	Valeurs tabulées de VS_N et VL_N	10
4	Principes d'établissement de VS_{nappe}	13
4.1	Critères retenus pour la fixation des valeurs de VS_{nappe}	13
4.2	Valeurs tabulées de VS_{nappe}	14
5	Principes d'établissement de VL_{nappe}	15
5.1	Critère relatif à la santé humaine	16
5.2	Critère écotoxicologique	16
5.3	Critère relatif à la mobilité.....	18
5.3.1	Solution analytique approximative de Domenico	18
5.3.2	Expression du facteur d'atténuation	19
5.4	Règle générale pour la sélection de la valeur finale de VL_{nappe}	21
5.5	Valeurs tabulées de VL_{nappe}	21
6	Cas particuliers 23	
6.1	Hydrocarbures pétroliers.....	23
6.1.1	Etablissement des valeurs seuil pour les eaux souterraines.....	23
6.1.1.1	Valeurs seuil pour les eaux souterraines (VS_{nappe}) définies pour les fractions aliphatiques et aromatiques	23
6.1.1.2	Valeurs seuil pour les eaux souterraines (VS_{nappe}) définies pour les fractions carbonées	26
6.1.1.3	Valeurs seuil pour le sol limitant les risques par lessivage (VS_N)	29
6.1.2	Etablissement des VL pour les eaux souterraines.....	31
6.2	Mercure	34
6.3	Xylènes.....	34
7	Références bibliographiques.....	34

1 OBJET DE L'ANNEXE

La présente annexe a pour objet la description (succincte) des conditions standard d'établissement des valeurs limites que sont VS_N , VL_N , VS_{nappe} et VL_{nappe} . L'information reprise est issue des documents rédigés dans le cadre de l'établissement d'une réglementation relative à l'assainissement des sols pollués en Région wallonne (SPAQuE, 2004 et 2005).

2 PROFIL DE SOL HYPOTHÉTIQUE

Le calcul de VS_N et VL_N s'établit en considérant un profil de sol hypothétique dans lequel les transferts d'eau et de polluants dissous sont verticaux. Il est constitué d'une zone non saturée en eau (vadoses) qui se superpose à une zone saturée.

Après avoir atteint la nappe, les polluants se mélangent avec le flux d'eau souterrain et se dispersent à partir du point d'entrée dans la nappe en se déplaçant selon une composante essentiellement horizontale, dans le sens du plus grand gradient.

La **figure 1-1** schématise ce concept.

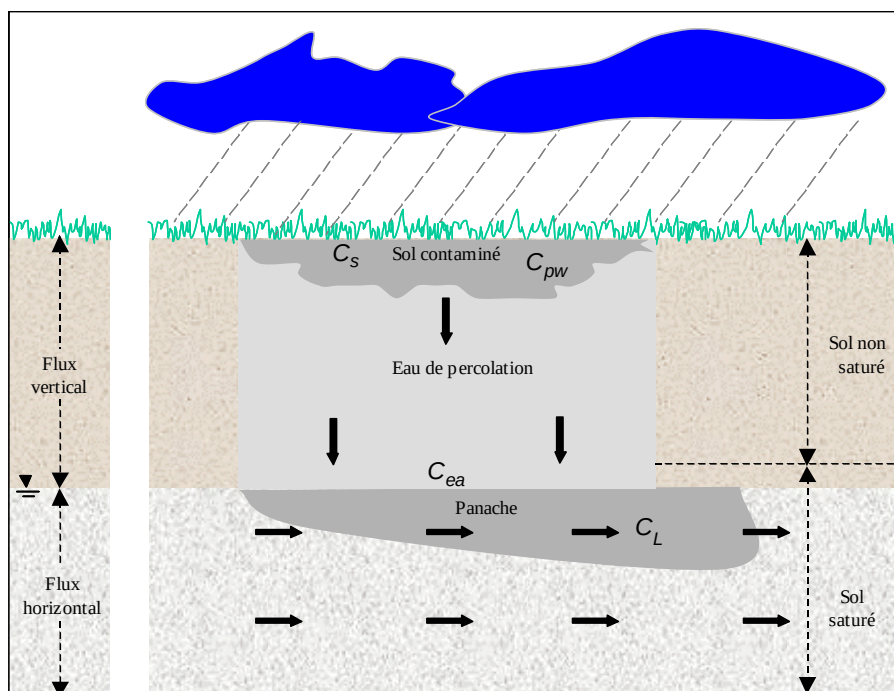


Figure 1-1 : Profil de sol hypothétique considéré dans l'élaboration des valeurs seuil assurant la protection des eaux souterraines

Paramètres relatifs au sol hypothétique :

C_s : Concentration totale en polluant dans le sol [mg/kg] ;

C_{pw} : Concentration totale en polluant dans la phase aqueuse (eau porale) du sol [μ g/L] ;

C_{ea} : Concentration attendue dans l'eau de lixiviation/percolation du sol alimentant la nappe aquifère compte tenu de la sorption [μ g/L] ;

C_L : Concentration attendue dans la nappe aquifère juste en dessous de la zone contaminée compte tenu de la dilution dans la zone de mélange [μ g/L].

3 ETABLISSEMENT DE VS_N

3.1 NOTION DE FACTEUR D'ATTÉNUATION GLOBAL FAG

Pour un polluant donné, la VS_N s'obtient à partir du produit du critère portant directement sur la qualité de l'eau souterraine, soit VS_{nappe} , et d'un facteur d'atténuation global, soit **FAG**, fondé sur une approche simplifiée des principaux mécanismes d'atténuation en jeu.

$$VS_N (mg/kg) = VS_{nappe} (\mu g / L) \times \frac{1}{1000} \times FAG (L / kg)$$

De façon similaire, le **FAG** relie étroitement VL_{nappe} à VL_N :

$$VL_N (mg/kg) = VL_{nappe} (\mu g / L) \times 1/1000 \times FAG (L / kg)$$

Le **FAG** prend en compte les paramètres les plus déterminants, à savoir :

- les processus d'adsorption et de désorption des polluants par le biais du coefficient de partition sol/eau (K_d) ;
- les caractéristiques spatiales de la zone contaminée ;
- les propriétés du sol et de la nappe aquifère.

L'expression du **FAG** est fonction d'un nombre limité de mécanismes d'atténuation¹ pris en compte au sein de la zone non saturée et à l'interface zone non saturée/nappe ainsi que de l'emplacement du point de mesure où le niveau de qualité pour les eaux souterraines doit être respecté (point de contrôle ou de conformité, voir glossaire et section 2.1.3).

Pour un point de conformité placé au droit de la zone contaminée et en considérant exclusivement la partition du polluant entre les phases solide, liquide et gazeuse, sa redistribution éventuelle par sorption au sein du profil de sol non contaminé – sous-jacent à la source de pollution – et sa dilution en atteignant la nappe aquifère, le **FAG** est donné par l'expression :

$$FAG(L / kg) = \frac{FD (-)}{F_v (-) \times K_{sw} (kg / L)}$$

Avec :

- K_{sw} : facteur de partition sol/eau ;
→ Partition du polluant entre les phases solide, gazeuse et liquide ;
- F_v : facteur de redistribution massique dans la zone vadose ;
→ Transfert des polluants dans la vadose non contaminée et « moyennisation » des concentrations en polluants sur le profil vertical de la zone vadose
- FD : facteur de dilution.
→ Transfert du polluant de la zone vadose vers la nappe aquifère avec dilution dans le flux latéral (advection)

La **figure 1-2** illustre le calcul de VS_N en relation avec les paramètres de lessivage et de dispersion :

¹ Il est important de souligner que dans l'élaboration des valeurs limites VS_N , les mécanismes d'atténuation suivants n'ont pas été considérés :

- la volatilisation au sein de la zone vadose et au départ de la nappe aquifère ;
- la biodégradation au sein de la zone vadose et de la nappe aquifère ;
- la dispersion hydrodynamique au sein de la nappe aquifère ;
- la sorption (adsorption/désorption) au sein de la nappe aquifère.

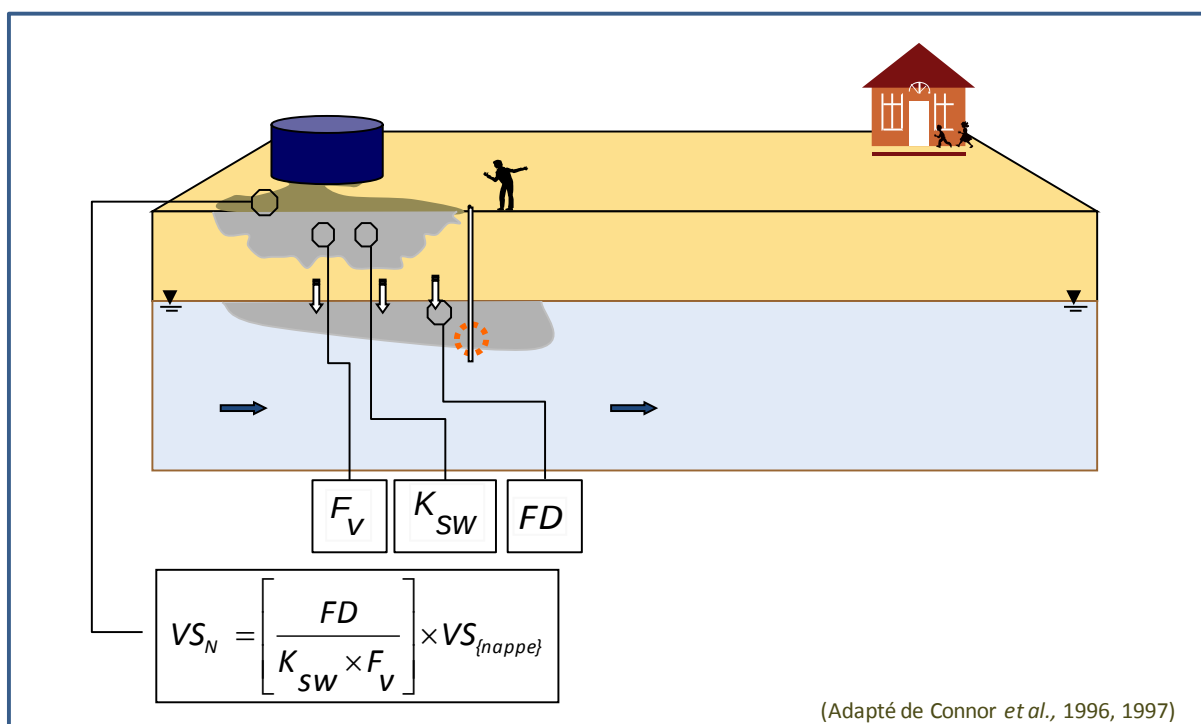


Figure 1-2 : Représentation schématique du calcul de VS_N en relation avec les paramètres de lessivage et de dispersion.

Le tableau 1-1 synthétise le calcul de VS_N en fonction des divers paramètres du sol hypothétique. Les formules de calcul de K_{sw} , F_v , et FD ainsi que la définition des paramètres associés (calcul, valeur par défaut, ...) sont décrites ci-après.

CIBLE	PROCESSUS	
Phase aqueuse (eau porale) du sol	Partition entre phases solide, gazeuse et liquide	$C_s = C_{pw} \times \frac{1}{K_{sw}}$
Eau de percolation du sol alimentant la nappe	Redistribution massique - vadose	$C_{pw} = C_{ea} \times \frac{1}{F_v}$
Eau nappe aquifère – périphérie zone contaminée	Dilution	$C_{ea} = C_L \times FD$
Eau nappe aquifère		$C_L = VS_{\{nappe\}}$
		$VS_N = C_s = VS_{\{nappe\}} \times \frac{FD}{K_{sw} \times F_v}$

Tableau 1-1 : Equation générale pour le calcul des valeurs seuil VS_N

3.2 EXPRESSION DU FACTEUR DE PARTITION SOL / EAU K_{sw}

Le facteur de partition sol / eau K_{sw} , est défini par l'expression suivante:

$$K_{sw} (kg_{solide}/L) = \frac{1}{K_{dcor} + \frac{\theta_v + \theta_g H'}{\rho_b}}$$

Afin de tenir compte du pourcentage de pierrosité du sol qui réduit la fraction des sites disponibles pour l'adsorption ($f_{ads} = 1 - \% \text{pierrosité}/100$), le coefficient de partition sol/eau (K_d) est corrigé (K_{dcor}) en le multipliant par f_{ads} .

Les paramètres intervenant dans le calcul de K_{sw} et les valeurs attribuées à chacun d'eux dans le cadre de l'élaboration des valeurs limites sont synthétisés dans le tableau 1-2. Les régressions pour le calcul des coefficients de partition sol/eau sont reprises à l'annexe C3-1 tandis que les propriétés spécifiques aux polluants sont synthétisées sur le site S-Risk (<https://www.s-risk.be/documents>).

Paramètres		Unités	Signification	Types d'usages				
				Naturel	Agricole	Résidentiel	Récréatif/ commercial	Industriel
K_{dcor}	K_{dcor}	L/kg _{solide}	Coefficient de partition sol/eau corrigé	Calcul : $K_{dcor} = K_d \times f_{ads}$				
	K_d	L/kg _{solide}	Coefficient de partition sol/eau	<u>Cas des polluants organiques hydrophobes non ionisants</u> : $K_d = f(K_{oc}, f_{oc})$ ou $K_d = f(K_{ow})$ (Annexe C-3.1) <u>Cas des polluants organiques ionisants</u> (Annexe C-3.1) : $K_d = f(K_{oc}, f_{oc}, \Phi_{n,acide})$ ou $K_d = f(K_{oc}, f_{oc}, \Phi_{n,base})$ <u>Cas des polluants inorganiques</u> (Annexe C-3.1) : $K_d = f(pH_{eau}, CEC, MO, A, FeO)$				
	f_{ads}	-	Fraction des sites disponibles pour l'adsorption	0,90		0,75		
	K_{oc}	L/kg	Coefficient de partition eau-carbone organique	Spécifique au polluant				
	K_{ow}	-	Coefficient de partition octanol-eau					
	f_{oc}	-	Fraction de carbone organique	Calcul: $f_{oc} [-] = \frac{MO[\%]}{100 \times 1,724}$				
	MO	%	Contenu en matière organique	0,4	0,3		1,6	
	$\Phi_{n,acide}$	-	Fraction non dissociée du polluant (acide)	Spécifique au polluant : $\Phi_{n,acide} = \left(1 + 10^{pH-pKa}\right)^{-1}$				
	$\Phi_{n,base}$	-	Fraction non dissociée du polluant (base)	Spécifique au polluant : $\Phi_{n,base} = \left(1 + 10^{pKa-pH}\right)^{-1}$				
	pKa	-	Constante de dissociation	Spécifique au polluant				
	pH	-	pH du sol	4,5	6,1		6,0	
	CEC	meq/100g	Capacité d'échange cationique	5,3	8,8		9,7	
	A	%	Contenu en argile	14	15		14	
	Fe _o	(mmole/kg)	Teneur en Fer extractible à	80,2	56,4		81,5	

Paramètres	Unités	Signification	Types d'usages				
			Naturel	Agricole	Résidentiel	Récréatif/ commercial	Industriel
		l'oxalate d'ammonium					
	EC	(μS/cm)	Conductivité électrique	473	1028		1028
	ρ _b	kg _{solide} /dm ³ _{sol}	Densité apparente à l'état sec	1,45			
ρ _b	θ _v	-	Porosité remplie d'eau (teneur en eau volumique)	Calcul: $\theta_v = f \times (1 - \frac{\rho_b}{2,6})$			
θ _g , θ _v	f	-	Fraction de la porosité occupée par l'eau	0,5			
	θ _g	-	Porosité remplie d'air	Calcul: $\theta_g = (1 - \frac{\rho_b}{2,6}) - \theta_v$			
	H'	-	Constante d'Henry adimensionnelle	Spécifique au polluant $H' = H / (R \times T)$ ou $H' = V_p \times M / (R \times T \times S)$			
H'	R	J/mol.K	Constante des gaz parfaits	8,31441			
	T	K	Température	283			
	H	Pa.m ³ _{aq} /mol _{aq}	Constante d'Henry	Spécifique au polluant			
	V _p	Pa	Pression de vapeur	Spécifique au polluant			
	M	g/mole	Masse moléculaire				
	S	mg/L	Solubilité				

Tableau 1-2 : Paramètres requis et valeurs attribuées pour le calcul du facteur de partition sol/eau K_{sw} dans le cadre de l'élaboration des valeurs limites

Les hypothèses prises en compte dans la théorie de partition sont les suivantes :

- Source finie estimée à partir du produit de la masse de sol contaminée et d'une concentration représentative en polluants;
- Système instantanément à l'équilibre;
- Adsorption réversible;
- Adsorption linéaire (la quantité de sites susceptibles d'adsorber/de désorber le polluant est illimitée et tous les sites d'adsorption ont la même affinité chimique);
- L'effet du potentiel redox sur la mobilité des métaux lourds n'est pas considéré;
- Pas de sorption compétitive des polluants organiques sur la matière organique;
- La compétition entre métaux lourds n'est pas prise en compte.

Le transfert d'un polluant réactif dans le profil est influencé par la réaction d'adsorption-désorption entre les phases solide et liquide du sol. Cette réaction peut soit être limitée cinétiquement (hypothèse de non équilibre local), soit correspondre à une situation d'équilibre atteint rapidement (hypothèse d'équilibre local). Sous cette dernière hypothèse, l'équilibre entre les phases solide et liquide est atteint de façon instantanée comparée aux temps caractéristiques de l'advection/dispersion (Valocchi, 1985), négligeant également toute cinétique d'adsorption et de désorption (sorption réversible).

Par mesure de précaution, il a été opté pour un modèle faisant appel à une hypothèse d'équilibre local entre la phase dissoute et la phase adsorbée. En effet, la prise en compte de réactions de sorption limitées cinétiquement (hypothèse de non-équilibre local), aurait conduit à des valeurs bien moins contraignantes.

L'adsorption linéaire est une hypothèse qui s'est souvent révélée valable pour des composés hydrocarbonés halogénés, hydrocarbures aromatiques polycycliques ainsi que le benzène. L'hypothèse est également valide pour la majorité des polluants mais présents en faible concentration.

Par contre, le principe de précaution n'est pas suivi en considérant l'absence de compétition entre les métaux lourds compte tenu du fait que la compétition entre métaux lourds pour des sites d'adsorption augmente la dissolution (la concentration en polluants dans l'eau porale de la zone non saturée - C_{pw} - augmente). De même une sous-estimation des K_d pourrait être produite si on est en présence de conditions salines et/ou de conditions complexantes (exemple lixiviats de décharge).

3.3 EXPRESSION DU FACTEUR DE REDISTRIBUTION MASSIQUE DANS LA VADOSE F_v

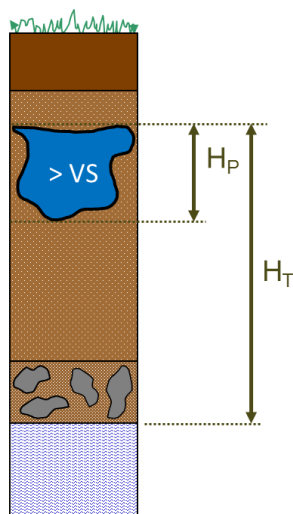
Partant de l'hypothèse qu'une source de pollution – caractérisée par une superficie A et contaminée par une masse finie de polluants sur une hauteur d_{vc} – soit présente au sein de la zone vadosse d'épaisseur d_v . En l'absence de tout mécanisme de pertes par volatilisation et/ou biodégradation, la masse de polluants reste constante et ce quelle que soit l'épaisseur du profil de sol contaminé.

Par conséquent,

$$A \times C_{pw} \times K_d \times d_{vc} = A \times C_{ea} \times K_d \times d_v$$

ou encore

$$C_{ea} = C_{pw} \times F_v$$



Il s'agit en quelque sorte d'une « moyennisation » des concentrations en polluants sur le profil vertical de la zone vadosse. Lors de son transfert au travers de celle-ci, la concentration en polluant dans l'eau porale de la zone contaminée (C_{pw}) est réduite d'un facteur F_v (Connor *et al.*, 1997) donné par le rapport de l'épaisseur de sol contaminé sur l'épaisseur de la zone vadosse :

$$F_v (-) = \frac{H_p}{H_t}$$

Paramètres	Unités	Signification	Valeur
H_p	m	Epaisseur de la vadosse contaminée	Par défaut : $F_v = 1$
H_t	m	Epaisseur totale de la vadosse sous la zone contaminée	

Tableau 1-3 : Paramètres requis pour le calcul de F_v

Dans le cadre de la détermination des seuils génériques (VS_N et VL_N), F_v est fixé par défaut à 1 (on considère que le profil est contaminé sur la **totalité** de sa hauteur).

Les hypothèses à la redistribution massique au sein du profil de sol sont les suivantes :

- Tout mouvement de NAPLs ou tout transport de polluants sur une phase solide mobile (colloïde argileux ou organique est exclu;
- Superficie de la zone contaminée (A) est constante;
- Masse de polluant finie;
- Profil de sol homogène;

- Aucune perte par volatilisation ou (bio) dégradation;
- Coefficient de partition sol/eau K_d constant sur le profil.

3.4 EXPRESSION DU FACTEUR DE DILUTION FD

En atteignant la nappe, la masse de polluant dans l'eau de percolation du sol alimentant la nappe (C_{ea}) est diluée - d'un facteur **FD** - dans la partie supérieure de la nappe sur une profondeur de mélange efficace (d_{zm}). Il est supposé que la « zone de mélange » est située juste en-dessous de la zone contaminée et est de superficie équivalente à celle-ci. La terminologie *facteur de dilution* est analogue au « *Leachate-Groundwater Dilution Factor* »² de l'approche américaine. Il incorpore simultanément les propriétés de la nappe, les caractéristiques de la zone de mélange ainsi que l'importance relative de l'infiltration de l'eau de percolation et du flux souterrain.

Le facteur de dilution **FD** est donné par la relation suivante ci-dessous :

$$FD = 1 + \frac{d_{zm} \times K \times \nabla H}{I \times L}$$

Paramètre	Unités	Signification	Valeur
d_{zm}	m	Epaisseur de la zone de mélange	Par défaut : FD = 30
K	m/an	Conductivité hydraulique saturée	
∇H	m/m	Gradient hydraulique	
I	m/an	Infiltration nette	
L	m	Longueur de la zone contaminée parallèle au flux souterrain	

Tableau 1-4 : Paramètres requis pour le calcul du facteur de dilution FD.

Le calcul du facteur de dilution est fondé sur un ensemble d'hypothèses :

- Point de conformité localisé juste en périphérie de la zone contaminée, à l'aval hydrogéologique ;
- En dessous de la source, le profil est contaminé jusqu'à la nappe (hypothèse pessimiste) ;
- Pas d'atténuation de la concentration attendue dans l'eau de percolation du sol alimentant la nappe (C_{ea}) dans le temps ;
- Aucun mécanisme d'atténuation n'est considéré dans l'aquifère à l'exception d'un effet de dilution du polluant en atteignant la zone saturée ;
- Mélange uniforme dans la zone de mélange ;
- Aquifère meuble, homogène et isotrope ;
- Flux souterrain constant.

Dans le cadre de la détermination des seuils génériques (VS_N et VL_N), **FD** est fixé à une valeur unique de 30, correspondant à une moyenne géométrique de 6 facteurs de dilution représentatifs des 6 formations aquifères en Région wallonne sur base de données recueillies dans le cadre d'études hydrogéologiques (travail de collaboration avec la Direction Générale Agriculture, Ressources Naturelles et Environnement).

² Guidance Manual - RBCA Tool Kit – Chemical releases. Groundwater Services, Inc., Houston, Texas, 1998, 69 pp.

3.5 VALEURS TABULÉES DE VS_N ET VL_N

Aux tableaux ci-dessous sont reprises les valeurs de VS_N et VL_N . Dans le cas particulier des hydrocarbures pétroliers, la méthodologie pour la fixation des VS_N et VL_N diffère dans la mesure où il est fait appel – conventionnellement - à différentes fractions constitutives des hydrocarbures pétroliers en les distinguant selon leur nature aliphatique et aromatique. En outre, il est considéré que chaque fraction globale dans l'eau (EC_{5-8} , $EC_{>8-10}$, $EC_{>10-12}$, $EC_{>12-16}$, $EC_{>16-21}$, $EC_{>21-35}$) est constituée conventionnellement de 70 % de composés aliphatiques et 30 % d'aromatiques. La dérivation des VS_N pour les hydrocarbures pétroliers est détaillée à la section 6.

Pour rappel, à titre indicatif, les situations où des concentrations mesurées en hydrocarbures pétroliers (mesure globale $C_{10}-C_{40}$ ou mesure de certaines fractions EC, distinguées ou non pour les fractions aliphatiques et aromatiques) ou en certains HAP dépassent le seuil de 20.000 mg/kg doivent faire l'objet de travaux d'assainissement au sens des « critères additionnels relatifs à la menace grave » définis dans la partie A du GRER. Certaines conditions peuvent néanmoins rendre l'assainissement non nécessaire.

	VS _N							
	(mg/kg m.s.)							
Type d'usage	I	Ila	Illa	IIlb	IVa	IVb	Vint	Vext
	naturel	qualité produits agricoles	résidentiel	résidentiel sans jardin potager	récréatif avec bâti	récréatif sans bâti	industriel intérieur	industriel extérieur
Métaux lourds et métalloïdes								
Arsenic	926,00	820,00	683,00	683,00	683,00	683,00	917,00	917,00
Cadmium	2,70	12,00	10,00	10,00	10,00	10,00	19,00	19,00
Chrome	5.543,00	15.544,00	12.953,00	12.953,00	12.953,00	12.953,00	12.174,00	12.174,00
Chrome VI	Non-disponible							
Cuivre	362,00	587,00	489,00	489,00	489,00	489,00	594,00	594,00
Mercure	177,00	177,00	147,00	147,00	147,00	147,00	147,00	147,00
Nickel	194,00	458,00	382,00	382,00	382,00	382,00	348,00	348,00
Plomb	581,00	2.492,00	2.077,00	2.077,00	2.077,00	2.077,00	1.837,00	1.837,00
Zinc	721,00	4.156,00	3.464,00	3.464,00	3.464,00	3.464,00	2.953,00	2.953,00
Hydrocarbures aromatiques monocycliques non halogénés								
Benzène	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,21	0,21
Ethylbenzène	8,00	6,40	6,00	6,00	6,00	6,00	23,00	23,00
Styrène	0,60	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	2,00	2,00
Toluène	9,20	7,80	7,10	7,10	7,10	7,10	22,00	22,00
Xylènes	11,00	8,90	7,90	7,90	7,90	7,90	30,00	30,00
Hydrocarbures aromatiques polycycliques non halogénés								
Acénaphène	39,00	29,00	24,00	24,00	24,00	24,00	128,00	128,00
Acénaphthylène	13,00	9,80	8,20	8,20	8,20	8,20	43,00	43,00
Anthracène	93,00	69,00	58,00	58,00	58,00	58,00	313,00	313,00
Benzo(a)anthracène	268,00	198,00	165,00	165,00	165,00	165,00	901,00	901,00
Benzo(b)fluoranthène	20,00	15,00	13,00	13,00	13,00	13,00	69,00	69,00
Benzo(k)fluoranthène	86,00	64,00	53,00	53,00	53,00	53,00	290,00	290,00
Benzo(g,h,i)peryène	43,00	32,00	27,00	27,00	27,00	27,00	146,00	146,00
Benzo(a)pyrène	29,00	21,00	18,00	18,00	18,00	18,00	97,00	97,00
Chrysène	49,00	36,00	30,00	30,00	30,00	30,00	164,00	164,00
Dibenzo(a,h)anthracène	60,00	44,00	37,00	37,00	37,00	37,00	202,00	202,00
Fluoranthène	38,00	28,00	23,00	23,00	23,00	23,00	126,00	126,00
Fluorène	44,00	33,00	28,00	28,00	28,00	28,00	148,00	148,00
Indeno(1,2,3-c,d)pyrène	14,00	11,00	8,80	8,80	8,80	8,80	48,00	48,00
Naphtalène	3,80	2,90	2,50	2,50	2,50	2,50	12,00	12,00
Phénanthrène	127,00	94,00	78,00	78,00	78,00	78,00	426,00	426,00
Pyrène	378,00	280,00	233,00	233,00	233,00	233,00	1.271,00	1.271,00
Huiles minérales								
C5-C8	6,20	5,80	6,00	6,00	6,00	6,00	10,00	10,00
C8-C10	211,00	169,00	149,00	149,00	149,00	149,00	601,00	601,00
C10-C12	884,00	679,00	577,00	577,00	577,00	577,00	2.792,00	2.792,00
<u>C10-C16</u>	<u>884,00</u>	<u>679,00</u>	<u>577,00</u>	<u>577,00</u>	<u>577,00</u>	<u>577,00</u>	<u>2.792,00</u>	<u>2.792,00</u>
C12-C16	8.459,00	6.415,00	5.393,00	5.393,00	5.393,00	5.393,00	27.541,00	27.541,00
<u>C12-C20</u>	<u>8.459,00</u>	<u>6.415,00</u>	<u>5.393,00</u>	<u>5.393,00</u>	<u>5.393,00</u>	<u>5.393,00</u>	<u>27.541,00</u>	<u>27.541,00</u>
C16-C21	481.309,00	361.909,00	302.208,00	302.208,00	302.208,00	302.208,00	1.000.000,00	1.000.000,00
C16-C20	481.309,00	361.909,00	302.208,00	302.208,00	302.208,00	302.208,00	1.000.000,00	1.000.000,00
C21-C35	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00
C20-C40 (C20-C30 + C30-C40)	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00
Hydrocarbures aromatiques polycycliques halogénés								
Chlorure de vinyle	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10
1,2-Dichloroéthane	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,30	0,30
Cis-1,2-Dichloroéthylène	0,37	0,34	0,33	0,33	0,33	0,33	0,63	0,63
Trans-1,2-Dichloroéthylène	0,45	0,41	0,39	0,39	0,39	0,39	0,63	0,63
1,2-Dichloroéthylène (cis+trans)	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,60	0,60
Dichlorométhane	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,20	0,20
1,1,1-Trichloroéthane	6,80	6,00	5,50	5,50	5,50	5,50	15,00	15,00
1,1,2-Trichloroéthane	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,20	0,20
Trichloroéthylène	0,90	0,80	0,70	0,70	0,70	0,70	2,10	2,10
Trichlorométhane	1,60	1,40	1,40	1,40	1,40	1,40	3,00	3,00
Tétrachlorométhane	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10
Tétrachloroéthylène	0,90	0,80	0,70	0,70	0,70	0,70	2,50	2,50
Phénol	0,80	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	1,40	1,40
Méthyl tertiaire butyléther (MTBE)	1,60	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	2,00	2,00
Autres								
cyanures libres	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00

Tableau 1-5 : Valeurs seuil de lessivage (VS_N)

	VL _N (mg/kg m.s.)							
Type d'usage	I	IIa	IIIa	IIb	IVa	IVb	Vint	Vext
	naturel	qualité produits agricoles	résidentiel	résidentiel sans jardin potager	récréatif avec bâti	récréatif sans bâti	industriel intérieur	industriel extérieur
Métaux lourds et métalloïdes								
Arsenic	3.704,00	3.280,00	2.732,00	2.732,00	2.732,00	2.732,00	3.668,00	3.668,00
Cadmium	11,00	48,00	40,00	40,00	40,00	40,00	76,00	76,00
Chrome	11.086,00	31.088,00	25.906,00	25.906,00	25.906,00	25.906,00	24.348,00	24.348,00
Chrome VI	Non-disponible							
Cuivre	724,00	1.174,00	978,00	978,00	978,00	978,00	1.188,00	1.188,00
Mercure	708,00	708,00	588,00	588,00	588,00	588,00	588,00	588,00
Nickel	776,00	1.832,00	1.528,00	1.528,00	1.528,00	1.528,00	1.392,00	1.392,00
Plomb	2.324,00	9.968,00	8.308,00	8.308,00	8.308,00	8.308,00	7.348,00	7.348,00
Zinc	1.442,00	8.312,00	6.928,00	6.928,00	6.928,00	6.928,00	5.906,00	5.906,00
Hydrocarbures aromatiques monocycliques non halogénés								
Benzène	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Ethylbenzène	41,00	32,00	30,00	30,00	30,00	30,00	117,00	117,00
Styrène	3,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	11,00	11,00
Toluène	77,00	65,00	59,00	59,00	59,00	59,00	184,00	184,00
Xylènes	48,00	39,00	34,00	34,00	34,00	34,00	131,00	131,00
Hydrocarbures aromatiques polycycliques non halogénés								
Acénaphène	390,00	290,00	240,00	240,00	240,00	240,00	1.280,00	1.280,00
Acénaphthylène	123,00	92,00	77,00	77,00	77,00	77,00	405,00	405,00
Anthracène	186,00	138,00	116,00	116,00	116,00	116,00	626,00	626,00
Benzo(a)anthracène	536,00	396,00	330,00	330,00	330,00	330,00	1.802,00	1.802,00
Benzo(b)fluoranthène	920,00	690,00	598,00	598,00	598,00	598,00	3.174,00	3.174,00
Benzo(k)fluoranthène	172,00	128,00	106,00	106,00	106,00	106,00	580,00	580,00
Benzo(g,h,i)peryène	72,00	53,00	45,00	45,00	45,00	45,00	243,00	243,00
Benzo(a)pyrène	58,00	42,00	36,00	36,00	36,00	36,00	194,00	194,00
Chrysène	98,00	72,00	60,00	60,00	60,00	60,00	328,00	328,00
Dibenzo(a,h)anthracène	600,00	440,00	370,00	370,00	370,00	370,00	2.020,00	2.020,00
Fluoranthène	570,00	420,00	345,00	345,00	345,00	345,00	1.890,00	1.890,00
Fluorène	440,00	330,00	280,00	280,00	280,00	280,00	1.480,00	1.480,00
Indeno(1,2,3-c,d)pyrène	28,00	22,00	18,00	18,00	18,00	18,00	96,00	96,00
Naphtalène	26,00	20,00	17,00	17,00	17,00	17,00	82,00	82,00
Phénanthrène	254,00	188,00	156,00	156,00	156,00	156,00	852,00	852,00
Pyrène	3.780,00	2.800,00	2.330,00	2.330,00	2.330,00	2.330,00	12.710,00	12.710,00
Huiles minérales								
C5-C8	12,40	11,60	12,00	12,00	12,00	12,00	20,00	20,00
C8-C10	422,00	338,00	298,00	298,00	298,00	298,00	1.202,00	1.202,00
C10-C12	1.768,00	1.358,00	1.154,00	1.154,00	1.154,00	1.154,00	5.584,00	5.584,00
<u>C10-C16</u>	<u>1.768,00</u>	<u>1.358,00</u>	<u>1.154,00</u>	<u>1.154,00</u>	<u>1.154,00</u>	<u>1.154,00</u>	<u>5.584,00</u>	<u>5.584,00</u>
C12-C16	16.918,00	12.830,00	10.786,00	10.786,00	10.786,00	10.786,00	55.082,00	55.082,00
<u>C12-C20</u>	<u>16.918,00</u>	<u>12.830,00</u>	<u>10.786,00</u>	<u>10.786,00</u>	<u>10.786,00</u>	<u>10.786,00</u>	<u>55.082,00</u>	<u>55.082,00</u>
C16-C21	962.618,00	723.818,00	604.416,00	604.416,00	604.416,00	604.416,00	1.000.000,00	1.000.000,00
C16-C20	962.618,00	723.818,00	604.416,00	604.416,00	604.416,00	604.416,00	1.000.000,00	1.000.000,00
C21-C35	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00
C20-C40 (C20-C30 + C30-C40)	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00	1.000.000,00
Hydrocarbures aromatiques polycycliques halogénés								
Chlorure de vinyle	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40
1,2-Dichloroéthane	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83	1,25	1,25
Cis-1,2-Dichloroéthylène	Non-disponible							
Trans-1,2-Dichloroéthylène	Non-disponible							
1,2-Dichloroéthylène (cis+trans)	1,60	1,60	1,60	1,60	1,60	1,60	2,40	2,40
Dichlorométhane	0,45	0,45	0,45	0,45	0,45	0,45	0,90	0,90
1,1,1-Trichloroéthane	115,00	101,00	93,00	93,00	93,00	93,00	254,00	254,00
1,1,2-Trichloroéthane	0,42	0,42	0,42	0,42	0,42	0,42	0,83	0,83
Trichloroéthylène	3,73	3,31	2,90	2,90	2,90	2,90	8,70	8,70
Trichlorométhane	6,52	5,71	5,71	5,71	5,71	5,71	12,23	12,23
Tétrachlorométhane	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40
Tétrachloroéthylène	3,83	3,40	2,98	2,98	2,98	2,98	10,63	10,63
Phénol	7,43	6,50	6,50	6,50	6,50	6,50	13,01	13,01
Méthyl tertiaire butyléther (MTBE)	6,59	6,18	6,18	6,18	6,18	6,18	8,23	8,23
Autres								
cyanures libres	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00

Tableau 1-6 : Valeurs d'intervention de lessivage (VL_N)

4 PRINCIPES D'ÉTABLISSEMENT DE VS_{nappe}

La valeur seuil pour les eaux souterraines VS_{nappe} (exprimée en $\mu\text{g/l}$) – reprise dans le décret sol - est une concentration en polluant dans les eaux souterraines dont le dépassement constitue généralement un des éléments déclencheurs³ de l'étude de caractérisation.

Elles sont issues d'un travail de collaboration entre les Régions wallonne (SPAQuE), flamande (OVAM, VITO) et de Bruxelles-Capitale (IBGE-BIM). Ce « Groupe de Travail » a notamment conclu qu'une harmonisation⁴ des normes pour les eaux souterraines constituait un objectif réalisable, voire souhaitable, en raison du caractère mobile d'une pollution des eaux souterraines. Le cas particulier des hydrocarbures pétroliers est détaillé à la section 6.

4.1 CRITÈRES RETENUS POUR LA FIXATION DES VALEURS DE VS_{nappe}

Les valeurs de VS_{nappe} ont été fixées sur la base d'un ensemble de critères traduisant le caractère d'eau « aisément potabilisable »⁵ :

- les valeurs paramétriques (Directive européenne 98/83/CE)⁶, transposées ultérieurement dans l'AGW du 15 janvier 2004 relatif aux valeurs paramétriques applicables aux eaux destinées à la consommation humaine, abrogeant également l'AERW du 20 juillet 1989 relatif à la qualité de l'eau distribuée par réseau définissant les Concentrations Maximales Admissibles ;
- les valeurs guides (Organisation Mondiale de la Santé et Joint Expert Committee on Food Additives) (OMS, 1993, 1996, 1998) ;
- ou, à défaut d'un critère existant, une valeur calculée sur la base de la méthodologie de l'OMS (Organisation Mondiale de la Santé) en considérant – pour les polluants à effet à seuil - qu'une fraction (en règle générale 10 %) d'une Valeur Toxicologique de Référence (VTR) est allouée à la consommation quotidienne de 2 litres d'eau de boisson par un adulte pesant 60 kg ; pour les polluants à effet sans seuil^{7,8}, la valeur correspond à un risque additionnel de cancer de 1 pour 100.000 personnes ;
- d'autres critères provenant de la littérature scientifique spécialisée (prise en compte de la coloration de l'eau, du dépassement de seuils organoleptiques, de critères d'écotoxicité, du dépassement de la solubilité pour les polluants organiques).

³ L'autre élément déclencheur étant le dépassement de la VS. Il est à noter que la VS nappe peut être pondérée par les valeurs de fond ou remplacées par des valeurs particulières.

⁴ Au cours des travaux, le Groupe de Travail Harmonisation a cependant reconnu que les valeurs discutées n'étaient pas directement contraignantes pour les trois Régions. En raison de circonstances régionales spécifiques, chacune des Régions était libre de déroger aux propositions de normes harmonisées moyennant une argumentation claire.

⁵ D'après le Décret du 27 mai 2004 relatif au Livre II du Code de l'Environnement constituant le Code de l'Eau, les « eaux potabilisables » sont définies comme « toutes eaux souterraines ou de surface qui, naturellement ou après un traitement approprié physico-chimique ou microbiologique, est destinée à être distribuée pour être bue sans danger pour la santé ».

⁶ Directive 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.

⁷ Classification des polluants selon l'IARC (International Agency for Research on Cancer) :

- 1 : l'agent (ou le mélange) est cancérogène pour l'homme ;
- 2A : l'agent (ou le mélange) est probablement cancérogène pour l'homme ; indices limités de cancérogénicité chez l'homme et indices suffisants de cancérogénicité pour l'animal de laboratoire ;
- 2B : l'agent (ou le mélange) pourrait être cancérogène pour l'homme ; indices limités de cancérogénicité chez l'homme et indices pas tout à fait suffisants de cancérogénicité pour l'animal de laboratoire ;
- 3 : l'agent (ou le mélange) ne peut être classé pour sa cancérogénicité pour l'homme ;
- 4 : l'agent (ou le mélange) n'est probablement pas cancérogène pour l'homme.

⁸ Classification des polluants selon l'US EPA :

- A Cancérogène pour l'homme
- B1 Probablement cancérogène pour l'homme : données limitées
- B2 Probablement cancérogène pour l'homme : données uniquement chez l'animal
- C Cancérogène possible pour l'homme
- D Non classable
- E Il existe des preuves de non cancérogénicité chez l'homme

4.2 VALEURS TABULÉES DE VS_{NAPPE}

Aux tableaux 1-7 et 1-8 sont reprises les valeurs de VS_{nappe} du décret du 1er mars 2018 relatif à la gestion et à l'assainissement des sols et de ses arrêtés d'exécution respectivement pour les métaux lourds/métalloïdes et les polluants organiques.

Paramètre	VS_{nappe} ($\mu\text{g/L}$)
Métaux/métalloïdes	
Arsenic	10
Cadmium	5
Chrome total	50
Chrome VI	9
Cuivre	100
Mercur	1
Nickel	20
Plomb	10
Zinc	200
Inorganiques non métalliques	
Cyanures libres	70

Tableau 1-7 : Valeurs seuil pour les eaux souterraines (VS_{nappe}) dans le cas des métaux lourds/métalloïdes reprises du décret du 1er mars 2018 relatif à la gestion et à l'assainissement des sols et de ses arrêtés d'exécution.

Paramètre	VS_{nappe} ($\mu\text{g/L}$)
Hydrocarbures aromatiques monocycliques non halogénés	
Benzène	10
Éthylbenzène	300
Toluène	700
Xylènes (somme des isomères)	500
Styrène	20
Phénol	120
MTBE	300
Hydrocarbures aromatiques polycycliques non halogénés	
Naphtalène	60
Acénaphthylène	70
Acénaphthène	180
Fluorène	120
Phénanthrène	120
Anthracène	75
Fluoranthène	4
Pyrène	90
Benzo(a)anthracène	7
Chrysène	1.5
Benzo(b)fluoranthène	1.5
Benzo(k)fluoranthène	0.8
Benzo(a)pyrène	0.7
Dibenz(a,h)anthracène	0.7

Paramètre	VSnappe (µg/L)
Benzo(g,h,i)pérylène	0.3
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	0.22
Hydrocarbures non aromatiques halogénés	
Dichlorométhane	20
Chloroforme (trichlorométhane)	200
Tétrachlorométhane	2
Tétrachloroéthylène (PCE)	40
Trichloroéthylène (TCE)	70
1,2-dichloroéthène (cis + trans)	50
Chloroéthène (chlorure de vinyle)	5
1,1,1-trichloroéthane	500
1,1,2-trichloroéthane	12
1,2-dichloroéthane	30
Hydrocarbures pétroliers ¹	
Fraction EC 5-8	60
Fraction EC>8-10	200
Fraction EC>10-12	200
Fraction EC>12-16	200
Fraction EC>16-21	300
Fraction EC>21-35	300

1. Dans le cas particulier des hydrocarbures pétroliers (HP), la méthodologie pour la fixation des VS_{nappe} diffère dans la mesure où il est fait appel – conventionnellement - à différentes fractions constitutives des HP en les distinguant selon leur nature aliphatique et aromatique. En outre, il est considéré que chaque fraction **globale** dans l'eau (EC₅₋₈, EC_{>8-10}, EC_{>10-12}, EC_{>12-16}, EC_{>16-21}, EC_{>21-35}) est constituée conventionnellement de 70 % de composés aliphatiques et 30 % d'aromatiques.

Tableau 1-8 : Valeurs seuil pour les eaux souterraines (VS_{nappe}) dans le cas des polluants organiques reprises du décret du 1er mars 2018 relatif à la gestion et à l'assainissement des sols et de ses arrêtés d'exécution.

5 PRINCIPES D'ÉTABLISSEMENT DE VL_{NAPPE}

La valeur limite VL_{nappe} (exprimée en µg/l) - reprise également dans le décret sols - constitue un « outil » supplémentaire pour l'interprétation des concentrations en polluants dans les eaux souterraines en termes de risques.

Sur le plan de leur signification, les valeurs de VL_{nappe} englobent trois critères :

- un critère relatif à la santé humaine dont l'objectif est de traduire la notion de risque « excessif » exclusivement lié à l'utilisation d'eau souterraine à des fins de consommation (Cf. 5.1);
- un critère écotoxicologique dont l'objectif est d'éviter une dégradation sévère des écosystèmes aquatiques (Cf. 5.2) ;
- et un critère relatif à la mobilité dont l'objectif est d'éviter la pollution de la parcelle voisine ⁹ (via les eaux souterraines par dispersion de la pollution) (Cf. 5.3) ; l'établissement de ce critère se base sur une vision simplifiée des mécanismes susceptibles d'entrer en jeu (advection, adsorption/désorption, dispersion).

⁹ Ce principe doit être assorti d'une notion de « volume significatif » ou de flux massique significatif.

La valeur attribuée à VL_{nappe} a finalement été fixée à la concentration la plus contraignante parmi celles associées à ces trois critères. Chacun de ces critères est explicité dans les paragraphes suivants. Le cas particulier des hydrocarbures pétroliers est détaillé à la section 6.

5.1 CRITÈRE RELATIF À LA SANTÉ HUMAINE

Le critère relatif à la santé humaine consiste à déterminer une concentration limite en polluants dans les eaux souterraines (C_{LH} , exprimé en mg/L) selon une procédure analogue à celle de l'OMS pour la détermination des valeurs guide à la différence que la totalité de la Valeur Toxicologique de Référence (VTR) est allouée à la consommation quotidienne de 2L d'eau de boisson par un adulte pesant 60 kg, soit :

$$C_{LH} = \frac{VTR \times W \times F}{Q_{dw}}$$

avec

VTR	Valeur Toxicologique de Référence pour la voie orale ($mg_{polluant}/kg_{m.c.jr}$) ;
W	poids de l'individu exposé (= 60 kg pour l'adulte) ;
Q_{dw}	quantité moyenne d'eau ingérée quotidiennement (= 2 L/jr pour l'adulte) ;
F	fraction de la VTR allouée à la consommation d'eau de boisson (100 %).

Pour les polluants à effet à seuil, les VTR retenues pour le calcul de C_{LH} correspondent, en règle générale, aux VTR 'harmonisées' proposées par le Groupe de Travail Harmonisation¹⁰ dans le cadre de l'établissement des VS_{nappe} .

Pour les polluants à effet sans seuil, les VTR retenues correspondent à un risque additionnel de cancer de 1 pour 10.000 personnes.

De façon générale, il est impératif de veiller à la cohérence en matière de choix des VTR retenues pour le calcul des concentrations limites en polluant dans les eaux souterraines (VS_{nappe} et VL_{nappe}).

5.2 CRITÈRE ÉCOTOXICOLOGIQUE

Le critère écotoxicologique vise à déterminer une concentration limite en polluants dans les eaux souterraines (C_{Leco} exprimé en mg/L) traduisant la notion de « risque excessif » pour les écosystèmes, pondéré par un facteur de flexibilité fonction des risques de dispersion effective des polluants, soit :

$$C_{Leco} = SRC_{eco-gw} \times FM_{eco}$$

Le seuil de « risque excessif » retenu correspond au *Serious Risk Concentration for groundwater* SRC_{eco-gw} , concentration au-delà de laquelle les NOECs (*No-observed Effect Level*) sont dépassés pour 50 % des espèces (Verbruggen *et al.*, 2001). Les SRC_{eco-gw} sont déterminées par les HC50 (*Hazardous Concentrations 50%*) obtenues à partir de données d'écotoxicité aquatique.

Le facteur de flexibilité FM_{eco} ¹¹ est calculé comme le produit de deux facteurs, l'un lié à la mobilité (FM_m), l'autre lié à la biodégradabilité ($FM_{t_{1/2}}$) :

¹⁰ Cependant, pour l'arsenic, le cadmium, le nickel et le zinc, les VTR effectivement retenues par la SPAQuE pour la proposition des normes pour le sol diffèrent des valeurs proposées par le Groupe de Travail Harmonisation.

¹¹ L'approche est similaire à l'indice de GUS (*Groundwater Ubiquity Score*) qui définit la lixiviation potentielle d'un pesticide sur base d'un critère de biodégradabilité et de mobilité (basé sur log Koc) selon la relation : $GUS = \log(t_{1/2}) / (4 - \log Koc)$. Selon Gustafson (1989), les pesticides avec un indice de GUS supérieur à 2.8 sont généralement détectés dans les eaux souterraines. Ceux avec un indice de GUS inférieur à 1.8 ne sont jamais mis en évidence dans les eaux souterraines. L'OECD considère que le potentiel de lessivage des polluants ayant un indice de GUS supérieur à 2.8 comme « élevé » et « faible » pour ceux caractérisés par un indice de GUS inférieur à 1.8. (OECD Survey of National Pesticide Risk Indicators, 1999-2000).

$$FM_{eco} = FM_m \times FM_{t_{1/2}}$$

Le facteur multiplicateur lié à la mobilité (FM_m) est donné par l'expression :

$$FM_m = 2 - I_m$$

$$I_m = \frac{1}{R_c} = \frac{1}{1 + \frac{K_{d,np} \rho_{b,np}}{n_{eff}}}$$

avec I_m , l'indice de migration qui quantifie la mobilité relative d'un polluant par rapport à la mobilité de l'eau dans un milieu poreux déterminé. Contrairement au facteur de retard, l'indice de migration offre l'avantage de s'échelonner de 0 à 1 – cette dernière limite représentant la vitesse de migration de l'eau (Moreale, Van Bladel, 1983). Le FM_m correspond dès lors à un facteur compris entre 1 (polluant très mobile) et 2 (polluant immobile) ;

R_c , le facteur de retard (-) ;

$K_{d,np}$, le coefficient de partition sol/eau de l'aquifère (L/kg_{solide})

$\rho_{b,np}$, la densité apparente à l'état sec de l'aquifère (kg_{solide}/dm³_{sol})

n_{eff} , la porosité efficace de l'aquifère (-)

Le facteur multiplicateur lié à la biodégradabilité ($FM_{t_{1/2}}$) est calculé selon la relation :

$$FM_{t_{1/2}} = 4 - \log(t_{1/2}) \text{ pour } t_{1/2} \leq 1000 \text{ jours}$$

$$FM_{t_{1/2}} = 1 \text{ pour } t_{1/2} > 1000 \text{ jours et métaux lourds}$$

avec $t_{1/2}$, le temps de demi-vie exprimé en jours.

Cette approche est appliquée ci-dessous, à titre indicatif, à des métaux lourds et des polluants organiques biodégradables ou persistants (Tableau 1-8).

Polluant	FM_m	$FM_{t_{1/2}}$	FM_{eco}
Métaux lourds ($I_m = 0$)	2	1	2
Polluants organiques très mobiles et très biodégradables ($I_m = 1$) ($t_{1/2} = 10$ jours)	1	3	3
Polluants organiques très mobiles et moyennement biodégradables ($I_m = 1$) ($t_{1/2} = 500$ jours)	1	1.3	1.3
Polluants organiques très mobiles et peu biodégradables ($I_m = 1$) ($t_{1/2} > 1000$ jours)	1	1	1

Tableau 1-9 : Valeurs théoriques attribuées au facteur multiplicateur FM_{eco} calculées comme le produit d'un critère de mobilité (FM_m) et d'un critère de biodégradabilité ($FM_{t_{1/2}}$).

Il est à noter que d'autres seuils sont préconisés notamment par Oregon State University Extension Pesticide Properties Database : potentiel de lessivage extrêmement faible (GUS < 0.1) ; très faible (0.1 < GUS < 1) ; faible (1 < GUS < 2) ; moyen (2 < GUS < 3) ; élevé (3 < GUS < 4) ; très élevé (GUS > 4).

5.3 CRITÈRE RELATIF À LA MOBILITÉ

Le principe général sous-jacent à l'utilisation d'un critère relatif à la mobilité consiste à considérer qu'un site (potentiellement) pollué ne peut pas contribuer à polluer la parcelle voisine ; la VS_{nappe} ne peut être dépassée en bordure du site.

Il s'agit par conséquent de calculer une concentration limite maximale en polluants dans les eaux souterraines C_{Lm}^{12} , mesurée au droit de la source de pollution identifiée, qui pourrait être tolérée au sein de la nappe aquifère sans risquer d'induire un dépassement de VS_{nappe} en bordure du site pollué.

A cette fin, la solution analytique approximative de Domenico (1987) est classiquement utilisée.

5.3.1 SOLUTION ANALYTIQUE APPROXIMATIVE DE DOMENICO

Pour un panache supposé à l'équilibre (et donc supposé invariant dans le temps), la solution analytique approximative de Domenico (1987) permet de décrire l'atténuation de la concentration en polluant C_{Lm} selon la direction principale de l'écoulement souterrain lors de son transport réactif :

- par advection unidirectionnelle au sein d'un aquifère intergranulaire, homogène et isotrope ;
- par dispersion (tri-dimensionnelle) ;
- par biodégradation (régie par une cinétique de premier ordre)
- et par adsorption (linéaire)¹³.

La diffusion moléculaire (basée sur un gradient de concentration) est négligée.

Ce modèle de transport hypothétique et réactif tient compte des propriétés de l'aquifère au sein duquel le flux d'eau polluée s'écoule (Figure 1-3) :

- depuis la source de pollution, supposée infinie¹⁴ et représentée schématiquement par une surface plane, aux dimensions finies (S_w et S_d), placée verticalement et perpendiculairement au flux d'eau souterrain.
- jusqu'à une distance donnée X_r (cette distance pouvant correspondre à celle séparant deux piézomètres placés respectivement au droit de la source de pollution et en bordure du site (Figure 1-3).

¹² La concentration C_{Lm} est directement proportionnelle à la concentration totale en polluant dans le sol, le facteur de proportionnalité étant le facteur d'atténuation global (FAG) défini pour le calcul des valeurs seuil limitant les risques pour les eaux souterraines (VS_M).

¹³ La vitesse qui intervient dans l'équation initiale de Domenico (1987) est la vitesse de l'eau dans les pores (pas d'adsorption). Il est possible de tenir compte de l'effet « retard » induit par les phénomènes d'adsorption en remplaçant la vitesse porale (v_p) par la vitesse effective du polluant (u) (vitesse porale divisée par le facteur de retard).

¹⁴ La validité de l'équation est restreinte dans le cas où la source de contamination est continue (=infinie). Nous n'avons pas considéré une modification de l'infiltration engendrée suite au placement d'une couche de moindre perméabilité. Sont également négligés les cas où la source de contamination s'épuiserait ou serait enlevée suite à un assainissement.

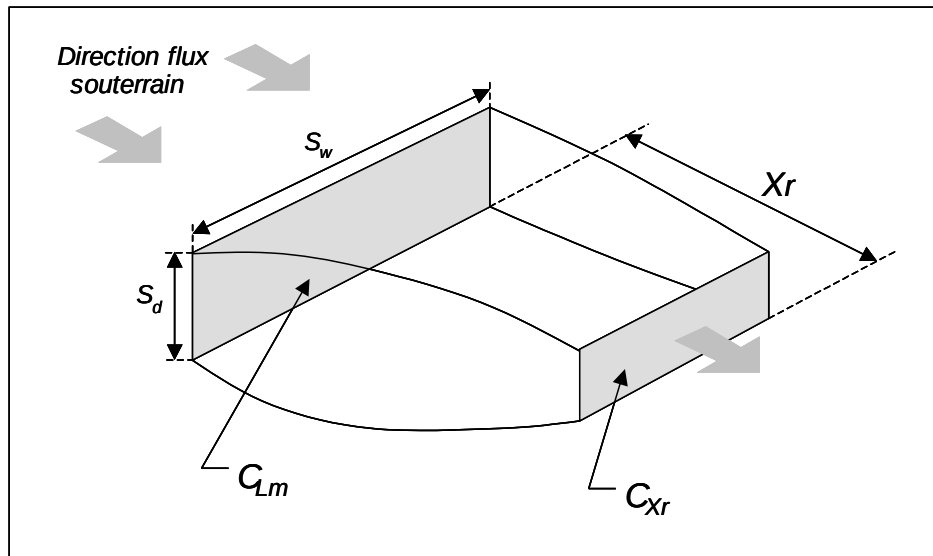


Figure 1-3 : Modèle de Domenico : illustration des sections d'écoulement du flux pollué (Adapté du *Guidance Manual for RBCA Tool Kit for Chemical releases -Groundwater Services, Inc., 1998*)

Le modèle et l'équation de Domenico permettent ainsi de déterminer le facteur d'atténuation de la zone saturée (FA_s), défini comme le rapport entre la concentration C_{Lm} au droit de la source de pollution et la concentration en polluant C_{Xr} en un point de conformité placé à une distance X_r .

Les modèles basés sur l'équation originale de Domenico (1987) ou encore sur la version modifiée (Martin-Hayden et Robbins, 1997) ne fournissent toutefois que des solutions analytiques approximatives de l'équation d'advection-dispersion du transport de polluants dissous. Ces modèles ne peuvent dès lors être exploités en dehors de leur fonction d'outil de projection et d'aide à la prise de décision.

L'erreur induite par les approximations qu'ils considèrent est en particulier sensible :

- aux valeurs élevées de dispersivité longitudinale (Srinivasan et al., 2007 ; West et al., 2007) ; pour rappel, une valeur de dispersivité élevée est représentative d'un aquifère au sein duquel le transport est significativement influencé par la dispersion mécanique et la diffusion moléculaire (processus associé au gradient de concentration au sein du panache et négligée par le modèle de Domenico) ;
- aux faibles valeurs du nombre de Peclet (Guyonnet et Neville, 2004), soit classiquement :
 - o quand l'aquifère est relativement imperméable, les processus de dispersion mécanique et de diffusion moléculaire peuvent influencer le transport de manière significative et en particulier quand $Pe \leq 10$;
 - o quand le panache de pollution en présence est caractérisé par des concentrations élevées en polluants résultant en une diffusion moléculaire importante.

5.3.2 EXPRESSION DU FACTEUR D'ATTÉNUATION

Le facteur d'atténuation au sein de nappe aquifère est donné par l'expression suivante :

$$\frac{1}{FA_s} = \frac{C_{Xr}(x)}{C_{Lm}} = \exp\left\{\frac{x}{2a_x}\left[1 - \sqrt{1 + \frac{4\lambda a_x}{u}}\right]\right\} \operatorname{erf}\left(\frac{S_w}{4\sqrt{a_y x}}\right) \operatorname{erf}\left(\frac{S_d}{4\sqrt{a_z x}}\right)$$

Les valeurs retenues pour le calcul du facteur d'atténuation intervenant dans la composante « mobilité » de VL_{nappe} sont détaillées au tableau 1-10.

Paramètre	Unité	Signification	Valeur
C_{x_r}	µg/L	Concentration en polluant mesurée au sein de la nappe aquifère, en bordure de site	Spécifique au polluant $C_{x_r} = VS_{\text{nappe}}$
X_r	m	Distance séparant les piézomètres placés au droit de la source de pollution et en bordure du site pollué	Valeur par défaut : 30 (Travaux de concertation du Groupe Thématique Eaux Souterraines - Décision du 29/05/2002)
$\alpha_x, \alpha_y, \alpha_z$	m	Dispersivité longitudinale (x), transversale (y) et verticale (z)	$\begin{cases} \alpha_x = 0.1 \times X_r \\ \alpha_y = 0.33 \times \alpha_x \\ \alpha_z = 0.056 \times \alpha_x \end{cases}$ (notes 1 et 2)
λ	1/jr	Constante de dégradation	Spécifique au polluant = 0.693/t _{1/2} (si dégradation en jrs) = 0 (inorganiques)
S_d	m	Epaisseur du panache à la source (zone saturée)	Valeur par défaut : 2 Imposée à la valeur par défaut de l'épaisseur de la zone de mélange, d_{zm}
S_w	m	Largeur du panache à la source (zone saturée)	Valeur par défaut : 50
u	m/jr	Vitesse de déplacement du polluant compte tenu de l'effet « retard »	Calcul : $u = \frac{K \times \nabla H}{n_{eff} \times R_c}$
K	m/jr	Conductivité hydraulique saturée	Valeur par défaut : 8,64 (Travaux de concertation du Groupe Thématique Eaux Souterraines - Décision du 27/03/2002) (note 3)
∇H	m/m	Gradient hydraulique	Valeur par défaut : 0.028 (Valeur médiane entre 0.5 % et 5 %) (note 4)
n_{eff}	-	Porosité efficace de l'aquifère	Valeur par défaut : 0,05 (Travaux de concertation du Groupe Thématique Eaux Souterraines - Décision du 27/03/2002)
R_f	-	Facteur de retard	$R_f = 1 + \frac{K_{d,np} \rho_{b,np}}{n_{eff}}$
$\rho_{b,np}$	kg _{solide} /dm ³ _{sol}	Densité apparente à l'état sec de l'aquifère	Valeur par défaut : 1,65
$K_{d,np}$	dm ³ _{eau} /kg _{solide}	Coefficient de partition sol/eau de l'aquifère	Spécifique au polluant et aux propriétés du sol (Annexe 2)
K_{oc}		Coefficient de partition eau-carbone organique	Spécifique au polluant (Annexe 3.1)
f_{oc}	-	Fraction de carbone organique	Valeur par défaut : 0,001 (Linéarité de la relation $K_d - f_{oc}$ jusqu'à des fractions de carbone organique valant 0,001 soit 0,1 %) (note 5)

Note 1 : Pickens and Grisak (1981), ASTM (1995) et EPA (1986) cités dans Connor *et al.* (1996).

Note 2 : Gelhar & Axness (1981) cité dans EPA (1996).

Note 3 : Valeurs correspondant à des conductivités hydrauliques communément admises au niveau de la CEE pour la nappe du Sinémurien (sable et grés) et dans la gamme des conductivités hydrauliques saturées rencontrées dans le sable du Bruxellien (5 E-5 m/s) et le gravier (1 E-3 m/s).

Note 4 : Annexe 4 du document « Attribution de normes de qualité aux sols de la Région wallonne : Annexes techniques », SPAQuE, rapport interne, avril 1999, 57 pp.

Note 5 : Piwoni and Banerjee, (1989) ; Schwarzenbach and Westall, (1981) cités dans EPA (1996).

Tableau 1-10 : Paramètres requis et valeurs sélectionnées par défaut pour le calcul de la concentration maximale tolérable au droit de la source de pollution C_{Lm} .

5.4 RÈGLE GÉNÉRALE POUR LA SÉLECTION DE LA VALEUR FINALE DE VI_{NAPPE}

En règle générale, la valeur limite pour les eaux souterraines a été fixée à la concentration la plus contraignante parmi C_{LH} , C_{Leco} et C_{Lm} en s'assurant d'un rapport minimum de 2 entre la VS_{nappe} et la VL_{nappe} .

5.5 VALEURS TABULÉES DE VL_{NAPPE}

Aux tableaux 1-11 et 1-12 sont reprises les valeurs de VL_{nappe} respectivement pour les métaux lourds/métalloïdes et les polluants organiques.

Paramètre	VL_{nappe} ($\mu g/L$)
Métaux/métalloïdes	
Arsenic	40
Cadmium	20
Chrome total	100
Chrome VI	90
Cuivre	200
Mercure	4
Nickel	80
Plomb	40
Zinc	400
Inorganiques non métalliques	
Cyanures libres	140

Tableau 1-11 : Valeurs limite pour les eaux souterraines (VL_{nappe}) dans le cas des métaux lourds/métalloïdes.

Paramètre	VL _{nappe} (µg/L)
Hydrocarbures aromatiques monocycliques non halogénés	
Benzène	40
Éthylbenzène	1520
Toluène	5850
Xylènes (somme des isomères)	2175
Styrène	110
Phénol	1115
MTBE	1235
Hydrocarbures aromatiques polycycliques non halogénés	
Naphtalène	410
Acénaphtylène	660
Acénaphène	1800
Fluorène	1200
Phénanthrène	240
Anthracène	150
Fluoranthène	60
Pyrène	900
Benzo(a)anthracène	14
Chrysène	3
Benzo(b)fluoranthène	69
Benzo(k)fluoranthène	1.6
Benzo(a)pyrène	1.4
Dibenz(a,h)anthracène	7
Benzo(g,h,i)pérylène	0.5
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	0.44
Hydrocarbures non aromatiques halogénés	
Dichlorométhane	90
Chloroforme (trichlorométhane)	815
Tétrachlorométhane	8
Tétrachloroéthylène (PCE)	170
Trichloroéthylène (TCE)	290
1,2-dichloroéthène (cis + trans)	200
Chloroéthène (chlorure de vinyl)	20
1,1,1-trichloroéthane	8450
1,1,2-trichloroéthane	50
1,2-dichloroéthane	125
Hydrocarbures pétroliers	
Fraction EC 5-8	120
Fraction EC>8-10	400
Fraction EC>10-12	400
Fraction EC>12-16	400
Fraction EC>16-21	600
Fraction EC>21-35	600

Tableau 1-12 : Valeurs limite pour les eaux souterraines (VL_{nappe}) dans le cas des polluants organiques.

6 CAS PARTICULIERS

6.1 HYDROCARBURES PÉTROLIERS

Dans la perspective d'améliorer l'interprétation des résultats analytiques en termes de risques pour les eaux souterraines (par lessivage), il est proposé – à l'instar de ce qui a été fait pour l'établissement des valeurs limitant les risques envers la santé (VS_H) - de prendre comme base de travail une approche par fractions :

- des fractions exprimées en équivalent carbone, distinguées pour les composés de type aliphatique et aromatique, qui pourront être utilisées au stade de l'étude détaillée des risques ;
- des fractions globales – exprimées en équivalent carbone - regroupant des composés de type aliphatiques et aromatiques (en faisant une hypothèse sur la composition du mélange) et qui pourront être utilisées aux stades préliminaires des études.

6.1.1 ETABLISSEMENT DES VALEURS SEUIL POUR LES EAUX SOUTERRAINES

La méthodologie générale se fonde sur l'utilisation conventionnelle de différentes fractions constitutives des hydrocarbures pétroliers en les distinguant selon leur nature aliphatique et aromatique. Les principes pour la sélection de ces différentes fractions ont été détaillés dans la partie A.

Etant donné que méthodologiquement, le calcul des VS_N (sol) requiert l'établissement de valeurs pour la nappe (VS_{nappe}), il est nécessaire de procéder aux étapes suivantes :

- pour chacune des fractions aliphatique et aromatique considérées, de déterminer des VS_{nappe} par l'application des procédures de calcul des normes pour les eaux souterraines ;
- de calculer une VS_{nappe} pour une fraction globale – exprimée en équivalent carbone (EC) - selon la méthodologie explicitée ci-dessous ;
- de calculer, pour chacune des fractions globales EC, des valeurs seuil limitant les risques pour les eaux souterraines – notées $VS_{N-fraction\ i}$ et $VS_{N-fraction\ arom\ i}$ - par l'application des procédures de calcul des normes pour les sols en tenant compte des propriétés physico-chimiques qui leur sont propres.

Les propositions formulées ci-après se fondent sur les travaux existants émanant :

- du *Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group* (TPHCWG) (1997, 1999) ;
- de la Flandre (Nouwen *et al.*, 2001) ;
- de l'application des procédures de calcul des normes pour les eaux souterraines et le sol développées dans ce cahier de bonnes pratiques.

6.1.1.1 VALEURS SEUIL POUR LES EAUX SOUTERRAINES (VS_{NAPPE}) DÉFINIES POUR LES FRACTIONS ALIPHATIQUES ET AROMATIQUES

De façon générale, la VS_{nappe} d'un polluant a été fixée d'après un ensemble de critères d'eau aisément potabilisable :

- la valeur paramétrique Directive européenne (98/83/CE) du 3 novembre 1998 relative à l'eau destinée à la consommation humaine ; il est à noter que les valeurs paramétriques

microbiologiques et chimiques ont été transposées ultérieurement dans l'AGW du 15 janvier 2004 relatif aux valeurs paramétriques applicables aux eaux destinées à la consommation humaine ;

- la valeur guide préconisée par l'OMS ;
- ou un critère équivalent (procédure analogue à celle de l'OMS);

et dont l'ordre est distinct selon que le polluant soit un métal lourd/un polluant inorganique ou un polluant organique.

A défaut d'un critère existant pour les fractions aliphatiques et aromatiques constitutives des hydrocarbures pétroliers, un critère équivalent lui est substitué selon la procédure analogue à celle de l'OMS. Pour chacune des fractions aliphatiques et aromatiques, la valeur attribuée au critère équivalent ($= VS_{nappe}$) est calculée en considérant que 10 % de la valeur toxicologique de référence est allouée à la consommation quotidienne de 2 litres d'eau de boisson par un adulte pesant 60 kg¹⁵. Ces VS_{nappe} seront directement utilisées pour l'élaboration de la VS_{nappe} de chacune des fractions globale exprimée en EC.

Il est à noter que ces VS_{nappe} ne seront pas directement utilisables au stade de l'évaluation des risques sans une vérification supplémentaire visant à s'assurer de l'absence d'impact sanitaire par volatilisation de la substance au départ de la nappe. Pour une profondeur de contamination équivalente à 1, 25 m (paramètre Dpo), les VS_{nappe} des fractions aliphatiques les plus légères (et les plus volatiles) devraient ainsi être revues à la baisse (Tableau 1-13).

Contrairement aux autres polluants organiques, les VS ne sont pas limitées à la solubilité.

¹⁵ Le poids de l'adulte est fixé à 60 kg par soucis de cohérence avec les « Bodemsaneringsnormen voor grondwater » calculées par le VITO.

Fractions EC	VTR _{or} retenues pour les fractions EC	VS _{nappe} calculées par fraction EC ⁽¹⁾	Proposition de VS _{nappe} par fraction EC assurant l'absence d'impact sanitaire ⁽²⁾	Limite de quantification (LQ) ⁽⁴⁾
	mg/kg _{m.c} .jr	µg/L	µg/L	µg/L
Aliphatiques				
EC _{5-6 alip}	2	6000	2180	≅ 50
EC _{>6-8 alip}	2	6000 ⁽³⁾	1440	≅ 50
EC _{>8-10 alip}	0.1	300	50	≅ 50
EC _{>10-12 alip}	0.1	300 ⁽³⁾	300	≅ 50
EC _{>12-16 alip}	0.1	300 ⁽³⁾	300	≅ 60
EC _{>16-21 alip}	2	6000	6000	≅ 60
EC _{>21-35 alip}	2	6000	6000	≅ 80
Aromatiques				
EC _{>6-7 arom}	0.004	12 ⁽⁵⁾	12	≅ 50
EC _{>7-8 arom}	0.223	669	669	≅ 50
EC _{>8-10 arom}	0.04	120	120	≅ 50
EC _{>10-12 arom}	0.04	120	120	≅ 50
EC _{>12-16 arom}	0.04	120	120	≅ 50
EC _{>16-21 arom}	0.03	90	90	≅ 60
EC _{>21-35 arom}	0.03	90	90	≅ 80

(1) Valeurs calculées en considérant que 10 % de la valeur toxicologique de référence soit allouée à la consommation quotidienne de 2 litres d'eau de boisson par un adulte pesant 60 kg.

(2) Valeurs calculées sur base du module CSOIL du logiciel RISC Human et en considérant une profondeur de contamination (Dpo) de 1.25 m. Ces valeurs assurent que l'indice des risques lié à l'inhalation d'air intérieur et extérieur est égal à 1.

(3) Valeurs dépassant la solubilité de la substance.

(4) Limite de quantification (LQ) fixée à deux fois la limite de détection (LD) fournie par le laboratoire Eurofins (anciennement Analytico) en 2008 pour une quantification des fractions aliphatiques et aromatiques par GC-FID.

(5) Fixé à 100 µg/l dans outil ESR

Tableau 1-13 : Valeurs seuil pour les eaux souterraines (VS_{nappe}) pour les fractions aliphatiques et aromatiques calculées sur base des VTR_{or} et retenues pour l'élaboration des VS_{nappe} des

fractions globales – exprimées en EC. Les limites de quantification (LQ) sont données à titre d'information.

Les valeurs limite (VL_{nappe}) pour les eaux souterraines dans le cadre de la présence d'un split aromatiques/aliphatiques sont fixées au double de la VS_{nappe} pour ces mêmes fractions (voir outil ESR).

6.1.1.2 VALEURS SEUIL POUR LES EAUX SOUTERRAINES (VS_{nappe}) DÉFINIES POUR LES FRACTIONS CARBONÉES

Sur base des VS_{nappe} établies pour chacune des fractions aromatiques et aliphatiques et en tenant compte de leur proportion relative dans le mélange, il est possible de calculer une VS_{nappe} pour une fraction **globale exprimée en EC**. Ce calcul se fonde sur les hypothèses suivantes :

- chaque fraction globale dans l'eau (EC_{5-8} , $EC_{>8-10}$, $EC_{>10-12}$, $EC_{>12-16}$, $EC_{>16-21}$, $EC_{>21-35}$) 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)¹⁶ est supposée.

La $VS_{nappe-fraction\ i}$ correspond à la concentration en polluants dans la fraction i qui porte la dose d'exposition liée à l'ingestion d'eau de boisson à 10 % de la Valeur Toxicologique de Référence (VTR_{or}) (= dose maximale admissible) ($IR = 0.1$) :

Suivant une hypothèse d'additivité des risques, l'IR (lié exclusivement à l'ingestion d'eau) pour une fraction i donnée est la somme des IR calculés pour les composés aromatiques et aliphatiques constituant la fraction i selon la relation :

$$IR_{fraction\ i} = 0.1 = IR_{fraction\ i-arom} + IR_{fraction\ i-alip}$$

$$= \frac{Cdw_{fraction\ i-arom} \times Qdw \times fa}{W \times VTR_{or-fraction\ i-arom}} + \frac{Cdw_{fraction\ i-alip} \times Qdw \times fa}{W \times VTR_{or-fraction\ i-alip}}$$

où Cdw est la concentration dans l'eau de boisson ($\mu g/L$) ;

Qdw est la quantité d'eau ingérée quotidiennement (= 2 L/jr) ;

Fa est la fraction absorbée ;

W est le poids de l'individu (60 kg) ;

VTR_{or} est la valeur Toxicologique de Référence retenue pour la fraction aliphatique ou aromatique (voir partie B).

¹⁶ 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.

Compte tenu de la proportion relative des composés aromatiques ($Cdw_{fraction\ i-arom} = 30\ %$ de $Cdw_{fraction\ i}$) et aliphatiques ($Cdw_{fraction\ i-alip} = 70\ %$ de $Cdw_{fraction\ i}$) constituant la fraction i :

$$0.1 = \frac{0.3 \times Cdw_{fraction\ i} \times Qdw \times fa}{W \times VTR_{or-fraction\ i-arom}} + \frac{0.7 \times Cdw_{fraction\ i} \times Qdw \times fa}{W \times VTR_{or-fraction\ i-alip}}$$

Or, étant donné que

$$VS_{\{nappe\} - fraction\ i-arom} = \frac{0.1 \times VTR_{or-fraction\ i-arom} \times W}{Qdw \times fa} \text{ et}$$

$$VS_{\{nappe\} - fraction\ i-alip} = \frac{0.1 \times VTR_{or-fraction\ i-alip} \times W}{Qdw \times fa}$$

il en résulte que

$$1 = Cdw_{fraction\ i} \left(\frac{0.3}{VS_{\{nappe\} - fraction\ i-arom}} + \frac{0.7}{VS_{\{nappe\} - fraction\ i-alip}} \right)$$

$$\frac{1}{VS_{\{nappe\} - fraction\ i}} = \frac{1}{Cdw_{fraction\ i}} = \left(\frac{0.3}{VS_{\{nappe\} - fraction\ i-arom}} + \frac{0.7}{VS_{\{nappe\} - fraction\ i-alip}} \right)$$

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

$$\frac{1}{VS_{\{nappe\} - fraction\ i}} = 0.3 \times \left(\sum \frac{1}{VS_{\{nappe\} - fraction\ i-arom}} \right) + 0.7 \times \left(\sum \frac{1}{VS_{\{nappe\} - fraction\ i-alip}} \right)$$

L'ensemble des résultats est synthétisé au tableau 1-14.

Fraction EC	Composition des fractions EC	VS _{nappe} par fraction EC ⁽¹⁾	VS _{nappe} calculée par fraction globale EC	VS _{nappe} retenue par fraction globale EC	Limite de quantification (LQ)
		µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
EC ₅₋₈	EC ₅₋₆ alip	6000	39	60 ⁽²⁾	60
	EC _{>6-8} alip	6000			
	EC _{>6-7} arom	12			
	EC _{>7-8} arom	669			
EC _{>8-10}	EC _{>8-10} alip	300	207	200	60
	EC _{>8-10} arom	120			
EC _{>10-12}	EC _{>10-12} alip	300	207	200	10
	EC _{>10-12} arom	120			
EC _{>12-16}	EC _{>12-16} alip	300	207	200	20
	EC _{>12-16} arom	120			
EC _{>16-21}	EC _{>16-21} alip	6000	290	300	20
	EC _{>16-21} arom	90			
EC _{>21-35}	EC _{>21-35} alip	6000	290	300	30
	EC _{>21-35} arom	90			
EC _{>35-40}	-	-	-	-	20
EC _{>10-40}	-	-	-	-	100

(1) Valeurs non limitées à la solubilité des composés aromatiques/aliphatiques.

(2) Valeur fixée à deux fois la limite de détection (= 30 µg/L).

(3) Limite de quantification (LQ) fixée à deux fois la limite de détection (LD) fournie par le laboratoire Eurofins (anciennement Analytico) en 2008 pour une quantification des fractions constituant le paramètre « huiles minérales » (EC_{>10-40}) et les « huiles volatiles » (EC₅₋₁₀) par GC-FID.

Tableau 1-14 : Propositions de VS_{nappe} pour les fractions carbonées sur base d'une composition conventionnelle de 70 % d'aliphatiques et 30 % d'aromatiques. Les limites de quantification (LQ) sont données à titre d'information.

6.1.1.3 VALEURS SEUIL POUR LE SOL LIMITANT LES RISQUES PAR LESSIVAGE (VS_N)

Pour chacune des **fractions globales exprimées en EC**, il est à présent possible d'établir des valeurs seuil pour le sol limitant les risques pour les eaux souterraines – notées $VS_{N-fraction\ i}$ – par l'application des procédures de calcul des normes pour les sols en tenant compte des propriétés physico-chimiques qui leur sont propres (coefficient de partition octanol/carbone et constante d'Henry).

Pour chacune des fractions, le coefficient de partition octanol/carbone K_{oc} et la constante d'Henry adimensionnelle H' - seules propriétés physico-chimiques requises pour le calcul de VS_N – ont été fixées conventionnellement à la moyenne pondérée de ladite propriété en tenant compte de la proportion relative de la fraction aliphatique et aromatique (Tableau 1-15) selon la relation suivante :

$$\text{Propriété}_{\text{fraction globale ECx}} = (0,7 * \text{Propriété}_{\text{fraction aliph. ECx}}) + (0,3 * \text{Propriété}_{\text{fraction arom. ECx}})$$

A noter que les valeurs des propriétés des fractions globales sont distinctes des propriétés mentionnées précédemment pour les fractions aromatiques et aliphatiques.

Les valeurs seuil limitant les risques pour les eaux souterraines établies pour des fractions globales EC ($VS_{N-fraction\ i}$) et calculées considérant les propriétés physico-chimiques de l'horizon B (25-75 cm) des sols standards sont reprises au tableau 1-16.

Fraction globale EC	log K_{oc} ⁽¹⁾	Constante d'Henry adimensionnelle H' ⁽¹⁾
	-	-
EC ₅₋₈	2.87	2.37E+01
EC _{>8-10}	4.11	4.57E+01
EC _{>10-12}	4.80	6.84E+01
EC _{>12-16}	5.80	2.96E+02
EC _{>16-21}	7.42	2.79E+03
EC _{>21-35}	10.65	3.50E+00

(1) Valeur proportionnée sur base des propriétés des fractions aliphatiques et aromatiques issues du TPHCWG (vol 3, 1997)

Tableau 1-15 : Propriétés représentatives des fractions globales exprimées en EC fixées conventionnellement à la moyenne pondérée sur base d'une composition de 70 % de composés aliphatiques et 30 % de composés aromatiques.

	Type I	Type IIb	Type III	Type IV	Type V
	Usage naturel	Usage agricole	Usage résidentiel	Usages récréatif/commercial	Usage industriel
Paramètres spécifiques au sol - Propriétés de l'horizon B (25-75 cm)					
MO Matière organique (%)	0.4	0.3	0.3	0.3	1.6
f_{oc} Fraction de carbone organique	2.32E-03	1.74E-03	1.74E-03	1.74E-03	9.28E-03
f Fraction de la porosité occupée par l'eau	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50
Θ_v Fraction d'eau dans le sol	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22
Θ_g Fraction d'air dans le sol	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22
ρ_b Densité apparente à l'état sec (kg/dm ³)	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45
pH	4.5	6.1	6.1	6.1	6
φ_n Fraction non dissociée du polluant	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
f_{ads} fraction disponible pour l'adsorption	0.90	0.90	0.75	0.75	0.75
Valeur seuil limitant les risques pour les eaux souterraines par fraction globale exprimée en EC					
VS_N (mg/kg)					
EC ₅₋₈	6.2	5.8	5.5	5.5	10
EC _{>8-10}	211	169	149	149	601
EC _{>10-12}	884	679	577	577	2792
EC _{>12-16}	8459	6415	5393	5393	(27541)⁽²⁾
EC _{>16-21}	(481309)⁽²⁾	(361909)⁽²⁾	(302208)⁽²⁾	(302208)⁽²⁾	_ (1)
EC _{>21-35}	_ (1)	_ (1)	_ (1)	_ (1)	_ (1)

Les valeurs **en rouge** sont susceptibles de dépasser la concentration saturante (C_{sat}) d'une des fractions constitutives (Cf. Tableau 19).

- (1) Les concentrations dépassent le kg de polluant/kg de sol.
- (2) Les valeurs entre parenthèses excèdent les gammes de concentrations courantes rencontrées sur les sites pollués (soit > 20000 mg/kg).

Tableau 1-16 : Valeurs seuil par fraction globale exprimée en EC (VS_{N-fraction i}) limitant les risques pour les eaux souterraines (par lessivage) calculées sur base d'une composition conventionnelle de 70% d'aliphatiques et 30% d'aromatiques dans le sol.

6.1.2 ETABLISSEMENT DES VALEURS LIMITE POUR LES EAUX SOUTERRAINES

Contrairement aux autres polluants organiques, la procédure méthodologique pour le calcul des VL_{nappe} n'a pas pu être appliquée aux fractions carbonées par manque de données (notamment les temps de demie-vie). Par conséquent, il est proposé de fixer les VL_{nappe} à deux fois les VS_{nappe} (Tableau 1-8) des fractions carbonées correspondantes (Tableau 1-17).

Une fois les VL_{nappe} fixées, la procédure de calcul des normes pour le sol a été suivie - comme explicité précédemment – pour l'obtention des VI_N (Tableau 1-18).

Fraction EC	Composition des fractions EC	VL_{nappe} calculée par fraction globale EC ⁽¹⁾	VL_{nappe} retenue par fraction globale EC
		µg/L	µg/L
EC ₅₋₈	EC ₅₋₆ alip	78	120 ⁽²⁾
	EC _{>6-8} alip		
	EC _{>6-7} arom		
	EC _{>7-8} arom		
EC _{>8-10}	EC _{>8-10} alip	414	400
	EC _{>8-10} arom		
EC _{>10-12}	EC _{>10-12} alip	414	400
	EC _{>10-12} arom		
EC _{>12-16}	EC _{>12-16} alip	414	400
	EC _{>12-16} arom		
EC _{>16-21}	EC _{>16-21} alip	580	600
	EC _{>16-21} arom		
EC _{>21-35}	EC _{>21-35} alip	580	600
	EC _{>21-35} arom		

(1) Valeurs utilisées pour le calcul des VL_N .

(2) Fixée à deux fois la VS_{nappe} corrigée en tenant compte de la limite de détection pour cette fraction.

Tableau 1-17 : VL_{nappe} pour les fractions globales exprimées en EC sur base d'une composition conventionnelle de 70 % d'aliphatiques et 30 % d'aromatiques dans les eaux souterraines.

	Type I	Type II	Type III	Type IV	Type V
	Usage naturel	Usage agricole	Usage résidentiel	Usages récréatif/commercial	Usage industriel
Paramètres spécifiques au sol - Propriétés de l'horizon B (25-75 cm)					
MO Matière organique (%)	0.4	0.3	0.3	0.3	1.6
f_{oc} fraction de carbone organique	2.32E-03	1.74E-03	1.74E-03	1.74E-03	9.28E-03
f Fraction de la porosité occupée par l'eau	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50
Θ_v Fraction d'eau dans le sol	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22
Θ_g Fraction d'air dans le sol	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22
ρ_b Densité apparente à l'état sec (kg/dm ³)	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45
pH	4.5	6.1	6.1	6.1	6
Φ_n Fraction non dissociée du polluant	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
f_{ads} fraction disponible pour l'adsorption	0.90	0.90	0.75	0.75	0.75
Valeur limite limitant les risques pour les eaux souterraines par fraction globale exprimée en EC VL_N (mg/kg)					
EC ₅₋₈	12	12	11	11	21
EC _{>8-10}	422	339	297	297	1202
EC _{>10-12}	1767	1358	1154	1154	5583
EC _{>12-16}	16919	12830	10786	10786	(55082) ⁽²⁾
EC _{>16-21}	(962619) ⁽²⁾	(723817) ⁽²⁾	(604416) ⁽²⁾	(604416) ⁽²⁾	— ⁽¹⁾
EC _{>21-35}	— ⁽¹⁾	— ⁽¹⁾	— ⁽¹⁾	— ⁽¹⁾	— ⁽¹⁾

Les valeurs **en rouge** sont susceptibles de dépasser la concentration saturante (C_{sat}) d'une des fractions constitutives (Cf. Tableau 19).

- (1) Les concentrations dépassent le kg de polluant/kg de sol.
- (2) Les valeurs entre parenthèses excèdent les gammes de concentrations courantes rencontrées sur les sites pollués (soit > 20000 mg/kg).

Tableau 1-18 : Valeurs limite par fraction globale exprimée en EC (VL_{N-fraction i}) limitant les risques pour les eaux souterraines (par lessivage) calculées sur base d'une composition conventionnelle de 70% d'aliphatiques et 30% d'aromatiques.

Propriétés de l'horizon B (25-75 cm) - Calcul des VS _N génériques							
MO	Matière organique	%	0.4	0.3	0.3	0.3	1.6
f _{oc}	Fraction de carbone organique	-	2.32E-03	1.74E-03	1.74E-03	1.74E-03	9.28E-03
f	Fraction de la porosité occupée par l'eau	-	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50
Θ _v	Fraction d'eau dans le sol	-	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22
Θ _g	Fraction d'air dans le sol	-	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22
ρ _b	Densité apparente à l'état sec	kg/dm ³	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45
pH		-	4.5	6.1	6.1	6.1	6
Φ _n	Fraction non dissociée du polluant	-	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
f _{ads}	Fraction disponible pour l'adsorption	-	0.90	0.90	0.75	0.75	0.75
Fraction EC			Type I	Type IIb	Type III	Type IV	Type V
			Usage naturel	Usage agricole	Usage résidentiel	Usages récréatif ou commercial	Usage industriel
Aliphatique			Concentrations saturantes Csat (mg/kg)				
EC _{5-6 alip}			199	187	187	187	336
EC _{>6-8 alip}			69	60	60	60	172

EC _{>8-10 alip}	26	21	21	21	91
EC _{>10-12 alip}	14	11	11	11	55
EC _{>12-16 alip}	6.1	4.6	4.6	4.6	24
EC _{>16-21 alip}	2.5	1.9	1.9	1.9	10
EC _{>21-35 alip}	0.3	0.2	0.2	0.2	1.0
Aromatique					
EC _{>6-7 arom}	514	461	461	461	1149
EC _{>7-8 arom}	178	155	155	155	455
EC _{>8-10 arom}	179	137	137	137	673
EC _{>10-12 arom}	105	80	80	80	406
EC _{>12-16 arom}	47	36	36	36	187
EC _{>16-21 arom}	17	12	12	12	66
EC _{>21-35 arom}	1.3	1.0	1.0	1.0	5.3

Tableau 1-19 : Concentrations saturantes (Csat) établies pour l'horizon B en prenant en compte les propriétés des fractions aliphatiques et aromatiques exprimées en équivalent carbone.

6.2 MERCURE

La VS_N pour le mercure total a été calculée à partir des propriétés du mercure inorganique (HgCl₂).

6.3 XYLÈNES

La VS_N relative aux xylènes a été obtenue à partir des VS_N ayant été calculées pour chacun des isomères de composé (ortho-, méta- et para-xylène). La VS_N xylènes correspond à la moyenne géométrique de ces trois valeurs.

7 RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Arrêté de l'Exécutif régional wallon du 20 juillet 1989 relatif à la qualité de l'eau distribuée par réseau.
- Arrêté du Gouvernement wallon du 15 janvier 2004 relatif aux valeurs paramétriques applicables aux eaux destinées à la consommation humaine.
- ATSDR. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (<http://www.atsdr.cdc.gov/mrls/index.html>)
- Connor J.A., C.J. Newell. and M.W. Malander. (1996). Parameter estimation guidelines for Risk-Based Corrective Action (RBCA) modeling. NGWA Petroleum Hydrocarbons Conference, Houston, Texas, U.S., 19 pp.
- Connor J.A., R.L. Bowers, S.M. Paquette, C.J. Newell. (1997). Soil attenuation model for derivation of risk based soil remediation standards. Groundwater Services, Inc., Houston, Texas, U.S., 34 pp.

- Directive 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.
- Domenico P.A. (1987). An analytical model for multidimensional transport of decaying pollutant species. *Journal of Hydrology* 91:49-58.
- Environmental Protection Agency (EPA). (1996). Soil Screening Guidance: Technical Background Document. Second Edition, EPA/540/R95/128, USA.
- Federal Soil Protection and Contaminated Sites Ordinance (BBodSch V) dated 12 July 1999. (Source : <http://www.umweltbundesamt.de/altlast/web1/berichte/pdf/bbodsche-engl.pdf>)
- Groundwater Services, Inc. (1998). Guidance Manual for RBCA Tool Kit for Chemical releases. Houston, Texas. 69 pp.
- Gustafson, D.I. 1989. Groundwater ubiquity score : a simple method for assessing pesticide leachability. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 8, 339-357.
- Guyonnet, D. and C. Neville. (2004). Dimensionless analysis of two analytical solutions for 3-D solute transport in groundwater. *Journal of Contaminant Hydrology*, 75, 141–153 INERIS Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (<http://www.ineris.fr>)
- IRIS Integrated Risk Information System (<http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/index.cfm?fuseaction=iris.showToxDocs>)
- Lijzen, J.P.A., Baars, A.J., Otte, P.F., Rikken, M.G.J., Swartjes, F.A., Verbruggen, E.M.J. & van Wezel, A.P. (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.
- Martin-Hayden, J. and G.A. Robbins. (1997). Plume distortion and apparent attenuation due to concentration averaging in monitoring wells. *Ground Water*, 35 (2), 339–346.
- Moreale A., Van Bladel R. (1983). Transport vertical de solutés vers les eaux souterraines. Une approche sur colonnes de sol non perturbé. 1. Caractérisation des interactions solutés-sol. *Revue de l'Agriculture*, N°6, Vol 36 pp 1669-1676.
- OECD Survey of National Pesticide Risk Indicators 1999-2000 (<http://www.oecd.org/dataoecd/20/50/1934217.pdf>).
- OMS-WHO. (1998a). Guidelines for drinking-water quality. Addendum to volume 1 - Recommendations. 2nd edition. World Health Organization, Geneva, Switzerland, 36 pp.
- OMS-WHO. (1998b). Methyl tertiary-butyl ether. Environmental Health Criteria n°206, World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- OMS-WHO. (1996). Guidelines for drinking-water quality. Volume 2 : Health criteria and other supporting information. 2nd edition. World Health Organization, Geneva, Switzerland, 973 pp.
- OMS-WHO. (1993). Guidelines for Drinking-water quality. Volume I - Recommendations. 2nd edition. World Health Organization, Geneva, Switzerland, 188 pp.
- Otte, P.F., J.P.A Lijzen,, J.G. Otte, F.A. Swartjes, C.W. Versluis. (2001). Evaluation and revision of the CSOIL parameter set – Proposed parameter set for human exposure modeling and deriving Intervention Values for the first series of compounds. Report n° 711701021. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene (RIVM), Bilthoven, The Netherlands, 125 pp.
- RAIS Risk Assessment Information System (<http://rais.ornl.gov/>)
- SPAQuE. (2004). Procédure de calcul des normes pour le sol: valeur de référence (VR), valeur seuil (VS) et valeur d'intervention (VI). PARTIE VI: Procédure de calcul des valeurs seuil (VS_N) et valeurs d'intervention (VI_N) fondées sur la protection des eaux souterraines. Document de consultation SPAQuE. (version Mars 2004)
- SPAQuE. (2005). Procédure de calcul des normes pour les eaux souterraines: valeur de référence (VR_{nappe}), valeur seuil (VS_{nappe}) et valeur d'intervention (VI_{nappe}). Document de consultation SPAQuE. (version mars 2005).
- Srinivasan, V., T.P. Clement, and K.K. Lee. (2007). Domenico solution—is it valid? *Ground Water*, 45(2), 136–146.
- Umweltbundesamt (Agence fédérale allemande de l'Environnement) (<http://www.umweltbundesamt.de/index-e.htm>)
- Valocchi, A.J. (1985). Validity of the local equilibrium assumption for modelling sorbing solute transport through homogeneous soils. *Water Resources Research*, 21(6):808-820.
- Verbruggen, E.M.J., R. Posthumus, A.P. van Wezel. (2001). Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water : updated proposals for first series of compounds. RIVM. Report N°711701020. Bilthoven, The Netherlands.

- Vermeire, T.G. (1993). Voorstel voor de humaan-toxicologische onderbouwing van C-(toetsings)waarden. Addendum op rapport N°725201005. RIVM.Rapport N°715801001, Bilthoven, The Netherlands.
- Vermeire, T.G., M.E. van Apeldoorn, J.C. de Fouw, P.J.C.M. Janssen. (1991). Voorstel voor de humaan-toxicologische onderbouwing van C-(toetsings)waarden. RIVM. Rapport N°725201005, Bilthoven, The Netherlands, 170 pp.
- West, M.R., B.H. Kueper, and M.J. Unga. (2007). On the use and error of approximation in the Domenico (1987) solution. *Ground Water*, 45(2), 126–135.