

**Basisinformatie voor  
risicoevaluaties  
Deel 4-SN  
Stofdata normering  
Aanpassingen 2013**



**SAMEN MAKEN WE  
MORGEN MOOIER**





**Basisinformatie voor  
risico-evaluaties  
DEEL 4-SN - Stofdata  
normering -  
Aanpassingen 2013**



# Documentbeschrijving

1. *Titel publicatie*  
Basisinformatie voor risico-evaluaties DEEL 4-SN - Stofdata normering - Aanpassingen 2013

---

2. *Verantwoordelijke Uitgever*  
Danny Wille, OVAM, Stationsstraat 110, 2800 Mechelen

3. *Wettelijk Depot nummer*

---

4. *Aantal bladzijden*  
78

5. *Aantal tabellen en figuren*

---

6. *Prijs\**  
0 euro

7. *Datum Publicatie*  
augustus 2013

---

8. *Trefwoorden*  
Bodemverontreiniging, bodemsaneringsnormen, risico-evaluatie

---

9. *Samenvatting*  
Basisinformatie voor risico-evaluaties geeft informatie voor normstelling en het uitvoeren van risico-evaluaties bij bodemverontreiniging. Deel 4-SN bevat voor elke Vlarebo-parameter een kort overzicht van de stofdata plus bijkomende criteria (bijstellingen) die de norm, zoals gepubliceerd in Vlarebo 2008, bepaald hebben. Ook wordt dieper ingegaan op specifieke data, zoals BCF- of Kd-bepaling. De stofdata zoals te gebruiken bij de locatiespecifieke risicobeoordeling en bij het berekenen van terugsaneerwaarden vanaf 1 oktober 2013 zijn opgenomen in het document S-Risk – Stoffenfiches.

---

10. *Begeleidingsgroep en/of auteur*

Vlaamse Instelling voor technologisch onderzoek (Vito) (Jeroen Provoost, Christa Cornelis)  
Openbare Afvalstoffenmaatschappij voor het Vlaamse gewest (OVAM) (Griet Van Gestel, Raf Engels)

---

11. *Contactperso(o)n(en)*  
Griet Van Gestel, Johan Ceenaeme

---

12. *Andere titels over dit onderwerp*

Basisinformatie voor risico-evaluaties – Deel 1-H - Werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen – Aanpassingen 2013

Basisinformatie voor risico-evaluaties – Deel 2-H - Uitvoeren van een locatiespecifieke humane risico-evaluatie – Aanpassingen 2013

S-Risk Technical Guidance Document  
S-Risk stoffenfiches

---

Gegevens uit dit document mag u overnemen mits duidelijke bronvermelding.

De meeste OVAM-publicaties kunt u raadplegen en/of downloaden op de OVAM-website: <http://www.ovam.be>

---

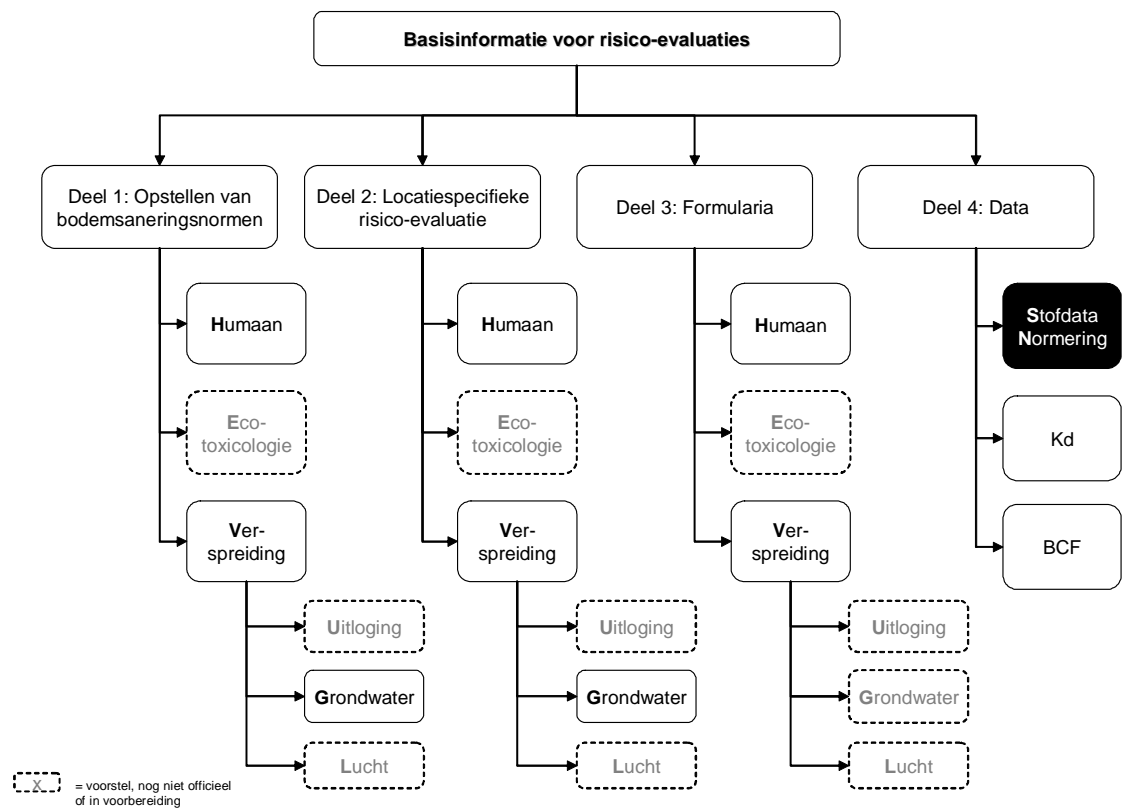
# Inhoudsopgave

<b>1</b>	<b>Inleiding</b>	<b>6</b>
1.1	Algemeen	6
1.2	Deel 4-SN: Stofdata Normering	8
<b>2</b>	<b>Aromaten</b>	<b>9</b>
2.1	Benzeen <sup>(c)</sup>	9
2.2	Tolueen	10
2.3	Ethylbenzeen	11
2.4	Xylenen	12
2.5	Styreen	13
<b>3</b>	<b>Alifaten</b>	<b>16</b>
3.1	Hexaan	16
3.2	Heptaan	17
3.3	Octaan	18
<b>4</b>	<b>Polyaromatische koolwaterstoffen</b>	<b>19</b>
4.1	Benzo(a)pyreen <sup>(c)</sup>	20
4.2	Fenantreen <sup>(c)</sup>	21
4.3	Fluoranteen <sup>(c)</sup>	22
4.4	Benzo(a)antraceen <sup>(c)</sup>	23
4.5	Chryseen <sup>(c)</sup>	24
4.6	Benzo(k)fluoranteen en Benzo(b)fluoranteen <sup>(c)</sup>	25
4.7	Benzo(ghi)peryleen <sup>(c)</sup>	26
4.8	Indeno(1,2,3-cd)pyreen <sup>(c)</sup>	27
4.9	Antraceen	28
4.10	Naftaleen	29
<b>5</b>	<b>Vluchtige organische gechloreerde koolwaterstoffen</b>	<b>30</b>
5.1	1,2-dichloorethaan	30
5.2	Dichloormethaan	31
5.3	Tetrachlooretheen	32
5.4	Tetrachloormethaan	33
5.5	Trichloormethaan	34
5.6	Trichlooretheen	35
5.7	Vinylchloride <sup>(c)</sup>	36
<b>6</b>	<b>Gechloreerde organische stoffen – Aanvulling</b>	<b>38</b>
6.1	Gegevens voor de gechloreerde organische stoffen	38
6.1.1	1,1,1-trichloorethaan	38
6.1.2	1,1,2-trichloorethaan	40
6.1.3	1,1-dichloorethaan	41
6.1.4	cis-1,2-dichlooretheen	42
6.1.5	trans-1,2-dichlooretheen	43
6.2	Gedrag in bodem en grondwater	44
6.2.1	1,1,1-trichloorethaan	44
6.2.2	1,1,2-trichloorethaan	44
6.2.3	1,1-dichloorethaan	44
6.2.4	cis- en trans-1,2-dichlooretheen	44

6.3	Referenties.....	45
<b>7</b>	<b>Chloorbenzenen .....</b>	<b>46</b>
7.1	Monochloorbenzeen.....	46
7.2	1,2-dichloorbenzeen.....	47
7.3	1,3-Dichloorbenzeen .....	48
7.4	1,4-Dichloorbenzeen .....	49
7.5	Trichloorbenzeen .....	50
7.6	Tetrachloorbenzeen .....	51
7.7	Pentachloorbenzeen.....	52
7.8	Hexachloorbenzeen <sup>(C)</sup> .....	53
<b>8</b>	<b>Metalen en metalloïden.....</b>	<b>54</b>
8.1	Arseen.....	54
8.2	Cadmium.....	55
8.3	Chroom(III) <sup>(a)</sup> .....	57
8.4	Koper.....	58
8.5	Kwik.....	60
8.6	Lood .....	62
8.7	Nikkel.....	64
8.8	Zink.....	66
8.9	Literatuur .....	67
<b>9</b>	<b>Cyaniden – Aanvulling.....</b>	<b>72</b>
9.1	Gegevens voor vrije cyaniden.....	72
9.2	Gegevens voor complexe cyaniden.....	73
9.3	Gedrag in de bodem en het grondwater .....	74
9.3.1	<i>Algemeen.....</i>	<i>74</i>
9.3.2	<i>Bodemverontreiniging door metaalcyanidecomplexen.....</i>	<i>75</i>
9.3.3	<i>Bodemverontreiniging door vrije cyaniden .....</i>	<i>77</i>
9.4	Referenties.....	78

# 1 Inleiding

Dit document beschrijft “Deel 4-SN – Stofdata normering” en maakt integraal deel uit van de basisinformatie voor humane risico-evaluatie. Het beschrijft de stofdata zoals gebruikt bij het voorbereiden van de normering tot en met Vlarebo 2008 en geeft ook inzicht in het beslissingsproces bij het tot stand komen van de finale norm. Voor het uitvoeren van locatiespecifieke risico-evaluaties en het berekenen van terugsaneerwaarden met het S-Risk model (dat het Vlier-Humaan model vervangt vanaf 1 oktober 2013), moeten de stofgegevens zoals opgenomen in de “S-Risk stoffenfiches” gebruikt worden. In Figuur 1 wordt een overzicht gegeven van de basisinformatie voor risico-evaluaties en de daarmee verbonden delen.



Figuur 1 verschillende delen van de basisinformatie voor risico-evaluaties in Vlaanderen

In dit deel 4-SN (Stofdata Normering) wordt per stof (groep) de data weergegeven die gebruikt is bij de normering van de desbetreffende stof.

## 1.1 Algemeen

Het bodemsaneringsdecreet (OVAM, 1995) voorziet in het gebruik van achtergrondwaarden en bodemsaneringsnormen. De achtergrondwaarden fungeren als primaire saneringsdoelstelling. De bodemsaneringsnormen zijn het

toetsingscriterium voor saneringsnoodzaak in geval van nieuwe bodemverontreiniging. Overeenkomstig de praktijk bij OVAM hebben de bodemsaneringsnormen ook een functie naar opname in het register van verontreinigde gronden en als één van de criteria voor het bepalen van ernstige aanwijzingen voor ernstige bedreiging in geval van historische bodemverontreiniging. Voor de bepaling van ernstige bedreiging dient de deskundige onder meer een risico-evaluatie uit te voeren.

Sinds de eerste publicatie van het bodemsaneringsdecreet en de Vlarebo zijn een aantal technische documenten beschikbaar gesteld, waarin informatie te vinden is omtrent de normstelling en de uitvoering van risico-evaluaties. Het betreft de documenten "Basisinformatie voor risico-evaluaties" (OVAM, 1996.) en "Procedure voor beschrijvend bodemonderzoek" (OVAM, 2000).

De "Basisinformatie voor risico-evaluaties" dd. April 2004 bood een bredere invalshoek en bestaat nu uit verschillende delen:

- Deel 1: Werkwijze voor het opstellen van achtergrondwaarden en bodemsaneringsnormen: in dit deel wordt voorzien in een beschrijving van de methodologie, die gehanteerd wordt bij het opstellen van voorstellen voor bodemsaneringsnormen. De doelstelling is het creëren van transparantie bij de methodiek;
- Deel 2: Handleiding bij het uitvoeren van locatiespecifieke risico-evaluaties: dit deel heeft tot doel een uniform en gestructureerd kader te creëren voor het optimaal uitvoeren van locatiespecifieke risico-evaluaties of het afleiden van locatiespecifieke risicogrenswaarden. Het bevat basisbegrippen en een logische werkwijze vertrekkend van het principe van de opmaak van een conceptueel model. De handleiding bestaat nu uitsluitend uit het deel humane risico's, maar zal vervolledigd worden met de delen ecotoxicologische risico's en verspreiding (uitloging, grondwater en lucht) zodra deze beschikbaar zijn.
- Deel 3: Formularium van Vlier-Humaan: dit deel bevat de formules zoals ze opgenomen zijn in de software Vlier-Humaan, met inbegrip van de parameterwaarden en de gegevens voor de Vlarebo-stoffen, alsmede een overzicht van de verschillende landgebruikstypes landbouw, wonen, recreatie en industrie. In de toekomst zullen hier ook de formules voor ecotoxicologie en verspreiding opgenomen worden. Bijlage A van deel 1 levert ook nuttige informatie voor deel 3.
- Deel 4: Data: dit deel bevat voor elke Vlarebo-parameter een kort overzicht van de stofdata plus bijkomende criteria (bijstellingen) die de norm bepaald hebben. Ook wordt dieper ingegaan op specifieke data, zoals BCF of Kd bepaling die zowel bij normering als site specifieke risico-evaluatie van belang kan zijn. Op termijn kunnen hier nog delen bijkomen.

Delen 3 en 4 omvatten de formules, parameterwaarden en de stoffengegevens zoals gebruikt bij het opstellen van bodemsaneringsnormen tot en met december 2012. Voor het uitvoeren van risicobeoordelingen en het berekenen van locatiespecifieke toetsingswaarden vanaf **1 oktober 2013** gelden de formules, parameterwaarden en stoffengegevens zoals beschreven in volgende documenten (<https://www.s-risk.be/documents>):

- "S-Risk Technical Guidance Document": dit document omvat de formules zoals geïmplementeerd in het S-Risk model; Annex IV bij dit rapport bevat ook de standaardwaarden van applicatie I in S-Risk (toepassing voor het berekenen van bodemsaneringsnormen);



- “S-Risk stoffenfiches”: de stoffenfiches omvatten de gegevens van de stoffen zoals opgenomen in het S-Risk model; versie 2013 is in grote lijnen een kopie van de stoffenfiches zoals opgenomen in “Basisinformatie voor risico-evaluaties - Deel 4 – Stofdata normering”; er zijn beperkte wijzigingen omwille van enkele fouten en omwille van een aantal nieuw ingevoerde parameters.

Voor de berekening van nieuwe bodemsaneringsnormen (bij herziening van gegevens of voor nieuwe stoffen) wordt vanaf **1 oktober 2013** eveneens gebruik gemaakt van de formules in het S-Risk Technical Guidance Document en de parameterwaarden in Annex IV hiervan.

Bij het opstellen van de basisinformatie is rekening gehouden met of wordt verwezen naar andere reeds bestaande informatie uit onder andere:

- OVAM, 1996. Basisinformatie voor risico-evaluatie, publicatienummer D/1996/5024/19, 1996b, juli 1996.
- OVAM, 2002. Oriënterend bodemonderzoek: standaardprocedure - juni 2002, downloaden OVAM website <http://www.ovam.be>, optie “publicaties” met zoekterm “oriënterend bodemonderzoek”.
- OVAM, 2000. Beschrijvend bodemonderzoek. Standaardprocedure, publicatienr. D/2000/5024/13, juni 2000, downloaden OVAM website <http://www.ovam.be>, optie “publicaties” met zoekterm “beschrijvend bodemonderzoek”.
- OVAM, 2001. Code van goede praktijk voor bemonstering van grond, grondwater, bodemvocht, bodemlucht en waterbodems, publicatienr. D/2001/5024/13, september 2001.
- Provoost J. et al., 2000. Evaluatie van modellen en meetmethoden voor bepaling van binnenluchtkwaliteit bij bodemverontreiniging, Vito, publicatienr. 2000/IMS/R/193, downloaden OVAM website <http://www.ovam.be>, optie “publicaties” met zoekterm “binnenluchtkwaliteit”.
- Smolders E., Degryse F., De Brouwere K., Van Den Brande K., Cornelis C., Seuntjens P., 2000. Bepaling van veldgemeten verdelingsfactoren van zware metalen bij bodemverontreiniging in Vlaanderen, Katholieke Universiteit Leuven, Laboratorium voor Bodemvruchtbaarheid en Bodembioïologie, Vito, Expertisecentrum Integrale Milieustudies, Oktober 2000, downloaden OVAM website <http://www.ovam.be>, optie “publicaties” met zoekterm “veldgemeten verdelingsfactoren”.

## 1.2 Deel 4-SN: Stofdata Normering

Dit document geeft voor elke tot nu toe genormeerde stof de gebruikte fysicochemische gegevens, de gebruikte toxicologische gegevens en de informatie omtrent achtergrondblootstelling. Naast de gegevens, die gebruikt zijn voor de berekeningen, wordt bijkomende informatie gegeven over de bronnen, waaruit de informatie gehaald werd en hoe deze verwerkt of geselecteerd werd.

Bij elke stof is aangegeven of ze als carcinogeen beschouwd dient te worden. Dit is aangeduid door het superscript <sup>C</sup> na de naam van de stof.

## 2 Aromaten

### 2.1 Benzeen (c)

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$7,8 \cdot 10^1$		
oplosbaarheid	mg/l	$1,78 \cdot 10^3$	Verschuieren, 1983	20 °C
	mol/m <sup>3</sup>	$2,28 \cdot 10^1$		
dampdruk	Pa	$1,01 \cdot 10^4$	Verschuieren, 1983	20 °C
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	-		
log K <sub>ow</sub>	-	2,13		
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	$5,0 \cdot 10^1$	EPA, 1994a	
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	-		
BCF <sub>st</sub>	- op ds	-		
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	$1,4 \cdot 10^{-6}$	RIVM, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	$2,95 \cdot 10^{-2}$	RIVM, 1994	
f <sub>acing</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	$8,0 \cdot 10^{-3}$	Brainard en Beck, 1992	(a)
DAR <sub>kind</sub>	1/h	$1,6 \cdot 10^{-2}$		(a)
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	$1,45 \cdot 10^{-2}$		(b)
TCL	g/m <sup>3</sup>	$1,2 \cdot 10^{-5}$		(b)
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	$1,0 \cdot 10^{-2}$	WHO, 1993a	
achtergrond oraal	mg/kg.d	$3,6 \cdot 10^{-3}$	WHO, 1993a	(c)
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	$2,9 \cdot 10^{-3}$		(c)
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	$5,0 \cdot 10^{-6}$	VMM, 1992	type II (c)
	g/m <sup>3</sup>	$1,0 \cdot 10^{-5}$	VMM, 1992	andere (c)

(a) De dermale absorptiesnelheid wijkt af van de standaard in het model voorziene waarde. Volgens Brainard bedraagt deze voor benzeen 10 % over 12 h bij contact met bodem. Bij een, volgens de referentie, lineaire absorptie komt dit op 0,008 1/h. Voor kinderen werd de dubbele waarde genomen, naar analogie met de standaardwaarde in het model.

(b) Volgende TDI- en TCL-waarden werden uit de literatuur gehaald:  
 WHO, 1993a TDI  $2,9 \cdot 10^{-3}$  mg/kg.d bij  $1/10^5$  extra kankerrisico  
 WHO, 1987 TCL  $2,5 \cdot 10^{-6}$  g/m<sup>3</sup> bij  $1/10^5$  extra kankerrisico  
 Vermeire e.a., 1993 TDI  $4,3 \cdot 10^{-3}$  mg/kg.d  
 EPA, 1995 RfD  $3,4 \cdot 10^{-4}$  mg/kg.d bij  $1/10^5$  extra kankerrisico  
 RfC  $1 \cdot 10^{-6}$  g/m<sup>3</sup> bij  $1/10^5$  extra kankerrisico

De gebruikte TDI werd afgeleid van de gegevens van de WHO. Uit de gegevens rond achtergrondblootstelling blijkt echter dat de achtergrondblootstelling via inhalatie reeds de toegelaten concentratie in lucht overschrijdt. Daarom werd de toegelaten concentratie in lucht op 20 % boven de achtergrondconcentratie gelegd (ong. 10 µg/m<sup>3</sup>). Dit komt overeen met een extra kankerrisico van  $5/10^5$ . De orale TDI werd eveneens verhoogd naar  $5 \cdot 10^{-5}$  en komt daardoor op  $1,45 \cdot 10^{-2}$  mg/kg.d.

(c) De achtergrondblootstelling via voeding bedraagt 0,100 - 0,250 mg/d (WHO, 1993a), 0,185 mg/d (Vermeire e.a., 1991). Gerekend met 0,250 mg/d betekent dit  $3,6 \cdot 10^{-3}$  mg/kg.d. Er wordt geen rekening gehouden met rokers. De metingen van de benzeenconcentraties (gemiddelde) in lucht (VMM, 1992) geven de volgende waarden:

Kapellen (havengebied)	$2,8 \cdot 10^{-6}$ g/m <sup>3</sup>
Stabroek (havengebied)	$3,1 \cdot 10^{-6}$ g/m <sup>3</sup>

Tessenderlo	3,0 - 3,5 · 10 <sup>-6</sup> g/m <sup>3</sup>
Maasmechelen (landelijk)	5,4 · 10 <sup>-6</sup> g/m <sup>3</sup>
Zelzate (industrie-agglom.)	3,9 · 10 <sup>-6</sup> g/m <sup>3</sup>
Mont Rigi (achtergrond)	0,9 · 10 <sup>-6</sup> g/m <sup>3</sup>
Brussel (stad)	10,3 · 10 <sup>-6</sup> g/m <sup>3</sup>

Op basis van deze gegevens werd voor type II 5 · 10<sup>-6</sup> g/m<sup>3</sup> als achtergrondconcentratie gehanteerd, en voor de andere bestemmingen 1 · 10<sup>-5</sup> g/m<sup>3</sup>. De inhalatoire achtergrondblootstelling werd berekend op basis van 1 · 10<sup>-5</sup> g/m<sup>3</sup>.

## 2.2 Tolueen

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	9,2 · 10 <sup>1</sup>		
oplosbaarheid	mg/l	5,15 · 10 <sup>2</sup>	Verschuieren, 1983	20 °C
	mol/m <sup>3</sup>	5,598		
dampdruk	Pa	2,94 · 10 <sup>3</sup>	Verschuieren, 1983	20 °C
Henry-constante	Pa · m <sup>3</sup> /mol	5,31 · 10 <sup>2</sup>		
log K <sub>ow</sub>	-	2,69	Verschuieren, 1983	20 °C
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	1,29 · 10 <sup>2</sup>	EPA, 1994a	
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	-		
BCF <sub>st</sub>	- op ds	-		
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	1,2 · 10 <sup>-6</sup>	RIVM, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	2,65 · 10 <sup>-2</sup>	RIVM, 1994	
f <sub>acing</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	8,0 · 10 <sup>-3</sup>	Brainard en Beck, 1992	(a)
DAR <sub>kind</sub>	1/h	1,6 · 10 <sup>-2</sup>		(a)
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	2,23 · 10 <sup>-1</sup>	WHO, 1993a	(b)
TCL	g/m <sup>3</sup>	7,5 · 10 <sup>-3</sup>	WHO, 1987	(b)
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	7,0 · 10 <sup>-1</sup>	WHO, 1993a	
achtergrond oraal	mg/kg.d	0	Vermeire e.a., 1991	(c)
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	1,0 · 10 <sup>-2</sup>	Vermeire, 1991	(c)
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	1,0 · 10 <sup>-5</sup>	type II	(c)
	g/m <sup>3</sup>	1,5 · 10 <sup>-5</sup>	andere	(c)

(a) De dermale absorptiesnelheid wijkt af van de standaard in het model voorziene waarde. Volgens Brainard en Beck bedraagt deze voor tolueen 10 % over 12 h bij contact met bodem. Bij een, volgens de referentie, vrijwel lineaire absorptie komt dit op 0,008 1/h. Voor kinderen werd de dubbele waarde genomen, naar analogie met de standaardwaarde in het model.

(b) Volgende TDI- en TCL-waarden werden uit de literatuur gehaald:

WHO, 1993a	TDI	2,23 · 10 <sup>-1</sup> mg/kg.d
WHO, 1987	TCL	7,5 · 10 <sup>-3</sup> g/m <sup>3</sup>
Vermeire e.a., 1991	TDI	4,3 · 10 <sup>-1</sup> mg/kg.d
	TCL	3 · 10 <sup>-3</sup> g/m <sup>3</sup>
EPA, 1995	RfD	2 · 10 <sup>-1</sup> mg/kg.d

$$\text{RfC } 4.10^{-4} \text{ g/m}^3$$

- (c) De blootstelling via voeding is verwaarloosbaar (Vermeire e.a., 1991). De inname via inhalatie bedraagt ongeveer  $1.10^{-2}$  mg/kg.d (Vermeire e.a., 1991). De luchtconcentraties aan toluen bedragen in Nederland:  $3.5.10^{-5}$  g/m<sup>3</sup> (gemiddeld),  $6.0.10^{-5}$  g/m<sup>3</sup> (verkeer),  $1.200.10^{-3}$  g/m<sup>3</sup> (roken),  $2.0.10^{-4}$  g/m<sup>3</sup> (passief roken). Er wordt geen rekening gehouden met rokers. De metingen van de toluenconcentraties (gemiddelde) in lucht (VMM, 1992) geven de volgende waarden:

Kapellen (havengebied)	$7.7.10^{-6}$ g/m <sup>3</sup>
Stabroek (havengebied)	$9.10^{-6}$ g/m <sup>3</sup>
Tessenderlo	$8,6 - 10,5 .10^{-6}$ g/m <sup>3</sup>
Maasmechelen (landelijk)	$6.6.10^{-6}$ g/m <sup>3</sup>
Zelzate (industrie-agglom.)	$9.8.10^{-6}$ g/m <sup>3</sup>

Op basis van deze gegevens werd voor type II  $1.10^{-5}$  g/m<sup>3</sup> als achtergrondconcentratie gehanteerd, en voor de andere bestemmingen  $1,5.10^{-5}$  g/m<sup>3</sup>.

## 2.3 Ethylbenzeen

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$1,06.10^2$		
oplosbaarheid	mg/l	$1,52.10^2$	Verschuieren, 1983	20 °C
	mol/m <sup>3</sup>	1,43		
dampdruk	Pa	$9,33.10^2$	Verschuieren, 1983	20 °C
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	-		
log K <sub>ow</sub>	-	3,15	Verschuieren, 1983	
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	$1,87.10^2$	EPA, 1994a	
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	-		
BCF <sub>st</sub>	- op ds	-		
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	$2,1.10^{-6}$	van den Berg, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	$2,43.10^{-2}$	van den Berg, 1994	
f <sub>acing</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	$8,0.10^{-3}$		(a)
DAR <sub>kind</sub>	1/h	$1,6.10^{-2}$		(a)
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	$9,71.10^{-2}$	WHO, 1993a	(b)
TCL	g/m <sup>3</sup>	$7,7.10^{-5}$	Vermeire e.a., 1991	(b)
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	$3,0.10^{-1}$	WHO, 1993a	
achtergrond oraal	mg/kg.d	$1,0.10^{-4}$	Vermeire e.a., 1991	(c)
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	$7,0.10^{-4}$		(c)
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	$2,5.10^{-6}$	VMM, 1992	(c)

(a) De DAR voor ethylbenzeen werd gelijkgesteld aan de DAR van benzeen en toluen.

(b) Volgende TDI- en TCL-waarden werden uit de literatuur gehaald:

WHO, 1993a	TDI	$9,71.10^{-2}$ mg/kg.d
EPA, 1995	RfD	$1.10^{-1}$ mg/kg.d

- Vermeire e.a., 1991
- |     |                                |
|-----|--------------------------------|
| RfC | $1.10^{-3} \text{ g/m}^3$      |
| TDI | $1,36.10^{-1} \text{ mg/kg.d}$ |
| TCL | $7,7.10^{-5} \text{ g/m}^3$    |
- (c) De blootstelling via voeding bedraagt  $1.10^{-2} \text{ mg/d}$ , vooral afkomstig van polystyreenverpakkingen (Vermeire e.a., 1991). De inname via inhalatie bedraagt in Nederland ongeveer  $4.10^{-2} \text{ mg/d}$  (Vermeire e.a., 1991). De metingen van de toluëenconcentraties (gemiddelde) in lucht (VMM, 1992) geven de volgende waarden:
- |                             |                                    |
|-----------------------------|------------------------------------|
| Kapellen (havengebied)      | $1,7.10^{-6} \text{ g/m}^3$        |
| Stabroek (havengebied)      | $3,5.10^{-6} \text{ g/m}^3$        |
| Tessenderlo                 | $2,3 - 2,6 .10^{-6} \text{ g/m}^3$ |
| Maasmechelen (landelijk)    | $2.10^{-6} \text{ g/m}^3$          |
| Zelzate (industrie-agglom.) | $1,7.10^{-6} \text{ g/m}^3$        |
- Voor de achtergrondconcentratie in lucht werd het gemiddelde van de VMM-metingen genomen, zijnde  $2,5.10^{-6} \text{ g/m}^3$ . De hieruit berekende achtergrondblootstelling bedraagt  $7.10^{-4} \text{ mg/kg.d}$ .

## 2.4 Xylenen

De gegevens voor m-xyleen werden gebruikt voor de normering en zitten in Vlier-Humaan 2.0.

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$1,06.10^2$		
oplosbaarheid	mg/l	$1,80.10^2$	van den Berg, 1994	20 °C
	mol/m <sup>3</sup>	1,698		
dampdruk	Pa	$8,0.10^2$	Verschuieren, 1983	20 °C
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	-		
log K <sub>ow</sub>	-	3,2	Verschuieren, 1983	
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	$2,34.10^2$	EPA, 1994a	
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	-		
BCF <sub>st</sub>	- op ds	-		
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	$1,6.10^{-6}$	van den Berg, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	$2,8.10^{-2}$		
f <sub>acing</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	$6,0.10^{-2}$	Brainard en Beck, 1992	(a)
DAR <sub>kind</sub>	1/h	$1,2.10^{-1}$		(a)
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	$1,79.10^{-1}$	WHO, 1993a	(b)
TCL	g/m <sup>3</sup>	$3,0.10^{-4}$	Hassauer e.a., 1993	(b)
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	$5,0.10^{-1}$	WHO, 1993a	
achtergrond oraal	mg/kg.d	0	Vermeire e.a., 1991	
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	$1,6.10^{-3}$		(c)
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	$5,5.10^{-6}$	VMM, 1992	(c)

- (a) De dermale absorptiesnelheid wijkt af van de standaard in het model voorziene waarde. Volgens Brainard en Beck (1992) bedraagt deze voor xyleen 75 % over 12 h bij contact met bodem. Bij een, volgens de referentie, vrijwel lineaire absorptie komt dit op 0,06 1/h. Voor kinderen werd de dubbele waarde genomen, naar analogie met de standaardwaarde in het model.
- (b) Volgende TDI- en TCL-waarden werden uit de literatuur gehaald:
- |                     |     |                                      |
|---------------------|-----|--------------------------------------|
| WHO, 1993a          | TDI | $1,79 \cdot 10^{-1}$ mg/kg.d         |
| EPA, 1995           | TDI | 2 mg/kg.d                            |
| Vermeire e.a., 1991 | TDI | $1 \cdot 10^{-2}$ mg/kg.d            |
|                     | TCL | $5,4 \cdot 10^{-5}$ g/m <sup>3</sup> |
| Hassauer e.a., 1993 | TCL | $3 \cdot 10^{-4}$ g/m <sup>3</sup>   |
- (c) De blootstelling via voeding is verwaarloosbaar (Vermeire e.a., 1991). De inname via inhalatie bedraagt in Nederland ongeveer  $1,1 \cdot 10^{-2}$  mg/d (Vermeire e.a., 1991). De metingen van de xyleenconcentraties (gemiddelde) in lucht (VMM, 1992) geven de volgende waarden:
- |                             |  |
|-----------------------------|--|
| Kapellen (havengebied)      | $5,8 \cdot 10^{-6}$ g/m <sup>3</sup>     |
| Stabroek (havengebied)      | $4,3 \cdot 10^{-6}$ g/m <sup>3</sup>     |
| Tessenderlo                 | $6 - 6,9 \cdot 10^{-6}$ g/m <sup>3</sup> |
| Maasmechelen (landelijk)    | $5,5 \cdot 10^{-6}$ g/m <sup>3</sup>     |
| Zelzate (industrie-agglom.) | $5,4 \cdot 10^{-6}$ g/m <sup>3</sup>     |
- Voor de achtergrondconcentratie in lucht werd het gemiddelde van de VMM-metingen genomen, zijnde  $5,5 \cdot 10^{-6}$  g/m<sup>3</sup>. De hieruit berekende achtergrondblootstelling bedraagt dan  $1,6 \cdot 10^{-3}$  mg/kg.d.

## 2.5 Styreen

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$1,04 \cdot 10^2$		
oplosbaarheid	mg/l	$3,0 \cdot 10^2$	Verschuieren, 1983	20 °C
	mol/m <sup>3</sup>	2,89		
dampdruk	Pa	$6,67 \cdot 10^2$	Verschuieren, 1983	20 °C
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	$2,40 \cdot 10^2$	van den Berg, 1994	
log K <sub>ow</sub>	-	3,09	van den Berg, 1994	
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	-		
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	-		
BCF <sub>st</sub>	- op ds	-		
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	$2,0 \cdot 10^{-6}$	van den Berg, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
f <sub>acing</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	$5,0 \cdot 10^{-3}$		stand.
DAR <sub>kind</sub>	1/h	$1,0 \cdot 10^{-2}$		stand.
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	$7,7 \cdot 10^{-3}$	WHO, 1993a	(a)
TCL	g/m <sup>3</sup>	$8,0 \cdot 10^{-4}$	WHO, 1987	(a)
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	$2,0 \cdot 10^{-2}$	WHO, 1993a	
achtergrond oraal	mg/kg.d	$7,0 \cdot 10^{-5}$	Vermeire e.a., 1991	

achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	$5,0 \cdot 10^{-4}$	Vermeire e.a., 1991	
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	$1,0 \cdot 10^{-7}$	VMM, 1992	(b)

---

- (a) Volgende TDI- en TCL-waarden werden uit de literatuur gehaald:
- |                     |     |                                    |
|---------------------|-----|------------------------------------|
| WHO, 1993a          | TDI | $7,7 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d        |
| WHO, 1987           | TCL | $8 \cdot 10^{-4}$ g/m <sup>3</sup> |
| EPA, 1995           | TDI | $2 \cdot 10^{-1}$ mg/kg.d          |
|                     | TCL | $1 \cdot 10^{-3}$ g/m <sup>3</sup> |
| Vermeire e.a., 1991 | TDI | $7,7 \cdot 10^{-2}$ mg/kg.d        |
|                     | TCL | $8 \cdot 10^{-4}$ g/m <sup>3</sup> |
- (b) De orale blootstelling bedraagt  $7 \cdot 10^{-5}$  mg/kg.d (Vermeire e.a., 1991). De inname via inhalatie bedraagt in Nederland  $5 \cdot 10^{-4}$  mg/d (Vermeire e.a., 1991). De metingen van de xyleenconcentraties (gemiddelde) in lucht (VMM, 1992) geven de volgende waarden:
- |                             |                                    |
|-----------------------------|------------------------------------|
| Kapellen (havengebied)      | $1 \cdot 10^{-7}$ g/m <sup>3</sup> |
| Stabroek (havengebied)      | $3 \cdot 10^{-7}$ g/m <sup>3</sup> |
| Tessenderlo                 | $1 \cdot 10^{-7}$ g/m <sup>3</sup> |
| Maasmechelen (landelijk)    | $1 \cdot 10^{-7}$ g/m <sup>3</sup> |
| Zelzate (industrie-agglom.) | $1 \cdot 10^{-7}$ g/m <sup>3</sup> |



## 3 Alifaten

### 3.1 Hexaan

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$8,6 \cdot 10^1$		
oplosbaarheid	mg/l	9,5	Verschuieren, 1983	20 °C
	mol/m <sup>3</sup>	$1,1 \cdot 10^{-1}$		
dampdruk	Pa	$1,6 \cdot 10^4$	Verschuieren, 1983	20 °C
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	-		
log K <sub>ow</sub>	-	2,77	Heath e.a., 1993	
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	$8,9 \cdot 10^2$	Heath e.a., 1993	
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	-		
BCF <sub>st</sub>	- op ds	-		
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	$4,0 \cdot 10^{-6}$	van den Berg, 1994	(a)
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	$2,7 \cdot 10^{-2}$	Heath e.a., 1993	
f <sub>acing</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	$5,0 \cdot 10^{-3}$		stand.
DAR <sub>kind</sub>	1/h	$1,0 \cdot 10^{-2}$		stand.
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	$6,0 \cdot 10^{-2}$	EPA, 1994b	
TCL	g/m <sup>3</sup>	$2,0 \cdot 10^{-4}$	EPA, 1995	
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	$1,0 \cdot 10^{-2}$	B.VI.Ex., 1989	(b)
achtergrond oraal	mg/kg.d	0		
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	$6,3 \cdot 10^{-4}$		(c)
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	$2,2 \cdot 10^{-6}$	VMM, 1992	(c)

- (a) De diffusiecoëfficiënt in polyethyleen werd gelijkgesteld aan de waarde voor heptaan.
- (b) De volgens de TDI berekende toelaatbare concentratie in drinkwater bedraagt 0,21 g/m<sup>3</sup>. Volgens de Vlaamse eisen voor drinkwaterkwaliteit bedraagt het maximaal gehalte aan minerale olie in drinkwater 10 µg/l. Deze waarde is overgenomen.
- (b) De metingen van de hexaanconcentraties (gemiddelde) in lucht (VMM, 1992) geven de volgende waarden:
- |                             |                                      |
|-----------------------------|--------------------------------------|
| Kapellen (havengebied)      | $2,8 \cdot 10^{-6}$ g/m <sup>3</sup> |
| Stabroek (havengebied)      | $2,7 \cdot 10^{-6}$ g/m <sup>3</sup> |
| Tessenderlo                 | $2,2 \cdot 10^{-6}$ g/m <sup>3</sup> |
| Maasmechelen (landelijk)    | $1,3 \cdot 10^{-6}$ g/m <sup>3</sup> |
| Zelzate (industrie-agglom.) | $2,0 \cdot 10^{-6}$ g/m <sup>3</sup> |
- Het gemiddelde hiervan bedraagt  $2,2 \cdot 10^{-6}$  g/m<sup>3</sup>. De hieruit berekende achtergrondblootstelling bedraagt  $6,3 \cdot 10^{-4}$  mg/kg.d.

## 3.2 Heptaan

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$1,0 \cdot 10^2$		
oplosbaarheid	mg/l	3	Verschuieren, 1983	20 °C
	mol/m <sup>3</sup>	$3,0 \cdot 10^{-2}$		
dampdruk	Pa	$4,7 \cdot 10^3$	Verschuieren, 1983	20 °C
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	-		
log K <sub>ow</sub>	-	3,92	van den Berg, 1994	
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	-		
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	-		
BCF <sub>st</sub>	- op ds	-		
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	$4,0 \cdot 10^{-6}$	van den Berg, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	$2,33 \cdot 10^{-2}$	van den Berg, 1994	
f <sub>acing</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	$5,0 \cdot 10^{-3}$		stand.
DAR <sub>kind</sub>	1/h	$1,0 \cdot 10^{-2}$		stand.
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	3,1	Vermeire e.a., 1991	
TCL	g/m <sup>3</sup>	-		
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	$1,0 \cdot 10^{-2}$	B.VI.Ex, 1989	(a)
achtergrond oraal	mg/kg.d	0		
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	$3,0 \cdot 10^{-4}$		(b)
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	$1,0 \cdot 10^{-6}$	VMM, 1992	(b)

(b) De volgens de TDI berekende toelaatbare concentratie in drinkwater bedraagt  $11 \text{ g/m}^3$ , wat hoger is dan de oplosbaarheid. Volgens de Vlaamse eisen voor drinkwaterkwaliteit bedraagt het maximaal gehalte aan minerale olie in drinkwater  $10 \text{ } \mu\text{g/l}$ . Deze waarde is overgenomen.

(b) De metingen van de heptaanconcentraties (gemiddelde) in lucht (VMM, 1992) geven de volgende waarden:

Kapellen (havengebied)	$1 \cdot 10^{-6} \text{ g/m}^3$
Stabroek (havengebied)	$1 \cdot 10^{-6} \text{ g/m}^3$
Tessengerlo	$8 - 9 \cdot 10^{-7} \text{ g/m}^3$
Maasmechelen (landelijk)	$9 \cdot 10^{-7} \text{ g/m}^3$
Zelzate (industrie-agglom.)	$9 \cdot 10^{-7} \text{ g/m}^3$

Het gemiddelde hiervan bedraagt  $9 \cdot 10^{-7} \text{ g/m}^3$ , of afgerond  $1 \cdot 10^{-6} \text{ g/m}^3$ . De hieruit berekende achtergrondblootstelling bedraagt  $3 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg.d}$ .

### 3.3 Octaan

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$1,14 \cdot 10^2$		
oplosbaarheid	mg/l	$6,6 \cdot 10^{-1}$	Verschuieren, 1983	20 °C
	mol/m <sup>3</sup>	$5,79 \cdot 10^{-3}$		
dampdruk	Pa	$1,47 \cdot 10^3$	Verschuieren, 1983	20 °C
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	-		
log K <sub>ow</sub>	-	4,44	van den Berg, 1994	
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	-		
BCF <sub>wo</sub>	- op ds			
BCF <sub>st</sub>	- op ds			
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	$3,4 \cdot 10^{-6}$	van den Berg, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	$2,17 \cdot 10^{-2}$	van den Berg, 1994	
f <sub>acing</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	$5,0 \cdot 10^{-3}$		stand.
DAR <sub>kind</sub>	1/h	$1,0 \cdot 10^{-2}$		stand.
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	3,1	Vermeire e.a., 1991	
TCL	g/m <sup>3</sup>	-		
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	$1,0 \cdot 10^{-2}$	B.VI.Ex., 1989	(a)
achtergrond oraal	mg/kg.d	0		
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	$1,0 \cdot 10^{-4}$		(b)
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	$4,0 \cdot 10^{-7}$	VMM, 1992	(b)

- (a) De diffusiecoëfficiënt in polyethyleen werd gelijkgesteld aan de waarde voor heptaan.
- (b) De volgens de TDI berekende toelaatbare concentratie in drinkwater bedraagt 0,21 g/m<sup>3</sup>. Volgens de Vlaamse eisen voor drinkwaterkwaliteit bedraagt het maximaal gehalte aan minerale olie in drinkwater 10 µg/l. Deze waarde is overgenomen.
- (b) De metingen van de hexaanconcentraties (gemiddelde) in lucht (VMM, 1992) geven de volgende waarden:
- |                             |  |
|-----------------------------|--|
| Kapellen (havengebied)      | $5 \cdot 10^{-7}$ g/m <sup>3</sup>     |
| Stabroek (havengebied)      | $5 \cdot 10^{-7}$ g/m <sup>3</sup>     |
| Tessengerlo                 | $3 - 4 \cdot 10^{-7}$ g/m <sup>3</sup> |
| Maasmechelen (landelijk)    | $3 \cdot 10^{-7}$ g/m <sup>3</sup>     |
| Zelzate (industrie-agglom.) | $3 \cdot 10^{-7}$ g/m <sup>3</sup>     |
- Het gemiddelde hiervan bedraagt  $4 \cdot 10^{-7}$  g/m<sup>3</sup>. De hieruit berekende achtergrond-blootstelling bedraagt  $1 \cdot 10^{-4}$  mg/kg.d.

## 4 Polyaromatische koolwaterstoffen

Onderstaande gegevens werden gebruikt voor de bodemsaneringsnormen opgenomen in Vlarebo van 5 maart '96. Vanaf 1 juli 2004 zijn de normen opgenomen in Vlarebo van 14 juni '02 van kracht. Vanaf 1 juli 2004 dienen de gegevens opgenomen in 'Aanvulling bij basisinformatie voor risico-evaluaties. Polyaromatische koolwaterstoffen en MTBE' ([www.ovam.be](http://www.ovam.be)) te worden gebruikt voor polyaromatische koolwaterstoffen.

Over de toxicologie van de polyaromatische koolwaterstoffen, meer bepaald over de dosis-respons relatie, is nog weinig bekend. Van de carcinogene PAH's is alleen benzo(a)pyreen voldoende bestudeerd. Hierbij valt op dat de beoordeling van EPA veel strenger is dan deze van WHO en Vermeire e.a.. EPA geeft voor benzo(a)pyreen een dosis van  $1,4 \cdot 10^{-6}$  mg/kg.d bij een extra kankerrisico van  $1/10^5$  (EPA, 1995); bij WHO (1993a) en Vermeire e.a. (1991) bedraagt de dosis  $2 \cdot 10^{-4}$  voor hetzelfde kankerrisico.

Anthraceen wordt als D-carcinogeen geclassificeerd (EPA, 1995). Dit wil zeggen: niet indeelbaar op basis van humane carcinogeniteit. De TDI bedraagt 0,3 mg/kg.d (EPA, 1995) en 0,05 mg/kg.d (Vermeire e.a., 1993 - zelfde waarde als naftaleen en dus niet onderbouwd). Bij berekening van de blootstelling blijkt het niet relevant te zijn anthraceen te normeren omdat, wegens de geringe mobiliteit de TDI niet bereikt wordt bij zinnige gehalten in de bodem.

In onderstaande tabel is voor de verschillende polyaromatische koolwaterstoffen de beoordeling op basis van carcinogeniteit weergegeven, evenals de TDI of de toelaatbare dosis bij een extra kankerrisico van  $1/10^5$ , telkens in mg/kg.d.

TDI of toelaatbare dosis bij een extra kankerrisico van  $1/10^5$

	Vermeire e.a. (1991)		EPA (1995)	
	carc.	mg/kg.d	carc.	mg/kg.d
naftaleen	niet-carc.	$5 \cdot 10^{-2}$	D	-
antraceen	niet-carc.	$5 \cdot 10^{-2}$	D	$3 \cdot 10^{-1}$
benzo(a)pyreen	carc.	$2 \cdot 10^{-4}$	B2	$1,4 \cdot 10^{-6}$
benzo(a)antraceen	carc.	$2 \cdot 10^{-3}$	B2	-
benzo(b)fluoranteen	-	-	B2	-
benzo(k)fluoranteen	carc.	$2 \cdot 10^{-3}$	B2	-
fenantreen	carc.	$2 \cdot 10^{-3}$	D	-
indeno(1,2,3,cd)pyreen	carc.	$2 \cdot 10^{-3}$	B2	-
benzo(ghi)peryleen	carc.	$2 \cdot 10^{-3}$	D	-
fluoranteen	carc.	$2 \cdot 10^{-3}$	D	$4 \cdot 10^{-2}$
chryseen	carc.	$2 \cdot 10^{-4}$	-	-

D: niet indeelbaar op basis van humane carcinogeniteit

B2: mogelijk humaan carcinogeen

Behalve voor benzo(a)pyreen zijn er geen inhalatoire toxiciteitsgegevens voor polyaromatische koolwaterstoffen.

Een voorlopig richtdocument (EPA, 1993a) geeft een relatieve verhouding van de toxiciteit van B2-carcinogene polyaromatische koolwaterstoffen ten opzichte van benzo(a)pyreen. Onderstaande tabel geeft de voorlopig geschatte relatieve carcinogeniteit ten opzichte van benzo(a)pyreen weer.

	relatieve carcinogeniteit
benzo(a)pyreen	1,0
benzo(a)antraceen	0,1

benzo(b)fluoranteen	0,1
benzo(k)fluoranteen	0,01
chryseen	0,001
dibenzo(a,h)antraceen	1,0
indeno(1,2,3-cd)pyreen	0,1

De hierboven aangegeven relatieve verhoudingen werden overgenomen. Voor de niet door EPA opgegeven waarden, werd de relatieve carcinogeniteit volgens Vermeire e.a. (1991) overgenomen. Als uitgangs-TDI werd de TDI van EPA (1995) genomen. Aangezien de achtergrondblootstelling in een aantal gevallen de TDI overschreed, werden nog verdere aanpassingen uitgevoerd. Dit wordt bij de individuele verbindingen besproken.

## 4.1 Benzo(a)pyreen<sup>(c)</sup>

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$2,52 \cdot 10^2$		
oplosbaarheid	mg/l	$3,0 \cdot 10^{-3}$	Verschuieren, 1983	20 °C
	mol/m <sup>3</sup>	$1,2 \cdot 10^{-5}$		
dampdruk	Pa	$1,31 \cdot 10^{-8}$	van den Berg, 1994	
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	-		
log K <sub>ow</sub>	-	6,35	van den Berg, 1994	
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	-		
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	$9,0 \cdot 10^{-2}$	Wild en Jones, 1992	(a)
BCF <sub>st</sub>	- op ds	$9,0 \cdot 10^{-2}$		(a)
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	$2,0 \cdot 10^{-7}$	van den Berg, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
f <sub>acing</sub>	-	$5,0 \cdot 10^{-1}$	Owen, 1990	
f <sub>acinh</sub>	-	$3,0 \cdot 10^{-1}$	Owen, 1990	
DAR <sub>volw</sub>	1/h	$1,0 \cdot 10^{-2}$	Brainard en Beck, 1992	(b)
DAR <sub>kind</sub>	1/h	$2,0 \cdot 10^{-2}$		(b)
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	$2,0 \cdot 10^{-5}$		(c)
TCL	g/m <sup>3</sup>	$1,0 \cdot 10^{-10}$	WHO, 1987	
limiet drinkwater (1/10 <sup>5</sup> )	g/m <sup>3</sup>	$5,0 \cdot 10^{-5}$		(c)
achtergrond oraal	mg/kg.d	$1,1 \cdot 10^{-5}$	Vermeire e.a., 1991	
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	$5,7 \cdot 10^{-6}$	Hassauer e.a., 1993	
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	0		

- (a) Er bestaan slechts weinig gegevens over de opname van polyaromatische koolwaterstoffen door planten. De opname zou beperkt zijn; er zou weinig transport naar de bovengrondse delen optreden. Het onderzoek van Wild en Jones (1992) werd als basis genomen, waarbij de hoogste berekende BCF voor de kern van wortelen overgenomen werd, en zowel voor de wortel als voor de stengel gebruikt werd (conservatief standpunt).
- (b) De dermale absorptiesnelheid wijkt af van de standaard in het model voorziene waarde. Volgens Brainard en Beck (1992) bedraagt deze voor

benzo(a)pyreen 3 - 30 % over 12 h bij contact met bodem. Bij een, volgens de referentie, vrijwel lineaire absorptie komt dit gemiddeld op 0,01 1/h. Voor kinderen werd de dubbele waarde genomen, naar analogie met de standaardwaarde in het model.

- (c) De TDI voor benzo(a)pyreen bedraagt  $1,4 \cdot 10^{-6}$  mg/kg.d volgens EPA (1995). De achtergrondblootstelling ( $1,7 \cdot 10^{-5}$ ) ligt reeds hoger dan deze waarde, zodat de TDI gelijkgesteld werd aan 20 % boven de achtergrondblootstelling, of  $2 \cdot 10^{-5}$  mg/kg.d. De limiet voor drinkwater werd uitgaande hiervan berekend.

## 4.2 Fenantreen<sup>(c)</sup>

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$1,78 \cdot 10^2$		
oplosbaarheid	mg/l	1,6	Verschuieren, 1983	15 °C
	mol/m <sup>3</sup>	$8,99 \cdot 10^{-3}$		
dampdruk	Pa	$2,41 \cdot 10^{-3}$	van den Berg, 1994	
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	-		
log K <sub>ow</sub>	-	4,46	Verschuieren, 1983	
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg			
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	$2,0 \cdot 10^{-1}$	Wild en Jones, 1992	(a)
BCF <sub>st</sub>	- op ds	$2,0 \cdot 10^{-1}$		(a)
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	$5,0 \cdot 10^{-7}$	van den Berg, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
f <sub>acing</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	$5,0 \cdot 10^{-3}$		stand.
DAR <sub>kind</sub>	1/h	$1,0 \cdot 10^{-2}$		stand.
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	$2,0 \cdot 10^{-4}$		(b)
TCL	g/m <sup>3</sup>	-		
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	$5,0 \cdot 10^{-4}$		(b)
achtergrond oraal	mg/kg.d	$1,2 \cdot 10^{-5}$	Vermeire e.a., 1991	
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	0		
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	0		

- (a) Er bestaan slechts weinig gegevens over de opname van polyaromatische koolwaterstoffen door planten. De opname zou beperkt zijn; er zou weinig transport naar de bovengrondse delen optreden. Het onderzoek van Wild en Jones (1992) werd als basis genomen, waarbij de hoogste berekende BCF voor de kern van wortelen overgenomen werd, en zowel voor de wortel als voor de stengel gebruikt werd (conservatief standpunt).
- (b) Voor de TDI van fenantreen werd 10 maal de bijgestelde TDI voor benzo(a)pyreen genomen. De limiet voor drinkwater werd uitgaande hiervan berekend.

### 4.3 Fluoranteen<sup>(c)</sup>

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$2,02 \cdot 10^2$		
oplosbaarheid	mg/l	$2,65 \cdot 10^{-1}$	Verschuieren, 1983	25 °C
	mol/m <sup>3</sup>	$1,3 \cdot 10^{-3}$		
dampdruk	Pa	$2,31 \cdot 10^{-4}$	van den Berg, 1994	
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	-		
log K <sub>ow</sub>	-	5,33	van den Berg, 1994	
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	-		
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	$1,0 \cdot 10^{-2}$	Wild en Jones, 1992	(a)
BCF <sub>st</sub>	- op ds	$1,0 \cdot 10^{-2}$		(a)
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	$2,0 \cdot 10^{-7}$	van den Berg, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
f <sub>acing</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	$5,0 \cdot 10^{-3}$		stand.
DAR <sub>kind</sub>	1/h	$1,0 \cdot 10^{-2}$		stand.
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	$2,0 \cdot 10^{-4}$		(b)
TCL	g/m <sup>3</sup>	-		
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	$5,0 \cdot 10^{-4}$		(b)
achtergrond oraal	mg/kg.d	$5,0 \cdot 10^{-5}$	Vermeire e.a., 1991; Hassauer e.a., 1993	
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	0		
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	0		

- (a) Er bestaan slechts weinig gegevens over de opname van polyaromatische koolwaterstoffen door planten. De opname zou beperkt zijn; er zou weinig transport naar de bovengrondse delen optreden. Het onderzoek van Wild en Jones (1992) werd als basis genomen, waarbij de hoogste berekende BCF voor de kern van wortelen overgenomen werd, en zowel voor de wortel als voor de stengel gebruikt werd (conservatief standpunt).
- (b) Voor de TDI van fluoranteen werd 10 maal de bijgestelde TDI voor benzo(a)pyreen genomen. De limiet voor drinkwater werd uitgaande hiervan berekend.

## 4.4 Benzo(a)antraceen<sup>(c)</sup>

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$2,28 \cdot 10^2$		
oplosbaarheid	mg/l	$1,0 \cdot 10^{-2}$	Verschueren, 1983	
	mol/m <sup>3</sup>	$4,4 \cdot 10^{-5}$		
dampdruk	Pa	$5,51 \cdot 10^{-6}$	van den Berg, 1994	
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	-		
log K <sub>ow</sub>	-	5,61		
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	-	van den Berg, 1994	
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	$2,0 \cdot 10^{-2}$		(a)
BCF <sub>st</sub>	- op ds	$2,0 \cdot 10^{-2}$		(a)
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	$2,0 \cdot 10^{-7}$	van den Berg, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
f <sub>acing</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	$5,0 \cdot 10^{-3}$		stand.
DAR <sub>kind</sub>	1/h	$1,0 \cdot 10^{-2}$		stand.
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	$2,0 \cdot 10^{-4}$		(b)
TCL	g/m <sup>3</sup>	-		
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	$5,0 \cdot 10^{-4}$		(b)
achtergrond oraal	mg/kg.d	$2,0 \cdot 10^{-6}$	Vermeire e.a., 1991	
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	0		
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	0		

- (a) Er bestaan slechts weinig gegevens over de opname van polyaromatische koolwaterstoffen door planten. De opname zou beperkt zijn; er zou weinig transport naar de bovengrondse delen optreden. Het onderzoek van Wild en Jones (1992) werd als basis genomen, waarbij de hoogste berekende BCF voor de kern van wortelen overgenomen werd, en zowel voor de wortel als voor de stengel gebruikt werd (conservatief standpunt). Aangezien benzo(a)antraceen niet in deze studie opgenomen werd, werd de meest voorkomende waarde genomen.
- (b) Voor de TDI van benzo(a)antraceen werd 10 maal de bijgestelde TDI voor benzo(a)pyreen genomen. De limiet voor drinkwater werd uitgaande hiervan berekend.



## 4.5 Chryseen<sup>(c)</sup>

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$2,28 \cdot 10^2$		
oplosbaarheid	mg/l	$1,5 \cdot 10^{-3}$	Verschueren, 1983	15 °C
	mol/m <sup>3</sup>	$6,6 \cdot 10^{-6}$		
dampdruk	Pa	$2,6 \cdot 10^{-7}$	van den Berg, 1994	
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	-		
log K <sub>ow</sub>	-	6,64	van den Berg, 1994	
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	-		
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	$1,0 \cdot 10^{-2}$		(a)
BCF <sub>st</sub>	- op ds	$1,0 \cdot 10^{-2}$		(a)
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	$2,0 \cdot 10^{-7}$	van den Berg, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
f <sub>acing</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	$5,0 \cdot 10^{-3}$		stand.
DAR <sub>kind</sub>	1/h	$1,0 \cdot 10^{-2}$		stand.
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	$1,4 \cdot 10^{-3}$		(b)
TCL	g/m <sup>3</sup>	-		
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	$1,0 \cdot 10^{-3}$		(b)
achtergrond oraal	mg/kg.d	$1,7 \cdot 10^{-5}$	Vermeire e.a., 1991	
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	0		
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	0		

- (a) Er bestaan slechts weinig gegevens over de opname van polyaromatische koolwaterstoffen door planten. De opname zou beperkt zijn; er zou weinig transport naar de bovengrondse delen optreden. Het onderzoek van Wild en Jones (1992) werd als basis genomen, waarbij de hoogste berekende BCF voor de kern van wortelen overgenomen werd, en zowel voor de wortel als voor de stengel gebruikt werd (conservatief standpunt). Aangezien chryseen niet in deze studie werd opgenomen, werd de waarde geschat.
- (b) Voor de TDI van chryseen werd 1000 maal de oorspronkelijke TDI voor benzo(a)pyreen genomen. De limiet voor drinkwater werd uitgaande hiervan berekend.

## 4.6 Benzo(k)fluoranteen en Benzo(b)fluoranteen<sup>(C)</sup>

Er is in de literatuur alleen voldoende informatie over de fysico-chemische gegevens van benzo(k)fluoranteen te vinden. Het gedrag van benzo(k)fluoranteen en benzo(b)fluoranteen in de bodem werd als gelijk beschouwd.

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$2,52 \cdot 10^2$		
oplosbaarheid	mg/l	$6,0 \cdot 10^{-4}$	van den Berg, 1994	
	mol/m <sup>3</sup>	$2,4 \cdot 10^{-6}$		
dampdruk	Pa	$2,6 \cdot 10^{-9}$	van den Berg, 1994	
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	-		
log K <sub>ow</sub>	-	6,84	van den Berg, 1994	
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	-		
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	$1,0 \cdot 10^{-2}$	Wild en Jones, 1992	(a)
BCF <sub>st</sub>	- op ds	$1,0 \cdot 10^{-2}$		(a)
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	$2,0 \cdot 10^{-7}$	van den Berg, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
f <sub>acing</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	$5,0 \cdot 10^{-3}$		stand.
DAR <sub>kind</sub>	1/h	$1,0 \cdot 10^{-2}$		stand.
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	$2,0 \cdot 10^{-4}$		(b)
TCL	g/m <sup>3</sup>	-		
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	$5,0 \cdot 10^{-4}$		(b)
achtergrond oraal	mg/kg.d	$9,0 \cdot 10^{-6}$	Vermeire e.a., 1991	
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	0		
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	0		

- (a) Er bestaan slechts weinig gegevens over de opname van polyaromatische koolwaterstoffen door planten. De opname zou beperkt zijn; er zou weinig transport naar de bovengrondse delen optreden. Het onderzoek van Wild en Jones (1992) werd als basis genomen, waarbij de hoogste berekende BCF voor de kern van wortelen overgenomen werd, en zowel voor de wortel als voor de stengel gebruikt werd (conservatief standpunt).
- (b) Voor de TDI van benzo(k)fluoranteen werd 100 maal de oorspronkelijke TDI voor benzo(a)pyreen genomen. Dit geeft een TDI van  $1,4 \cdot 10^{-4}$ . Benzo(b)fluoranteen zou een factor 10 minder carcinogeen zijn dan benzo(a)pyreen (EPA, 1993a). Ten opzichte van de bijgestelde TDI voor benzo(a)pyreen zou dit een TDI van  $2 \cdot 10^{-4}$  geven. Voor beide verbindingen werd een TDI van  $2 \cdot 10^{-4}$  genomen. De limiet voor drinkwater werd uitgaande hiervan berekend.

## 4.7 Benzo(ghi)peryleen<sup>(C)</sup>

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$2,76 \cdot 10^2$		
oplosbaarheid	mg/l	$2,6 \cdot 10^{-4}$	Verschueren, 1983	25 °C
	mol/m <sup>3</sup>	$9,4 \cdot 10^{-7}$		
dampdruk	Pa	$2,59 \cdot 10^{-9}$	van den Berg, 1994	
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	-		
log K <sub>ow</sub>	-	6	van den Berg, 1994	
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	-		
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	$2,0 \cdot 10^{-2}$	Wild en Jones, 1992	(a)
BCF <sub>st</sub>	- op ds	$2,0 \cdot 10^{-2}$		(a)
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	$2,0 \cdot 10^{-7}$	van den Berg, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
f <sub>acing</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	Aan	$5,0 \cdot 10^{-3}$		stand.
DAR <sub>kind</sub>	1/h	$1,0 \cdot 10^{-2}$		stand.
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	$2,0 \cdot 10^{-4}$	Vermeire e.a., 1991	(b)
TCL	g/m <sup>3</sup>	-		
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	$2,0 \cdot 10^{-4}$		(b)
achtergrond oraal	mg/kg.d	$2,0 \cdot 10^{-6}$	Vermeire e.a., 1991	
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	0		
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	0		

- (a) Er bestaan slechts weinig gegevens over de opname van polyaromatische koolwaterstoffen door planten. De opname zou beperkt zijn; er zou weinig transport naar de bovengrondse delen optreden. Het onderzoek van Wild en Jones (1992) werd als basis genomen, waarbij de hoogste berekende BCF voor de kern van wortelen overgenomen werd, en zowel voor de wortel als voor de stengel gebruikt werd (conservatief standpunt).
- (b) Voor de TDI van benzo(ghi)peryleen werd 10 maal de bijgestelde TDI voor benzo(a)pyreen genomen. De limiet voor drinkwater werd uitgaande hiervan berekend, en bedraagt dan  $5 \cdot 10^{-4}$  g/m<sup>3</sup>. Hiermee wordt de oplosbaarheid overschreden, zodat een bijstelling op grond hiervan nodig is.

## 4.8 Indeno(1,2,3-cd)pyreen<sup>(C)</sup>

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$2,76 \cdot 10^2$		
oplosbaarheid	mg/l	$1,0 \cdot 10^{-4}$	van den Berg, 1994	
	mol/m <sup>3</sup>	$3,6 \cdot 10^{-7}$		
dampdruk	Pa	$2,6 \cdot 10^{-9}$	van den Berg, 1994	
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	-		
log K <sub>ow</sub>	-	7,43	van den Berg, 1994	
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	-		
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	$2,0 \cdot 10^{-2}$	Wild en Jones, 1992	(a)
BCF <sub>st</sub>	- op ds	$2,0 \cdot 10^{-2}$		(a)
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	$2,0 \cdot 10^{-7}$	van den Berg, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
f <sub>acing</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	$5,0 \cdot 10^{-3}$		stand.
DAR <sub>kind</sub>	1/h	$1,0 \cdot 10^{-2}$		stand.
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	$2,0 \cdot 10^{-4}$	Vermeire e.a., 1991	(b)
TCL	g/m <sup>3</sup>	-		
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	$5,0 \cdot 10^{-5}$		(b)
achtergrond oraal	mg/kg.d	$2,0 \cdot 10^{-6}$	Vermeire e.a., 1991	
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	0		
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	0		

- (a) Er bestaan slechts weinig gegevens over de opname van polyaromatische koolwaterstoffen door planten. De opname zou beperkt zijn; er zou weinig transport naar de bovengrondse delen optreden. Het onderzoek van Wild en Jones (1992) werd als basis genomen, waarbij de hoogste berekende BCF voor de kern van wortelen overgenomen werd, en zowel voor de wortel als voor de stengel gebruikt werd (conservatief standpunt). Voor indeno(1,2,3-cd)pyreen werd de waarde van benzo(ghi)peryleen overgenomen.
- (b) Voor de TDI van indeno(1,2,3-cd)pyreen werd 10 maal de bijgestelde TDI voor benzo(a)pyreen genomen. De limiet voor drinkwater werd uitgaande hiervan berekend, en bedraagt dan  $5 \cdot 10^{-4}$  g/m<sup>3</sup>. Hiermee wordt de oplosbaarheid overschreden, zodat een bijstelling op grond hiervan nodig is.

## 4.9 Antraceen

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$1,78 \cdot 10^2$		
oplosbaarheid	mg/l	$7,5 \cdot 10^{-2}$	Verschueren, 1983	15 °C
	mol/m <sup>3</sup>	$4,2 \cdot 10^{-4}$		
dampdruk	Pa	$1,3 \cdot 10^{-4}$	van den Berg, 1994	20 °C
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	-		
log K <sub>ow</sub>	-	4,45	Verschueren, 1983	
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	-		
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	$1,2 \cdot 10^{-1}$	Wild en Jones, 1992	(a)
BCF <sub>st</sub>	- op ds	$1,2 \cdot 10^{-1}$		(a)
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	$5,0 \cdot 10^{-7}$	van den Berg, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
f <sub>acing</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	$5,0 \cdot 10^{-3}$		
DAR <sub>kind</sub>	1/h	$1,0 \cdot 10^{-2}$		
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	$3,0 \cdot 10^{-1}$	EPA, 1995	
TCL	g/m <sup>3</sup>	-		
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	$7,0 \cdot 10^{-2}$		(b)
achtergrond oraal	mg/kg.d	$4,0 \cdot 10^{-7}$	Vermeire e.a., 1991	
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	0		
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	0		

- (a) Er bestaan slechts weinig gegevens over de opname van polyaromatische koolwaterstoffen door planten. De opname zou beperkt zijn; er zou weinig transport naar de bovengrondse delen optreden. Het onderzoek van Wild en Jones (1992) werd als basis genomen, waarbij de hoogste berekende BCF voor de kern van wortelen overgenomen werd, en zowel voor de wortel als voor de stengel gebruikt werd (conservatief standpunt).
- (b) De toxicologisch berekend limiet voor drinkwater bedraagt  $9 \cdot 10^{-1}$  g/m<sup>3</sup>. Hierbij wordt de oplosbaarheid overschreden. De limiet voor drinkwater wordt daarom gelijk gesteld aan de oplosbaarheid.

## 4.10 Naftaleen

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$1,28 \cdot 10^2$		
oplosbaarheid	mg/l	$3,0 \cdot 10^1$	Verschueren, 1983	20 °C
	mol/m <sup>3</sup>	$2,3 \cdot 10^{-1}$		
dampdruk	Pa	$3,2 \cdot 10^1$	Perry, 1984	25 °C
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	-		
log K <sub>ow</sub>	-	3,36	van den Berg, 1994	
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	$7,92 \cdot 10^2$	EPA, 1994a	(a)
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	3,56	Wild en Jones, 1992	(b)
BCF <sub>st</sub>	- op ds	3,56		(b)
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	$5,0 \cdot 10^{-7}$	van den Berg, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	$2,31 \cdot 10^{-2}$	van den Berg, 1994	
f <sub>acing</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	$5,0 \cdot 10^{-3}$		stand.
DAR <sub>kind</sub>	1/h	$1,0 \cdot 10^{-2}$		stand.
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	$4,0 \cdot 10^{-2}$	EPA, 1993b	(c)
TCL	g/m <sup>3</sup>	$5,6 \cdot 10^{-5}$	Hassauer e.a., 1993	
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	$1,2 \cdot 10^{-1}$		(c)
achtergrond oraal	mg/kg.d	$2,9 \cdot 10^{-5}$	Hassauer e.a., 1993	
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	$1,5 \cdot 10^{-3}$	Hassauer e.a., 1993	
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	$5,0 \cdot 10^{-6}$	Hassauer e.a., 1993	

- (a) De K<sub>ow</sub> werd berekend als het geometrisch gemiddelde van 18 gegevens.
- (b) Er bestaan slechts weinig gegevens over de opname van polyaromatische koolwaterstoffen door planten. De opname zou beperkt zijn; er zou weinig transport naar de bovengrondse delen optreden. Het onderzoek van Wild en Jones (1992) werd als basis genomen, waarbij de hoogste berekende BCF voor de kern van wortelen overgenomen werd, en zowel voor de wortel als voor de stengel gebruikt werd (conservatief standpunt).
- (c) Volgens Vermeire e.a. (1993) bedraagt de TDI voor naftaleen  $5 \cdot 10^{-2}$  mg/kg.d. De drinkwaterlimiet werd berekend, uitgaande van de RfD van EPA (1993b) en een fractie van 10 %. Deze RfD werd voorlopig ingetrokken (EPA, 1995).

# 5 Vluchtige organische gechloreerde koolwaterstoffen

## 5.1 1,2-dichloorethaan

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	99		
oplosbaarheid	mg/l	8623		
	mol/m <sup>3</sup>	87,1	Kühne e.a., 1995	25 °C
dampdruk	Pa	10830		(a)
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	124	Tse e.a., 1992	
log K <sub>ow</sub>	-	1,45	van den Berg, 1994	
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	-		
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	-		
BCF <sub>st</sub>	- op ds	-		
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	3.10 <sup>-7</sup>	van den Berg, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
f <sub>acing</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	5.10 <sup>-3</sup>		stand.
DAR <sub>kind</sub>	1/h	1.10 <sup>-2</sup>		stand.
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	1.10 <sup>-3</sup>	WHO, 1993	(b)
TCL	g/m <sup>3</sup>	7.10 <sup>-4</sup>	WHO, 1987	(b)
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	3.10 <sup>-2</sup>	WHO, 1993a	(b)
orale achtergrondblootstelling	mg/kg.d	0		
inhalatoire achtergrondblootstelling	mg/kg.d			(c)
achtergrondconcentratie in lucht	g/m <sup>3</sup>			

- (a) De dampdruk van 1,2-dichloorethaan werd berekend uit de oplosbaarheid en de Henry-constante, omwille van de uiteenlopende waarden, die in de literatuur gevonden worden.
- (b) 1,2-Dichloorethaan wordt door IARC gecatalogeerd als een 2B-carcinogeen, door EPA als een B2-carcinogeen. Volgende toxicologische data werden verzameld:
- |                     |     |  |
|---------------------|-----|--|
| WHO, 1993a          | TDI | 1.10 <sup>-3</sup> mg/kg.d bij 1/10 <sup>5</sup> extra kankerrisico            |
| WHO, 1987           | TCL | 7.10 <sup>-4</sup> g/m <sup>3</sup> bij 1/10 <sup>5</sup> extra kankerrisico   |
| EPA, 1995           | TDI | 1,1.10 <sup>-4</sup> mg/kg.d bij 1/10 <sup>5</sup> extra kankerrisico          |
|                     | TCL | 4.10 <sup>-7</sup> g/m <sup>3</sup> bij 1/10 <sup>5</sup> extra kankerrisico   |
| Vermeire e.a., 1991 | TDI | 1,4.10 <sup>-3</sup> mg/kg.d bij 1/10 <sup>5</sup> extra kankerrisico          |
|                     | TCL | 4,8.10 <sup>-6</sup> g/m <sup>3</sup> bij 1/10 <sup>5</sup> extra kankerrisico |
- (c) Volgens metingen van de VMM (VMM, 1993) bedraagt de concentratie aan 1,2-dichloorethaan in Brussel 0,9.10<sup>-6</sup> g/m<sup>3</sup> jaargemiddeld. In industriegebieden worden sterk uiteenlopende waarden aangetroffen, afhankelijk van de activiteit. In landelijk gebied is de concentratie verwaarloosbaar (Vermeire e.a., 1991). De gemiddelde inhalatoire achtergrondblootstelling bedraagt 6.10<sup>-5</sup> mg/kg.d (Vermeire e.a., 1991). De gebruikte inhalatoire achtergrondblootstelling aan 1,2-dichloorethaan bedraagt 2,6.10<sup>-4</sup> mg/kg.d (0,9 µg/m<sup>3</sup>). De achtergrondconcentratie bedraagt: 0 g/m<sup>3</sup> (type II), 9.10<sup>-7</sup> g/m<sup>3</sup> (type III en IV), 4,5.10<sup>-6</sup> g/m<sup>3</sup> (type V).

## 5.2 Dichloormethaan

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	85		
oplosbaarheid	mg/l	19890		
dampdruk	mol/m <sup>3</sup>	234	Kühne e.a., 1995	25 °C
Henry-constante	Pa	46518	Verschueren, 1983	20 °C
	Pa.m <sup>3</sup> /mol	116	Gosset, 1987; Wright e.a., 1991; Tse e.a., 1992	10 °C
log K <sub>ow</sub>	-	1,48	van den Berg, 1994; EPA, 1994a	(a)
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	23	EPA, 1994a	(a)
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	-		
BCF <sub>st</sub>	- op ds	-		
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	5.10 <sup>-7</sup>	van den Berg, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
f <sub>acing</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	5.10 <sup>-3</sup>		stand.
DAR <sub>kind</sub>	1/h	1.10 <sup>-2</sup>		stand.
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	6.10 <sup>-3</sup>	WHO, 1993a	(b)
TCL	g/m <sup>3</sup>	3.10 <sup>-3</sup>	WHO, 1987	(b)
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	2.10 <sup>-2</sup>	WHO, 1993a	
orale achtergrondblootstelling	mg/kg.d	0		(c)
inhalatoire achtergrondblootstelling	mg/kg.d	0		(c)
achtergrondconcentratie in lucht	g/m <sup>3</sup>	0		(c)

- (a) De K<sub>ow</sub> is het geometrisch gemiddelde van 3 waarden. De K<sub>oc</sub> is het geometrisch gemiddelde van 3 waarden.
- (b) Dichloormethaan wordt als een 2B-carcinogeen geclassificeerd door IARC. Er zijn echter aanwijzingen dat het niet-genotoxisch is (WHO, 1993a) Vandaar dat een drempelwaardebenadering gebruikt wordt voor de TDI. EPA classeert dichloormethaan als B2-carcinogeen. Volgende toelaatbare innames en concentraties worden vermeld in de literatuur:
- |                     |     |  |
|---------------------|-----|--|
| WHO, 1993a          | TDI | 6.10 <sup>-3</sup> mg/kg.d   |
| WHO, 1987           | TCL | 3.10 <sup>-3</sup> g/m <sup>3</sup>  |
| EPA, 1995           | RfD | 6.10 <sup>-2</sup> mg/kg.d   |
|                     | RfD | 1,3.10 <sup>-3</sup> mg/kg.d bij 1/10 <sup>5</sup> extra kankerrisico        |
|                     | RfC | 2.10 <sup>-5</sup> g/m <sup>3</sup> bij 1/10 <sup>5</sup> extra kankerrisico |
| Vermeire e.a., 1991 | TDI | 6.10 <sup>-2</sup> mg/kg.d   |
|                     | TCL | 1,7.10 <sup>-3</sup> g/m <sup>3</sup>  |
- (c) De orale achtergrondblootstelling aan dichloormethaan zou groter zijn dan de inhalatoire achtergrondblootstelling (Vermeire e.a., 1991). Er zijn geen kwantitatieve gegevens.



## 5.3 Tetrachlooretheen

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	165,8		
oplosbaarheid	mg/l	150	Verschuieren, 1983	25 °C
	mol/m <sup>3</sup>	9,1.10 <sup>-1</sup>		
dampdruk	Pa	2483	Verschuieren, 1983	25 °C
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	7,33.10 <sup>2</sup>	Gosset, 1987	10 °C
log K <sub>ow</sub>	-	2,74	Verschuieren, 1983; Mackay, 1982	(a)
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	264	EPA, 1994a	(a)
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	-		
BCF <sub>st</sub>	- op ds	-		
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	7,7.10 <sup>-7</sup>	van den Berg, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
f <sub>acinq</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	5.10 <sup>-3</sup>		stand.
DAR <sub>kind</sub>	1/h	1.10 <sup>-2</sup>		stand.
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	1,4.10 <sup>-2</sup>	WHO, 1993a	(b)
TCL	g/m <sup>3</sup>	5.10 <sup>-3</sup>	WHO, 1987	(b)
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	4.10 <sup>-2</sup>	WHO, 1993a	
orale achtergrondblootstelling	mg/kg.d	1,4.10 <sup>-3</sup>	CCRX, 1994	(c)
inhalatoire achtergrondblootstelling	mg/kg.d	2,9.10 <sup>-4</sup>	CCRX, 1994	(c)
achtergrondconcentratie in lucht	g/m <sup>3</sup>	5.10 <sup>-7</sup>	VMM, 1994	(c)

- (a) De K<sub>ow</sub> is het geometrisch gemiddelde van twee gegevens. De K<sub>oc</sub> is het geometrisch gemiddelde van 17 gegevens.
- (b) Tetrachlooretheen wordt als een waarschijnlijk niet-genotoxisch 2B-carcinogeen geïnclassificeerd door IARC. Volgende toxicologische data werden verzameld.
- |                     |     |                                       |
|---------------------|-----|---------------------------------------|
| WHO, 1993a          | TDI | 1,4.10 <sup>-2</sup> mg/kg.d          |
| WHO, 1987           | TCL | 5.10 <sup>-3</sup> g/m <sup>3</sup>   |
| EPA, 1995           | RfD | 1.10 <sup>-2</sup> mg/kg.d            |
| Vermeire e.a., 1991 | TDI | 1,6.10 <sup>-2</sup> mg/kg.d          |
|                     | TCL | 2,5.10 <sup>-3</sup> g/m <sup>3</sup> |
- (c) De gemiddelde achtergrondconcentratie in de lucht in Vlaanderen bedraagt 0,5 µg/m<sup>3</sup> (VMM, 1994). Aangezien de concentratie in de binnenlucht van woningen groter kan zijn dan de concentratie in buitenlucht, komt men tot een gemiddelde achtergrondblootstelling via inhalatie van 2,9.10<sup>-4</sup> mg/kg.d (CCRX, 1994). De achtergrondblootstelling via voeding bedraagt 1,4.10<sup>-3</sup> mg/kg.d (CCRX, 1994).

## 5.4 Tetrachloormethaan

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	154		
oplosbaarheid	mg/l	800	Verschuieren, 1983; Broholm en Feenstra, 1995, Tse e.a., 1992; Wright e.a. 1992	20 °C (a)
dampdruk	mol/m <sup>3</sup>	5,19		20 °C
Henry-constante	Pa	1,2.10 <sup>4</sup>	van den Berg, 1994	20 °C
	Pa.m <sup>3</sup> /mol	1,35.10 <sup>3</sup>	Gosset, 1987; Tse e.a., 1992	10 °C
log K <sub>ow</sub>	-	2,7	EPA, 1994a	(b)
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	164	EPA, 1994a; Kile e.a., 1995	(b)
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	-		
BCF <sub>st</sub>	- op ds	-		
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	8.10 <sup>-7</sup>	van den Berg, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
f <sub>acing</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	5.10 <sup>-3</sup>		stand.
DAR <sub>kind</sub>	1/h	1.10 <sup>-2</sup>		stand.
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	7,14.10 <sup>-4</sup>	WHO, 1993a	(c)
TDI <sub>inh</sub>	mg/kg.d	1,6.10 <sup>-3</sup>	Hassauer 1993	e.a., (c)
TCL	g/m <sup>3</sup>	1,4.10 <sup>-5</sup>	Hassauer 1993	e.a., (c)
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	2.10 <sup>-3</sup>	WHO, 1993a	
orale achtergrondblootstelling	mg/kg.d	7.10 <sup>-5</sup>	CCRX, 1994	
inhalatoire achtergrondblootstelling	mg/kg.d	2,3.10 <sup>-4</sup>	CCRX, 1994	
achtergrondconcentratie in lucht	g/m <sup>3</sup>	5,6.10 <sup>-7</sup> 2,7.10 <sup>-6</sup>	RIVM, 1994	II III, IV, V(d)

- (a) De oplosbaarheid is het gemiddelde van 4 gegevens.
- (b) De K<sub>ow</sub> is het geometrisch gemiddelde van 3 gegevens. De K<sub>oc</sub> is het geometrisch gemiddelde van 4 gegevens.
- (c) Volgens IARC is tetrachloormethaan een niet-genotoxisch 2B-carcinogeen. Volgens EPA is tetrachloormethaan een B2-carcinogeen. Volgende toxicologische informatie werd verzameld:
- |                     |                   |  |
|---------------------|-------------------|--|
| WHO, 1993a          | TDI               | 7,14.10 <sup>-4</sup> mg/kg.d  |
| EPA, 1995           | RfD               | 7,7.10 <sup>-5</sup> mg/kg.d bij 1/10 <sup>5</sup> extra kankerrisico        |
|                     | RfC               | 7.10 <sup>-7</sup> g/m <sup>3</sup> bij 1/10 <sup>5</sup> extra kankerrisico |
| Vermeire e.a., 1991 | TDI               | 4.10 <sup>-3</sup> mg/kg.d   |
|                     | TCL               | 6.10 <sup>-5</sup> g/m <sup>3</sup>  |
| Hassauer e.a., 1993 | TDI <sub>or</sub> | 7,7.10 <sup>-5</sup> mg/kg.d bij 1/10 <sup>5</sup> extra kankerrisico        |

$TDI_{or}$   $7 \cdot 10^{-4}$  mg/kg.d  
 $TCL$   $7 \cdot 10^{-7}$  g/m<sup>3</sup> bij  $1/10^5$  extra kankerrisico  
 $TCL$   $1,4 \cdot 10^{-5}$  g/m<sup>3</sup>  
 $TDI_{inh}$   $1,6 \cdot 10^{-3}$  mg/kg.d

De blootstelling aan tetrachloormethaan resulteert vooral uit inhalatie. De TDI voor inhalatie is minder streng dan deze voor orale blootstelling. Indien gebruik gemaakt wordt van de strengere orale TDI voor toetsing van de totale blootstelling komt men tot onrealistisch strenge normen. Daarom wordt bij de berekeningen de orale blootstelling getoetst aan de TDI voor orale inname, en de inhalatoire blootstelling getoetst aan de TDI voor inhalatoire inname. Pas daarna worden de resultaten gesommeerd.

- (d) De gemiddelde achtergrondconcentratie in de buitenlucht in Nederland bedraagt  $5,6 \cdot 10^{-7}$  g/m<sup>3</sup> in landelijke gebieden en  $2,7 \cdot 10^{-6}$  g/m<sup>3</sup> in stedelijke gebieden (RIVM, 1994). De waarden voor landelijke gebieden wordt gebruikt in type II, de waarde voor stedelijke gebieden wordt gebruikt in de andere types.

## 5.5 Trichloormethaan

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	119,4		
oplosbaarheid	mg/l	8000	Verschueren, 1983	20 °C
	mol/m <sup>3</sup>	67		
dampdruk	Pa	$2,14 \cdot 10^4$	Verschueren, 1983	20 °C
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	159	Gossett, 1987	10 °C
log $K_{ow}$	-	1,95	EPA, 1994a	(a)
$K_{oc}$	dm <sup>3</sup> /kg	46	EPA, 1994a	(a)
$BCF_{wo}$	- op ds	-		
$BCF_{st}$	- op ds	-		
$D_{pe}$	m <sup>2</sup> /d	$1 \cdot 10^{-6}$	van den Berg, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
$f_{acing}$	-	1		
$f_{acinh}$	-	1		
$DAR_{volw}$	1/h	$5 \cdot 10^{-3}$		stand.
$DAR_{kind}$	1/h	$1 \cdot 10^{-2}$		stand.
$TDI_{or}$	mg/kg.d	$6,7 \cdot 10^{-3}$	WHO, 1993a	$1/10^5$ (b)
TCL	g/m <sup>3</sup>	$4 \cdot 10^{-7}$	EPA, 1995	$1/10^5$ (b)
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	$2 \cdot 10^{-1}$	WHO, 1993a	$1/10^5$
orale achtergrondblootstelling	mg/kg.d	$8,5 \cdot 10^{-6}$	CCRX, 1994	
inhalatoire achtergrondblootstelling	mg/kg.d	$4,3 \cdot 10^{-5}$	CCRX, 1994	
achtergrondconcentratie in lucht	g/m <sup>3</sup>		RIVM, 1994	(c)

- (a) De  $K_{ow}$  is het geometrisch gemiddelde van 4 metingen. De  $K_{oc}$  is het geometrisch gemiddelde van 6 metingen.

- (b) Trichloormethaan is een 2B-carcinogeen volgens IARC (WHO, 1993a), en een B2-carcinogeen volgens EPA (EPA, 1995).
- (c) De gemiddelde achtergrondconcentratie in de buitenlucht bedraagt in Nederland in landelijke gebieden  $8 \cdot 10^{-8}$  g/m<sup>3</sup> en in stedelijke gebieden  $2,2 \cdot 10^{-7}$  g/m<sup>3</sup> (RIVM, 1994). De waarde voor landelijke gebieden wordt gebruikt in type II, de waarde voor stedelijke gebieden wordt gebruikt bij de andere types.

## 5.6 Trichlooretheen

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	131,5		
oplosbaarheid	mg/l	1400	Tse e.a., 1992; Wright e.a., 1992	20 °C
	mol/m <sup>3</sup>	10,7		
dampdruk	Pa	8000	Verschueren, 1983	20 °C
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	$4,19 \cdot 10^2$	Gosset, 1987; Tse e.a., 1992; Wright e.a., 1992	10 °C
log K <sub>ow</sub>	-	2,4	EPA, 1994a	(a)
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	87	EPA, 1994a	(a)
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	-		
BCF <sub>st</sub>	- op ds	-		
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	$1,6 \cdot 10^{-6}$	van den Berg, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
f <sub>acing</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	$5 \cdot 10^{-3}$		stand.
DAR <sub>kind</sub>	1/h	$1 \cdot 10^{-2}$		stand.
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	$2,38 \cdot 10^{-2}$	WHO, 1993a	(b)
TCL	g/m <sup>3</sup>	$1 \cdot 10^{-3}$	WHO, 1987	(b)
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	$7 \cdot 10^{-2}$	WHO, 1993a	
orale achtergrondblootstelling	mg/kg.d	$5,7 \cdot 10^{-5}$	Vermeire e.a., 1991	
inhalatoire achtergrondblootstelling	mg/kg.d	$4,5 \cdot 10^{-4}$	RIVM, 1994	(c)
achtergrondconcentratie in lucht	g/m <sup>3</sup>	$7,5 \cdot 10^{-7}$	type II	(c)
		$1,5 \cdot 10^{-6}$	type III, IV, V	(c)

- (a) De K<sub>ow</sub> is het geometrisch gemiddelde van 6 metingen. De K<sub>oc</sub> is het geometrisch gemiddelde van 23 metingen.
- (b) Trichlooretheen is een 3-carcinogeen volgens IARC (WHO, 1993a). Volgende toxicologische gegevens werden verzameld:
- |                     |     |                                      |
|---------------------|-----|--------------------------------------|
| WHO, 1993a          | TDI | $2,38 \cdot 10^{-2}$ mg/kg.d         |
| WHO, 1987           | TCL | $1 \cdot 10^{-3}$ g/m <sup>3</sup>   |
| Vermeire e.a., 1991 | TDI | $5,4 \cdot 10^{-1}$ mg/kg.d          |
|                     | TCL | $1,9 \cdot 10^{-3}$ g/m <sup>3</sup> |
- (c) De concentratie aan trichlooretheen bedraagt  $2,7 \cdot 10^{-6}$  g/m<sup>3</sup> in stedelijk gebied en  $1 \cdot 10^{-6}$  g/m<sup>3</sup> in industrieel gebied (VMM, 1994). In Nederland

bedraagt de concentratie in de buitenlucht  $0,75 \cdot 10^{-6}$  g/m<sup>3</sup> in landelijk gebied en  $1,49 \cdot 10^{-6}$  g/m<sup>3</sup> in stedelijk gebied (RIVM, 1994). Omdat de laatste gegevens op meer metingen gebaseerd zijn, werden deze voor Vlaanderen overgenomen. De inhalatoire achtergrondblootstelling werd berekend uitgaande van  $1,49 \cdot 10^{-6}$  g/m<sup>3</sup>.

## 5.7 Vinylchloride<sup>(c)</sup>

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	62,5		
oplosbaarheid	mg/l	1100	Verschuieren, 1983	25 °C
	mol/m <sup>3</sup>	17,6		
dampdruk	Pa	$3,546 \cdot 10^5$	Verschuieren, 1983	25 °C
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	$1,48 \cdot 10^3$	Gosset, 1987	10 °C
log K <sub>ow</sub>	-	1,3	EPA, 1994a	(a)
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	-		
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	-		
BCF <sub>st</sub>	- op ds	-		
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	$1 \cdot 10^{-6}$	van den Berg, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
f <sub>acing</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	$5 \cdot 10^{-3}$		stand.
DAR <sub>kind</sub>	1/h	$1 \cdot 10^{-2}$		stand.
TDI <sub>or</sub> (carc. 1/10 <sup>5</sup> )	mg/kg.d	$1,5 \cdot 10^{-4}$	WHO, 1993a	(b)
TDI <sub>inh</sub> (carc. 1/10 <sup>5</sup> )	mg/kg.d	$2,8 \cdot 10^{-3}$	WHO, 1987	(b)
TCL (carc. 1/10 <sup>5</sup> )	g/m <sup>3</sup>	$1 \cdot 10^{-5}$	WHO, 1987	(b)
limiet drinkwater (carc. 1/10 <sup>5</sup> )	g/m <sup>3</sup>	$5 \cdot 10^{-3}$	WHO, 1993a	(b)
orale achtergrondblootstelling	mg/kg.d	0		(c)
inhalatoire achtergrondblootstelling	mg/kg.d	$6 \cdot 10^{-5}$	CCRX, 1994; Vermeire e.a., 1991	(c)
achtergrondconcentratie in lucht	g/m <sup>3</sup>	$2 \cdot 10^{-7}$	CCRX, 1994; Vermeire e.a., 1991	

- (a) De K<sub>ow</sub> is het geometrisch gemiddelde van 2 metingen.  
 (b) Vinylchloride wordt door IARC als een 1-carcinogeen geclassificeerd. Volgende toxicologische gegevens werden verzameld:
- |                     |     |   |
|---------------------|-----|---|
| WHO, 1993a          | TDI | $1,5 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.d bij 1/10 <sup>5</sup> extra kankerrisico          |
| WHO, 1987           | TCL | $1,0 \cdot 10^{-4}$ g/m <sup>3</sup> bij 1/10 <sup>5</sup> extra kankerrisico |
| Vermeire e.a., 1991 | TDI | $3,5 \cdot 10^{-3}$ bij 1/10 <sup>4</sup> extra kankerrisico                  |
|                     | TCL | $1,0 \cdot 10^{-4}$ g/m <sup>3</sup> bij 1/10 <sup>4</sup> extra kankerrisico |

WHO stelt een extra kankerrisico voor leverangiosarcoma van 1/10<sup>5</sup> bij  $3 \cdot 10^{-4}$  mg/kg.d en evenveel kans op angiosarcoma op andere plaatsen in het lichaam, zodat de grenswaarde door 2 gedeeld wordt.

De blootstelling aan vinylchloride resulteert vooral uit inhalatie. De TDI voor inhalatie is minder streng dan deze voor orale blootstelling. Indien gebruik

gemaakt wordt van de strengere orale TDI komt men tot onrealistisch lage normen. Daarom wordt de orale inname getoetst aan de TDI voor orale inname en de inhalatoire inname aan de TDI voor inhalatie.

- (c) De achtergrondblootstelling via voedsel bedraagt minder dan  $0,1 \cdot 10^{-6}$  g/d (CCRX, 1994). De achtergrondblootstelling via lucht wordt in Nederland geraamd op  $6 \cdot 10^{-5}$  mg/kg.d (CCRX, 1994; Vermeire e.a., 1991). Dit komt overeen met een achtergrond-concentratie in lucht van  $2 \cdot 10^{-7}$  g/m<sup>3</sup>.

## 6 Gechloreerde organische stoffen – Aanvulling

Voor details wordt verwezen naar 'Finale voorstel tot normering van bodemverontreiniging door gechloreerde solventen', VITO-rapport 1998/DIA/R/105 van augustus 1998 door J. Nouwen, C. Cornelis, een studie uitgevoerd in opdracht van de OVAM.

### 6.1 Gegevens voor de gechloreerde organische stoffen

De gegevens voor normering werden ingevoerd gebaseerd op een organische stof (1,2-dichloorethaan). Vlier-Humaan 2.0 bevat ook deze gegevens.

#### 6.1.1 1,1,1-trichloorethaan

Parameter	eenheid	waarde	bron	opm.
Molmassa	g/mol	133,41	Verschueren 1996	
Oplosbaarheid	g/m <sup>3</sup>	1023 (20°C)		(1)
Dampdruk	Pa	14346 (20°C)		(2)
Henry-coëfficiënt	Pa m <sup>3</sup> /mol	726 (10°C)		(3)
Kow	g/g	10 <sup>2,45</sup>		(4)
Koc	dm <sup>3</sup> /kg	10 <sup>2,01</sup>		(5)
Kd	kg/dm <sup>3</sup>			(6)
BCFwo	droge stof	-		
BCFst	droge stof	-		
Dpe	m <sup>2</sup> /d	2.10 <sup>-6</sup>	Kreule et al. 1995	
Dpvc	m <sup>2</sup> /d	2.10 <sup>-9</sup>		
Diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
Diffusiecoëfficiënt water	m <sup>2</sup> /h	-		
Facing	-	1,0		
Facinh	-	1,0		
DARvolw	1/h	5.10 <sup>-3</sup>		(7)
DARkind	1/h	1.10 <sup>-2</sup>		(7)
TDloraal	mg/kg d	0,580	WHO 1996	(8)
TDlinhalatoir	mg/kg d	0,233	Hassauer et al. 1993	(9)
TCL	g/m <sup>3</sup>	8,2.10 <sup>-4</sup>		(10)
Limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	2	WHO 1996	(11)
Limiet plant toxisch	mg/kg vs	-		
Gewasnorm	mg/kg vs	-		
Vleesnorm	mg/kg vs	-		
Achtergrond lucht	g/m <sup>3</sup>	0,3. 10 <sup>-6</sup> type II, III, IV 0,8.10 <sup>-6</sup> type V	VMM 1995-1996	

Achtergrond voeding	mg/kg d	$0,07 \cdot 10^{-3}$	PCJM Jansen et al. 1995
Achtergrond inhalatoir Carcinogeniciteit	mg/kg d	$1,43 \cdot 10^{-4}$ type V Klasse 3	IARC (12)

- (1) De oplosbaarheid is het gemiddelde van 6 gegevens.
- (2) Voor de dampdruk werd gebruik gemaakt van het gemiddelde van 6 metingen, gezien de talrijke data bij 20 °C.
- (3) De Henry-coëfficiënt werd berekend door regressie op basis van 23 metingen.
- (4) Kow is het geometrisch gemiddelde van 12 gegevens.
- (5) Koc is het geometrisch gemiddelde van 8 gegevens.
- (6) Kd-gegevens waren beschikbaar maar werden niet gebruikt. Kd werd berekend op basis van Koc.
- (7) Standaard aanname
- (8) De TDloraal is slechts provisioneel.
- (9) De TDlinhalatoir met referentie WHO (1987) werd buiten beschouwing gelaten aangezien de originele referentie niet kon geverifieerd worden.
- (10) Berekend uit TDlinhalatoir(Hassauer et al. 1993).
- (11) Provisionele waarde
- (12) Berekening uitgevoerd als niet carcinogeen.



## 6.1.2 1,1,2-trichloorethaan

parameter	eenheid	waarde	bron	opm.
Molmassa	g/mol	133,41	Verschuieren 1996	
Oplosbaarheid	g/m <sup>3</sup>	4440 (20°C)		(1)
Dampdruk	Pa	2533 (20°C)		(2)
Henry-coëfficiënt	Pa m <sup>3</sup> /mol	80 (20°C)		(3)
Kow	g/g	10 <sup>2,10</sup>		(4)
Koc	dm <sup>3</sup> /kg	10 <sup>1,80</sup>		(5)
Kd	kg/dm <sup>3</sup>	Niet gebruikt		(6)
BCFwo	droge stof	-		
BCFst	droge stof	-		
Dpe	m <sup>2</sup> /d	2. 10 <sup>-6</sup>		(7)
Dpvc	m <sup>2</sup> /d	2.10 <sup>-9</sup>		
Diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
Diffusiecoëfficiënt water	m <sup>2</sup> /h	-		
Facing	-	1,0		
Facinh	-	1,0		
DARvolw	1/h	5.10 <sup>-3</sup>		(8)
DARkind	1/h	1.10 <sup>-2</sup>		(8)
TDloraal	mg/kg d	4.10 <sup>-3</sup>	IRIS 1998	
TDlinhalatoir	mg/kg d	11.10 <sup>-3</sup>	Hassauer 1993	
TCL	g/m <sup>3</sup>	39.10 <sup>-6</sup>		(9)
Limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	0,012		(10)
Limiet plant toxisch	mg/kg vs	-		
Gewasnorm	mg/kg vs	-		
Vleesnorm	mg/kg vs	-		
Achtergrond lucht	g/m <sup>3</sup>	4,9.10 <sup>-7</sup>	E.J. Van de Plassche et al. 1993	
Achtergrond voeding	mg/kg d	0		
Achtergrond inhalatoir	mg/kg d	3,1. 10 <sup>-5</sup> type V		
Carcinogeniciteit		Klasse 3	IARC	(11)

- (1) De oplosbaarheid is het gemiddelde van 4 gegevens.
- (2) Voor de dampdruk werd gebruik gemaakt van het gemiddelde van 2 metingen en niet van de regressieresultaten gelet op de beperkte data.
- (3) De Henry-coëfficiënt werd berekend op basis van het gemiddelde van 4 metingen en niet op basis van de regressieresultaten gelet op de beperkte data. De Henry-coëfficiënt dient aan de hand van de formules van VLIER-HUMAAN omgerekend worden naar deze bij 10°C, gezien geen gegevens bij 10°C beschikbaar waren.
- (4) Kow is het geometrisch gemiddelde van 6 gegevens.
- (5) Koc is het geometrisch gemiddelde van 12 gegevens.
- (6) Kd-gegevens waren beschikbaar maar werden niet gebruikt. Kd werd berekend op basis van Koc.
- (7) Idem als 1,1,1-trichloorethaan, gezien de structuurgelijkenis.
- (8) Standaard aanname
- (9) Berekend uit TDlinhalatoir (Hassauer et al. 1993).
- (10) Berekend uit TDloraal (IRIS).
- (11) Berekening uitgevoerd als niet carcinogeen.

### 6.1.3 1,1-dichloorethaan

parameter	eenheid	waarde	bron	opm.
Molmassa	g/mol	98,96	Verschuieren 1996	
Oplosbaarheid	g/m <sup>3</sup>	5400 (20°C)		(1)
Dampdruk	Pa	25771 (20°C)		(2)
Henry-coëfficiënt	Pa m <sup>3</sup> /mol	249 (10°C)		(3)
Kow	g/g	10 <sup>1,79</sup>		(4)
Koc	dm <sup>3</sup> /kg	10 <sup>1,55</sup>		(5)
Kd	kg/dm <sup>3</sup>	Niet gebruikt		(6)
BCFwo	droge stof	-		
BCFst	droge stof	-		
Dpe	m <sup>2</sup> /d	3. 10 <sup>-7</sup>	Kreule et al. 1995	
Dpvc	m <sup>2</sup> /d	3.10 <sup>-10</sup>	Kreule et al. 1995	
Diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
Diffusiecoëfficiënt water	m <sup>2</sup> /h	-		
Facing	-	1,0		
Facinh	-	1,0		
DARvolw	1/h	5.10 <sup>-3</sup>		(7)
DARkind	1/h	1.10 <sup>-2</sup>		(7)
TDloraal	mg/kg d	0,08	Kreule et al. 1995	(8)
TDlinhalatoir	mg/kg d	0,11		(9)
TCL	g/m <sup>3</sup>	0,370.10 <sup>-3</sup> (TCA)	PCJM Jansen et al. 1995	
Limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	0,24		(10)
Limiet plant toxisch	mg/kg vs	-		
Gewasnorm	mg/kg vs	-		
Vleesnorm	mg/kg vs	-		
Achtergrond lucht	mg/kg d	0,0		
Achtergrond voeding	mg/kg d	5. 10 <sup>-5</sup>		
Achtergrond inhalatoir Carcinogeniciteit	mg/kg d	0,0 Klasse 3	IARC	(11)

- (1) De oplosbaarheid is het gemiddelde van 5 gegevens.
- (2) De dampdruk werd berekend door regressie van 13 data.
- (3) De Henry-coëfficiënt werd berekend op basis van regressie van 15 data.
- (4) Kow is het geometrisch gemiddelde van 7 gegevens.
- (5) Koc is het geometrisch gemiddelde van 6 gegevens.
- (6) Kd-gegevens waren beschikbaar maar werden niet gebruikt. Kd werd berekend op basis van Koc.
- (7) Standaard aanname
- (8) De gerapporteerde waarde is provisioneel. Gezien de originele referentie niet gecontroleerd kon worden, werd de TDloraal met referentie WHO 1987 niet beschouwd.
- (9) Berekend uit TCL(RIVM). Gezien de originele referentie niet gecontroleerd kon worden, werd de TDlinhalatoir met referentie WHO 1987 niet beschouwd.
- (10) Berekend uit TDloraal (RIVM).

(11) Berekening uitgevoerd als niet carcinogeen.

#### 6.1.4 cis-1,2-dichlooretheen

parameter	eenheid	waarde	bron	opm.
Molmassa	g/mol	96,95	Verschueren 1996	
Oplosbaarheid	g/m <sup>3</sup>	800 (20°C)		(1)
Dampdruk	Pa	20990 (20°C)		(2)
Henry-coëfficiënt	Pa m <sup>3</sup> /mol	226 (10°C)		(3)
Kow	g/g	10 <sup>1,14</sup>		(4)
Koc	dm <sup>3</sup> /kg	10 <sup>1,67</sup>		(4)
Kd	kg/dm <sup>3</sup>			(5)
BCFwo	droge stof	-		
BCFst	droge stof	-		
Dpe	m <sup>2</sup> /d	4. 10 <sup>-8</sup>	Kreule et al. 1995	
Dpvc	m <sup>2</sup> /d	4.10 <sup>-11</sup>		
Diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
Diffusiecoëfficiënt water	m <sup>2</sup> /h	-		
Facing	-	1,0		
Facinh	-	1,0		
DARvolw	1/h	5.10 <sup>-3</sup>		(6)
DARkind	1/h	1.10 <sup>-2</sup>		(6)
TDloraal	mg/kg d	0,017	WHO 1996*	
TDlinhalatoir	mg/kg d	8,6.10 <sup>-3</sup>		(7)
TCL	g/m <sup>3</sup>	3.10 <sup>-5</sup>	Kreule et al. 1995	(8)
Limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	50.10 <sup>-3</sup>	WHO 1996*	
Limiet plant toxisch	mg/kg vs	-		
Gewasnorm	mg/kg vs	-		
Vleesnorm	mg/kg vs	-		
Achtergrond lucht	g/m <sup>3</sup>	0,04.10 <sup>-6</sup> type II,III,IV 0,3.10 <sup>-6</sup> type V	WHO 1996	
Achtergrond voeding	mg/kg d	0,15.10 <sup>-3</sup>	Kreule et al. 1995**	
Achtergrond inhalatoir	mg/kg d	1,8. 10 <sup>-5</sup> type V		
Carcinogeniciteit		Niet geëvalueerd D	IARC IRIS	(9)

\* voor cis- en trans-isomeer

\*\* niet gespecificeerd voor de afzonderlijke isomeren

- (1) De oplosbaarheid is het gemiddelde van 2 gegevens.
- (2) De dampdruk werd berekend door regressie van 9 data.
- (3) De Henry-coëfficiënt werd berekend op basis van de regressie van 8 data.
- (4) Kow en Koc zijn het geometrisch gemiddelde van 4 gegevens.
- (5) Kd-gegevens waren beschikbaar maar werden niet gebruikt. Kd werd berekend op basis van Koc.
- (6) Standaard aanname
- (7) Berekend uit TCL(RIVM).
- (8) Provisionele waarde
- (9) Berekening uitgevoerd als niet carcinogeen.

## 6.1.5 trans-1,2-dichlooretheen

parameter	eenheid	waarde	bron	opm.
Molmassa	g/mol	96,95	Verschueren 1996	
Oplosbaarheid	g/m <sup>3</sup>	600 (20°C)		(1)
Dampdruk	Pa	34438 (20°C)		(2)
Henry-coëfficiënt	Pa m <sup>3</sup> /mol	449 (10°C)		(3)
Kow	g/g	10 <sup>1,41</sup>		(4)
Koc	dm <sup>3</sup> /kg	10 <sup>1,68</sup>		(5)
Kd	kg/dm <sup>3</sup>			(6)
BCFwo	droge stof	-		
BCFst	droge stof	-		
Dpe	m <sup>2</sup> /d	4 · 10 <sup>-8</sup>	Kreule et al. 1995	
Dpvc	m <sup>2</sup> /d	4 · 10 <sup>-11</sup>		
Diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
Diffusiecoëfficiënt water	m <sup>2</sup> /h	-		
Facing	-	1,0		
Facinh	-	1,0		
DARvolw	1/h	5 · 10 <sup>-3</sup>		(7)
DARkind	1/h	1 · 10 <sup>-2</sup>		(7)
TDloraal	mg/kg d	0,017	WHO 1996*	
TDlinhalatoir	mg/kg d	2,3 · 10 <sup>-2</sup>		(8)
TCL	g/m <sup>3</sup>	8 · 10 <sup>-5</sup>	Kreule et al. 1995	(9)
Limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	50 · 10 <sup>-3</sup>	WHO 1996*	
Limiet plant toxisch	mg/kg vs	-		
Gewasnorm	mg/kg vs	-		
Vleesnorm	mg/kg vs	-		
Achtergrond lucht	g/m <sup>3</sup>	10,3 · 10 <sup>-6</sup>	WHO 1996*	
Achtergrond voeding	mg/kg d	0,15 · 10 <sup>-3</sup>	Kreule et al. 1995**	
Achtergrond inhalatoir	mg/kg d	6,38 · 10 <sup>-4</sup> type V		
Carcinogeniciteit		Niet geëvalueerd D	IARC, IRIS US-EPA drinkwaterrichtlijnen	(10)

\* voor cis- en trans-isomeer

\*\* niet gespecificeerd voor de afzonderlijke isomeren

- (1) De oplosbaarheid is het gemiddelde van 2 gegevens.
- (2) De dampdruk werd berekend door regressie van 9 data.
- (3) De Henry-coëfficiënt werd berekend op basis van de regressie van 11 data.
- (4) Kow is het geometrisch gemiddelde van 3 gegevens.
- (5) Koc is het geometrisch gemiddelde van 5 gegevens.
- (6) Kd-gegevens waren beschikbaar maar werden niet gebruikt. Kd werd berekend op basis van Koc.
- (7) Standaard aanname
- (8) Berekend uit TCL(RIVM).
- (9) Provisionele waarde
- (10) Berekening uitgevoerd als niet carcinogeen.

## **6.2 Gedrag in bodem en grondwater**

### **6.2.1 1,1,1-trichloorethaan**

Geoaccumulatie wordt niet verwacht op basis van de fysico-chemische eigenschappen en bodemsorptiestudies. De coëfficiënt Koc wijst op een lage bodemsorptie. Aldus mag een hoge mobiliteit in de bodem verwacht worden en bijgevolg uitloging naar het grondwater.

De halfwaardetijd in een niet-verontreinigde anaërobe aquifer varieert met de organische koolstofinhoud van 9 dagen (1 % organische stof) tot 16 jaar (0,001 %). Biodegradatie halfwaardetijden in bodem variëren van 6 tot meer dan 485 dagen, afhankelijk van de omstandigheden.

### **6.2.2 1,1,2-trichloorethaan**

Als 1,1,2-trichloorethaan vrijgesteld wordt in de bodem wordt het uitgelooft naar het grondwater (lage Koc). Vanuit het grondwater vervluchtigt het in de atmosfeer. In het grondwater treedt anaërobe biodegradatie op. Informatie over de reactiesnelheden ontbreekt of is niet altijd even éénvoudig. Het mechanisme van de biodegradatie is reductieve dehalogenering. De beperkte data die beschikbaar zijn suggereren zeer langzame biodegradatie. De halfwaardetijd voor afbraak van 1,1,2-trichloorethaan in een niet-verontreinigde anaërobe aquifer varieert met de organische koolstofinhoud van 6 dagen (1 % organische stof) tot 16 jaar (0,001 %). Sommige studies spreken zelfs over jaren wanneer het degradatie in bodem en grondwater betreft. In de bodem kan afhankelijk van de omstandigheden (o. a. geschikt inoculum) biodegradatie optreden.

### **6.2.3 1,1-dichloorethaan**

De fysico-chemische eigenschappen geven aan dat de stof vlot uitlooft naar het grondwater. De stof is relatief goed wateroplosbaar, adsorbeert slecht aan de bodem (lage Koc). De halfwaardetijd van 1,1-dichloorethaan voor bodemverdamping wordt verondersteld langer te zijn dan de halfwaardetijd voor verdamping uit water. Het verlies van 1,1-dichloorethaan uit de bodem door biodegradatie wordt verondersteld verwaarloosbaar te zijn. Vervluchtiging uit de bodem draagt in belangrijke mate bij tot de verwijdering van 1,1-dichloorethaan uit de bodem (ATSDR 1997).

### **6.2.4 cis- en trans-1,2-dichlooretheen**

Op basis van de Koc-waarde is absorptie aan bodem, sediment en gesuspendeerde deeltjes weinig waarschijnlijk. Aldus moet rekening gehouden worden met uitloging naar het grondwater. In de bodem treedt anaërobe biodegradatie op. De halfwaardetijd wordt geschat op 6 maanden.

## 6.3 Referenties

M. Hassauer, F. Kalberlah, J. Oltmanns, K. Schneider, "Basisdaten Toxikologie für Umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten", Eds. Erich Schmidt Verlag Berlin, ISBN 3-503-03467-6 (1993).

International Agency for Research on Cancer, "International Agency for Research on Cancer IARC (online database)" (1998).

IRIS, "Integrated Risk Information System (IRIS) (online database)", U.S. Environmental Protection Agency, Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office, Cincinnati, OH (1998). (Op internet <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>)

P.J.C.M. Janssen, M.E. van Apeldoorn, J.E.M. van Koten-Vermeulen & W.C. Mennes, "Human-Toxicological Criteria for Serious Soil Contamination: Compounds evaluated in 1993 & 1994", RIVM report 715810009 (1995).

P. Kreule, R. van den Berg, M.F.W. Waitz, F.A. Swartjes, "Calculation of human-toxicological serious soil contamination concentrations and proposals for intervention values for clean-up of soil and groundwater: Third series of compounds", RIVM report 715810010 (1995).

J. Nouwen, C. Cornelis, "Finale voorstel tot normering van bodemverontreiniging door gechloreerde solventen", VITO-rapport 1998/DIA/R/105, een studie uitgevoerd in opdracht van de OVAM (1998).

E.J. van de Plassche, G.J.M. Bockting, "Towards integrated environmental quality objectives for several volatile compounds", RIVM report 679101011 (1993).

Karel Verschueren "Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals", Van Nostrand Reinhold, New York, Third Edition, ISBN 0-442-01916-5 (1996).

Vlaamse Milieumaatschappij, "Luchtkwaliteit 1995-1996", Jaarverslag Immissiemeetnet 1995-1996.

World Health Organization, Regional Office for Europe, "Air quality guidelines for Europe", WHO Regional Publications, European Series 23, Copenhagen, ISBN 92-890-1114-9 (1987).

World Health Organization, "Guidelines for drinking-water quality, Health criteria and other supporting information", Volume 2, Geneva, Second Edition 92-4-154480-5 (1996).

# 7 Chloorbenzenen

## 7.1 Monochloorbenzeen

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$1,126 \cdot 10^2$		
oplosbaarheid	mg/l	$5,0 \cdot 10^2$	Verschuieren, 1983	20 °C
	mol/m <sup>3</sup>	4,44		
dampdruk	Pa	$1,173 \cdot 10^3$	Verschuieren, 1983	20 °C
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	-		
log K <sub>ow</sub>	-	2,83	EPA, 1994a	(a)
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	$1,73 \cdot 10^2$	EPA, 1994a	(a)
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	-		
BCF <sub>st</sub>	- op ds	-		
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	$3,5 \cdot 10^{-6}$	van den Berg, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
f <sub>acing</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	$5,0 \cdot 10^{-3}$		stand.
DAR <sub>kind</sub>	1/h	$1,0 \cdot 10^{-2}$		stand.
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	$8,57 \cdot 10^{-2}$	WHO, 1993a	(b)
TCL	g/m <sup>3</sup>	$1,3 \cdot 10^{-4}$	Hassauer e.a., 1993	(b)
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	$3,0 \cdot 10^{-1}$	WHO, 1993a	
achtergrond oraal	mg/kg.d	0		(c)
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	0		(c)
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	0		(c)

- (a) De K<sub>ow</sub> is het geometrisch gemiddelde van 8 metingen. De K<sub>oc</sub> is het geometrisch gemiddelde van 7 metingen.
- (b) Volgende toxicologische gegevens werden verzameld:  
 WHO, 1993a TDI  $8,57 \cdot 10^{-2}$  mg/kg.d  
 Vermeire e.a., 1991 TDI  $3 \cdot 10^{-1}$  mg/kg.d  
 Hassauer e.a., 1993 TCL  $1,3 \cdot 10^{-4}$  g/m<sup>3</sup>
- (c) De blootstelling via lucht zou verwaarloosbaar zijn. De blootstelling via voeding is onbekend.

## 7.2 1,2-dichloorbenzeen

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$1,47 \cdot 10^2$		
oplosbaarheid	mg/l	$1,4 \cdot 10^2$	Verschuieren 1983; Kühne e.a., 1995	20 °C
dampdruk	mol/m <sup>3</sup>	$9,5 \cdot 10^{-1}$		
Henry-constante	Pa	$2,0 \cdot 10^2$	Verschuieren, 1983	20 °C
log K <sub>ow</sub>	Pa.m <sup>3</sup> /mol	-		
	-	3,1	Verschuieren, 1983; Kile e.a., 1995	
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	-		
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	-		
BCF <sub>st</sub>	- op ds	-		
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	$2,0 \cdot 10^{-6}$	van den Berg, 1994	1,4-dcb
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
f <sub>acing</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	$5,0 \cdot 10^{-3}$		stand.
DAR <sub>kind</sub>	1/h	$1,0 \cdot 10^{-2}$		stand.
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	$4,29 \cdot 10^{-1}$	WHO, 1993a	(a)
TCL	g/m <sup>3</sup>	$2,6 \cdot 10^{-4}$	Hassauer e.a., 1993	(a)
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	1,0	WHO, 1993a	
achtergrond oraal	mg/kg.d	0	0	(b)
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	0	0	(b)
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	0	0	(b)

- (a) Bij de beoordeling van bodemverontreiniging door dichloorbenzenen, moet de risico-evaluatie van 1,2-dichloorbenzeen en 1,3-dichloorbenzeen samen gebeuren. De verhouding van de blootstelling tot de TDI voor elk van beide stoffen moet gesommeerd worden, om het risico in te schatten. 1,4-Dichloorbenzeen heeft een ander toxicologisch eindpunt en wordt daarom niet in de voorwaarde opgenomen.
- (b) Er zijn geen gegevens over de achtergrondblootstelling aan 1,2-dichloorbenzeen.



## 7.3 1,3-Dichloorbenzeen

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$1,47 \cdot 10^2$		
oplosbaarheid	mg/l	$1,3 \cdot 10^2$	Verschuieren, 1983; Kühne e.a., 1995	25 °C
dampdruk	mol/m <sup>3</sup>	$8,8 \cdot 10^{-1}$		
Henry-constante	Pa	$2,0 \cdot 10^2$	Verschuieren, 1983	25 °C, 1,2
log K <sub>ow</sub>	Pa.m <sup>3</sup> /mol	-		
K <sub>oc</sub>	-	3,38	Verschuieren, 1983	
	dm <sup>3</sup> /kg	-		
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	-		
BCF <sub>st</sub>	- op ds	-		
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	$2,0 \cdot 10^{-6}$	van den Berg, 1994	1,4-dcb
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
f <sub>acinq</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	$5,0 \cdot 10^{-3}$		stand.
DAR <sub>kind</sub>	1/h	$1,0 \cdot 10^{-2}$		stand.
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	$4,29 \cdot 10^{-1}$	WHO, 1993a	(a)1,2-dcb
TCL	g/m <sup>3</sup>	$2,6 \cdot 10^{-4}$	Hassauer e.a., 1993	(a)
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	1	WHO, 1993a	(a)1,2-dcb
achtergrond oraal	mg/kg.d	0		(b)
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	0		(b)
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	0		(b)

- (a) Bij de beoordeling van bodemverontreiniging door dichloorbenzenen, moet de risico-evaluatie van 1,2-dichloorbenzeen en 1,3-dichloorbenzeen samen gebeuren. De verhouding van de blootstelling tot de TDI voor elk van beide stoffen moet gesommeerd worden, om het risico in te schatten. 1,4-Dichloorbenzeen heeft een ander toxicologisch eindpunt en wordt daarom niet in de voorwaarde opgenomen.
- (b) Er zijn geen gegevens over de achtergrondblootstelling aan 1,3-dichloorbenzeen.

## 7.4 1,4-Dichloorbenzeen

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$1,47 \cdot 10^2$		
oplosbaarheid	mg/l	$4,9 \cdot 10^1$	Verschuieren, 1983	22 °C
	mol/m <sup>3</sup>	$3,3 \cdot 10^{-1}$		
dampdruk	Pa	$8,0 \cdot 10^1$	Verschuieren, 1983	20 °C
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	-		
log K <sub>ow</sub>	-	3,46	Verschuieren, 1983; Mackay, 1981	
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	$4,89 \cdot 10^2$	EPA, 1994a; Kile e.a., 1995	(a)
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	-		
BCF <sub>st</sub>	- op ds	-		
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	$2,0 \cdot 10^{-6}$	van den Berg, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
f <sub>acing</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	$5,0 \cdot 10^{-3}$		stand.
DAR <sub>kind</sub>	1/h	$1,0 \cdot 10^{-2}$		stand.
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	$1,07 \cdot 10^{-1}$	WHO, 1993a	(b)
TCL	g/m <sup>3</sup>	$8,0 \cdot 10^{-4}$	EPA, 1995	
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	$3,0 \cdot 10^{-1}$	WHO, 1993a	
achtergrond oraal	mg/kg.d	0		(c)
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	0		(c)
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	0		(c)

- (a) De K<sub>oc</sub> is het geometrisch gemiddelde van 13 metingen. De K<sub>ow</sub> is het geometrisch gemiddelde van twee metingen.
- (b) 1,4-Dichloorbenzeen wordt door IARC als een niet-genotoxisch 2B-carcinogeen geïnclassificeerd.
- (c) Er zijn geen gegevens over de achtergrondblootstelling aan 1,4-dichloorbenzeen.

## 7.5 Trichloorbenzeen

De gegevens van 1,2,4-trichloorbenzeen worden gebruikt voor alle trichloorbenzenen.

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$1,815 \cdot 10^2$		
oplosbaarheid	mg/l	$1,9 \cdot 10^1$	Verschuieren, 1983	22°C
	mol/m <sup>3</sup>	$1,05 \cdot 10^{-1}$		
dampdruk	Pa	$1,87 \cdot 10^1$	van den Berg, 1994	20 °C
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	-		
log K <sub>ow</sub>	-	4,03	EPA, 1994a	(a)
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	$1,561 \cdot 10^3$	EPA, 1994a	(a)
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	-		
BCF <sub>st</sub>	- op ds	-		
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	$1,0 \cdot 10^{-6}$	van den Berg, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
f <sub>acing</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	$5,0 \cdot 10^{-3}$		stand.
DAR <sub>kind</sub>	1/h	$1,0 \cdot 10^{-2}$		stand.
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	$7,7 \cdot 10^{-3}$	WHO, 1993a	(b)
TCL	g/m <sup>3</sup>	$9,0 \cdot 10^{-6}$	Hassauer e.a., 1993	(b)
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	$2,0 \cdot 10^{-2}$	WHO, 1993a	
achtergrond oraal	mg/kg.d	0		(c)
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	0		(c)
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	0		(c)

- (a) De K<sub>ow</sub> is het geometrisch gemiddelde van 9 metingen. De K<sub>oc</sub> is het geometrisch gemiddelde van 10 metingen.
- (b) Volgende toxicologische gegevens werden verzameld:
- |                     |     |                                    |
|---------------------|-----|------------------------------------|
| WHO, 1993a          | TDI | $7,7 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d        |
| Vermeire e.a., 1991 | TDI | $5 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.d          |
| EPA, 1995           | RfD | $1 \cdot 10^{-2}$ mg/kg.d          |
| Hassauer e.a., 1993 | TDI | $8 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d          |
|                     | TCL | $9 \cdot 10^{-6}$ g/m <sup>3</sup> |
- De toxicologische toetsing wordt uitgevoerd voor de som van de isomeren. De drie isomeren hebben een gelijkaardige werking.
- (c) De blootstelling via lucht is verwaarloosbaar. De blootstelling via voeding is niet goed gekend.

## 7.6 Tetrachloorbenzeen

De parameters van 1,2,3,4-tetrachloorbenzeen worden overgenomen voor alle tetrachloorbenzenen. De toxicologische gegevens van 1,2,4,5-tetrachloorbenzeen worden overgenomen voor alle tetrachloorbenzenen.

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$2,159 \cdot 10^2$		
oplosbaarheid	mg/l	3,5	Verschuieren, 1983	22 °C
	mol/m <sup>3</sup>	$1,62 \cdot 10^{-2}$		
dampdruk	Pa	$5,34 \cdot 10^{-1}$	van den Berg, 1994	20 °C
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	-		
log K <sub>ow</sub>	-	4,6	Chiou, 1985	
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	-		
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	-		
BCF <sub>st</sub>	- op ds	-		
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	$1,0 \cdot 10^{-6}$	van den Berg, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
f <sub>acing</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	$5,0 \cdot 10^{-3}$		stand.
DAR <sub>kind</sub>	1/h	$1,0 \cdot 10^{-2}$		stand.
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	$3,0 \cdot 10^{-4}$	EPA, 1995	(a)
TCL	g/m <sup>3</sup>	-		
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	$9,0 \cdot 10^{-3}$		(a)
achtergrond oraal	mg/kg.d	0		(b)
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	0		(b)
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	0		(b)

- (a) Volgens Vermeire e.a. (1991) bedraagt de TDI  $5 \cdot 10^{-4}$  mg/kg.d; volgens EPA (1995) bedraagt de RfD  $3 \cdot 10^{-4}$  mg/kg.d. De limiet voor drinkwater werd uit de RfD berekend (10 % van de RfD). Er is weinig geweten over de toxiciteit van de verschillende tetrachloorbenzeen-isomeren. Daarom wordt voor de risico-toetsing de som van de isomeren gebruikt.
- (b) Er zijn geen gegevens over de achtergrondblootstelling aan tetrachloorbenzenen.

## 7.7 Pentachloorbenzeen

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$2,503 \cdot 10^2$		
oplosbaarheid	mg/l	$5,6 \cdot 10^{-1}$		
	mol/m <sup>3</sup>	$2,24 \cdot 10^{-3}$	Kühne e.a., 1995	25 °C
dampdruk	Pa	$1,33 \cdot 10^{-1}$	van den Berg, 1994	20 °C
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	-		
log K <sub>ow</sub>	-	5,19	Mackay, 1982	
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	-		
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	-		
BCF <sub>st</sub>	- op ds	-		
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	$1,0 \cdot 10^{-6}$	van den Berg, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
f <sub>acing</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	$5,0 \cdot 10^{-3}$		stand.
DAR <sub>kind</sub>	1/h	$1,0 \cdot 10^{-2}$		stand.
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	$8,0 \cdot 10^{-4}$	EPA, 1995	(a)
TCL	g/m <sup>3</sup>	-		
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	$2,4 \cdot 10^{-3}$		(a)
achtergrond oraal	mg/kg.d	0		(b)
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	0		(b)
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	0		(b)

- (a) De TDI volgens Vermeire e.a. (1991) bedraagt  $5 \cdot 10^{-4}$  mg/kg.d; volgens EPA (1995) bedraagt de RfD  $8 \cdot 10^{-4}$  mg/kg.d. De limiet voor drinkwater werd berekend uit de RfD (10 % van de RfD).
- (b) Er is geen informatie over de achtergrondblootstelling aan pentachloorbenzeen.

## 7.8 Hexachloorbenzeen<sup>(C)</sup>

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$2,848 \cdot 10^2$		
oplosbaarheid	mg/l	$1,1 \cdot 10^{-1}$	Verschuieren, 1983	24 °C
	mol/m <sup>3</sup>	$3,86 \cdot 10^{-4}$		
dampdruk	Pa	$1,45 \cdot 10^{-3}$	Verschuieren, 1983	
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	-		
log K <sub>ow</sub>	-	5,56	Verschuieren, 1983; van den Berg, 1994; Chiou, 1985; Mackay, 1982	(a)
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	-		
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	-		
BCF <sub>st</sub>	- op ds	-		
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	$1,0 \cdot 10^{-6}$	van den Berg, 1994	
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
f <sub>acing</sub>	-	1		
f <sub>acinh</sub>	-	1		
DAR <sub>volw</sub>	1/h	$5,0 \cdot 10^{-3}$		stand.
DAR <sub>kind</sub>	1/h	$1,0 \cdot 10^{-2}$		stand.
TDI <sub>or</sub> (1/10 <sup>5</sup> )	mg/kg.d	$3,0 \cdot 10^{-5}$	WHO, 1993a	(b)
TCL (1/10 <sup>5</sup> )	g/m <sup>3</sup>	$2,0 \cdot 10^{-8}$	EPA, 1995	(b)
limiet drinkwater (1/10 <sup>5</sup> )	g/m <sup>3</sup>	$1,0 \cdot 10^{-3}$	WHO, 1993a	
achtergrond oraal	mg/kg.d	0		(c)
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	0		(c)
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	0		(c)

- (a) De K<sub>ow</sub> is het geometrisch gemiddelde van 4 gegevens.
- (b) Hexachloorbenzeen wordt als een B2-carcinogeen geclassificeerd door IARC (WHO, 1993), als een B2-carcinogeen door EPA (1995). Volgende toxicologische gegevens werden verzameld:
- |            |     |   |
|------------|-----|---|
| WHO, 1993a | TDI | $3 \cdot 10^{-5}$ mg/kg.d bij 1/10 <sup>5</sup> extra kankerrisico          |
| EPA, 1995  | RfD | $8 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.d   |
|            | RfD | $6,3 \cdot 10^{-6}$ mg/kg.d bij 1/10 <sup>5</sup> extra kankerrisico        |
|            | RfC | $2 \cdot 10^{-8}$ g/m <sup>3</sup> bij 1/10 <sup>5</sup> extra kankerrisico |
- (c) Er is geen informatie bekend over de achtergrondblootstelling aan hexachloorbenzeen.

## 8 Metalen en metalloïden

### 8.1 Arseen

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$7,49 \cdot 10^1$		
oplosbaarheid	mg/l	-		
	mol/m <sup>3</sup>			
dampdruk	Pa	0		
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	0		
log K <sub>ow</sub>	-	n.v.t.		
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	n.v.t.		
K <sub>d</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	$9,80 \cdot 10^2$	Veerkamp, 1994	
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	$1,5 \cdot 10^{-2}$	Bockting en van den Berg, 1992	
BCF <sub>st</sub>	- op ds	$3,0 \cdot 10^{-2}$	Bockting en van den Berg, 1992	
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	0		
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	0		
f <sub>acing</sub>	-	$1,5 \cdot 10^{-1}$	Hassauer e.a., 1993	(a)
f <sub>acinh</sub>	-	$3,0 \cdot 10^{-1}$	Hassauer e.a., 1993	(a)
f <sub>excr</sub>	-	1,0		stand.
DAR <sub>volw</sub>	1/h	0		
DAR <sub>kind</sub>	1/h	0		
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	$2,0 \cdot 10^{-3}$	WHO, 1989	(b)
TCL (1/10 <sup>5</sup> )	g/m <sup>3</sup>	$3,0 \cdot 10^{-9}$	WHO, 1987	(b)
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	$1,0 \cdot 10^{-2}$	WHO, 1993a	(b)
limiet plant toxisch	mg/kg ds	5-20	Kabata-Pendias en Pendias, 1992	
gewasnorm	mg/kg vs	-		
achtergrond oraal	mg/kg.d	$5,4 \cdot 10^{-4}$ $6,7 \cdot 10^{-4}$	type II type III, IV, V	(c)
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	0		
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	0		

- (a) Voor arseen wordt de blootstelling via melk gelijkgesteld aan nul bij type II, omdat arseen vrijwel niet in melk wordt uitgescheiden. Uit de literatuur (Slooff e.a., 1990b) kan voor arseen een gemiddelde bioconcentratiefactor van voeder naar vlees van 1 (mg/kg)/(mg/kg.d) berekend worden. Bij gebruik van de absorptiefactoren volgens Hassauer e.a. (1993), welke voor mensen opgesteld zijn, en de formule voor de berekening van de concentratie in vlees, komt men ook tot dit resultaat.
- (b) De gebruikte toxicologische informatie betreft deze van anorganisch arseen. Arseen is door IARC geclassificeerd als een 1-carcinogeen. De toetsing van de orale blootstelling gebeurt aan de PTWI (Provisional Tolerable Weekly Intake) van 15 µg/kg.w, of 2 µg/kg.d voor niet-carcinogene effecten (WHO, 1989). Hierbij is slechts een nauwe grens tussen PTWI en toxische effecten. De limiet voor drinkwater is gelijk aan de drinkwaterrichtlijn van de WHO (1993a). Deze werd afgeleid op basis van carcinogene effecten. Omdat bij een extra kankerrisico de concentratie niet meer meetbaar is,

werd een verhoogde drempel, overeenkomend met 20 % van de PTWI, aanvaard. Het extra kankerrisico bedraagt dan  $6 \cdot 10^{-4}$ . De Vlaamse drinkwaterkwaliteit (B.VI.Ex., 1989) moet beantwoorden aan  $5 \cdot 10^{-4}$  g/m<sup>3</sup>.

- (c) De achtergrondblootstelling aan arseen via de voeding bedraagt:
- gemiddeld 45 µg/d (Buchet, 1983), op basis van een duplicate meal study
  - gemiddeld 46 µg/d (van Dokkum e.a., 1986) op basis van een market basket study
  - mediaan 13 µg/d (Rijsdorp en van den Naald, 1989) op basis van een duplicate meal study

Daarbij wordt rekening gehouden met een gehalte van 1µg/l arseen in drinkwater. Van het arseen is 13 % afkomstig uit drinkwater, 5,8 % uit groenten, 2,4 % uit vlees en 2,1 % uit melk. Op basis van 46 µg/d (drinkwater inbegrepen) en via het in mindering brengen van het verbruik van groenten en/of melk en vlees van het eigen terrein bekomt men de resultaten in de tabel.

## 8.2 Cadmium

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$1,124 \cdot 10^2$		
oplosbaarheid	mg/l mol/m <sup>3</sup>	-		
dampdruk	Pa	0		
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	0		
log K <sub>ow</sub>	-	n.v.t.		
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	n.v.t.		
K <sub>d</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	(a)	Kiekens, 1980	(a)
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	$1,5 \cdot 10^{-1}$	Bockting en van den Berg, 1992	
BCF <sub>st</sub>	- op ds	$7,0 \cdot 10^{-1}$	Bockting en van den Berg, 1992	
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	0		
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	0		
f <sub>acing</sub>	-	$5,0 \cdot 10^{-2}$	Hassauer e.a., 1993	(b)
f <sub>acinh</sub>	-	$2,5 \cdot 10^{-1}$	Hassauer e.a., 1993	(b)
f <sub>excr</sub>	-	1,0		stand.
DAR <sub>volw</sub>	1/h	0		
DAR <sub>kind</sub>	1/h	0		
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	$1,0 \cdot 10^{-3}$	WHO, 1989	(c)
TCL	g/m <sup>3</sup>	$(1-20) \cdot 10^{-9}$	WHO, 1987	(c)
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	$3,0 \cdot 10^{-3}$	WHO, 1993a	(c)
limiet plant toxisch	mg/kg ds	5 - 30	Kabata-Pendias Pendias, 1992	en
gewasnorm	mg/kg vs	0,1 - 0,2	B.S., 1992	



vleesnorm	mg/kg		B.S., 1992	
achtergrond oraal	mg/kg.d	$1,4 \cdot 10^{-4}$		(d)
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	0		
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	0		

- (a) De adsorptie van cadmium aan de bodem wordt beschreven door een Langmuir-vergelijking. Voor elke bodemconcentratie kan aan de hand van deze formule de verhouding tussen vaste fase en poriewater berekend worden. De formule wordt gegeven als:  $C_s/C_{pw} = 0,017 \times (3333 - C_s)$  (licht zandleemgrond).
- (b) Cadmium accumuleert vooral in lever en nier (Ros en Slooff, 1988). De fractie via melk in type II wordt gelijkgesteld aan nul. Aanvankelijk was de fractie via vlees bij type II gelijkgesteld aan 0,05 in plaats van standaard 0,5. Het verbruik van orgaanvlees bedraagt immers slechts een fractie van het totaalverbruik van vlees. Omdat orgaanvlees echter sterk concentreert, werd de fractie via vlees bij type II weer gelijkgesteld aan 0,5, en werd gebruik gemaakt van absorptiefactoren uit de literatuur (voor mensen). Met de in de tabel vermelde absorptiefactoren komt men tot een iets lagere blootstelling dan met de aanvankelijke aannames voor het opstellen van de bodemsaneringsnormen.
- (c) De TDI van cadmium is afgeleid van de PTWI van 7 µg/kg.w (WHO, 1989), waarbij duidelijk is dat de grens tussen de achtergrondblootstelling en de PTWI niet zeer groot is. Cadmium wordt als een 2A-carcinogeen geclassificeerd door IARC, omdat er aanwijzingen zijn dat cadmium carcinogeen is via inhalatoire weg. Door WHO (1987) werd geen risicoschatting uitgevoerd. Als aanbeveling wordt gegeven: < 1 - 5 ng/m<sup>3</sup> in ruraal gebied en 10 - 20 ng/m<sup>3</sup> in stedelijk en industrieel gebied. De Vlaamse drinkwaterkwaliteit moet beantwoorden aan 5 µg/l (B. VI. Ex., 1989).
- (d) De achtergrondblootstelling aan cadmium via de voeding bedraagt:
- gemiddeld 18 µg/d (Buchet e.a., 1983), op basis van een duplicate meal study
  - gemiddeld 23 µg/d (van Dokkum e.a., 1986) op basis van een market basket study
  - mediaan 9 µg/d (CCRX, 1993) op basis van een duplicate meal study
  - gemiddeld 20 µg/d (Ros en Slooff, 1988)
  - gemiddeld 32 µg/d (Beernaert e.a., 1990) op basis van analyse van gekochte levensmiddelen

Op basis van overleg met de heer F. Van Assche van het European Zinc Institute en de heer H. Waeterschoot van Union Minière werd een gemiddelde achtergrondblootstelling van 10 µg/d gehanteerd. De blootstelling van de gemiddelde bevolking aan cadmium zou de laatste jaren gedaald zijn (Van Assche en Ciarletta, 1992). De achtergrondblootstelling is voor 27 % afkomstig van het verbruik van groenten en voor 3 % afkomstig van het verbruik van vlees (van Dokkum e.a., 1986). Het in mindering brengen van het verbruik van eigengekweekte groenten en vlees van eigen teelt levert slechts minimale verschillen op, zodat in de voorliggende scenario's geen onderscheid gemaakt wordt.

## 8.3 Chroom(III)<sup>(a)</sup>

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	5,2.10 <sup>1</sup>		
oplosbaarheid	mg/l	-		
	mol/m <sup>3</sup>			
dampdruk	Pa	0		
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	0		
log K <sub>ow</sub>	-	n.v.t.		
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	n.v.t.		
K <sub>d</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	2,2.10 <sup>3</sup>	Thibault e.a., 1990	
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	2,0.10 <sup>-3</sup>	Bockting en van den Berg, 1992	
BCF <sub>st</sub>	- op ds	2,0.10 <sup>-2</sup>	Bockting en van den Berg, 1992	
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	0		
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	0		
f <sub>acing</sub>	-	2,5.10 <sup>-2</sup>		(b)
f <sub>acinh</sub>	-	1		
f <sub>excr</sub>	-	1,0		stand.
DAR <sub>volw</sub>	1/h	0		
DAR <sub>kind</sub>	1/h	0		
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	5,0.10 <sup>-3</sup>	Vermeire e.a., 1991	
TCL	g/m <sup>3</sup>	-		
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	5,0.10 <sup>-2</sup>	WHO, 1993a; B.VI.Ex, 1989	
limiet plant toxisch	mg/kg ds	5 - 30	Kabata-Pendias en Pendias, 1992	
gewasnorm	mg/kg vs	-		
vleesnorm	mg/kg	-		
achtergrond oraal	mg/kg.d	3,0.10 <sup>-3</sup>	Buchet e.a., 1983	(c)
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	0		
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	0		

- (a) De gegevens hebben alleen betrekking op chroom(III). De huidige meetmethoden laten nog geen goede differentiatie tussen chroom(III) en het meer toxische chroom(VI) toe bij bodemanalyses. Chroom(VI) is een humaan contactallergeen (Vermeire e.a., 1991). Het wordt door IARC als 1-carcinogeen beschouwd wegens zijn carcinogeniteit via inhalatoire weg en zijn genotoxiciteit (WHO, 1993a). Chroom(III) is een 3-carcinogeen volgens IARC (WHO, 1993a).
- (b) Over de verdeling van chroom in vlees is weinig informatie beschikbaar. Het accumuleert waarschijnlijk vooral in organen. De absorptie van chroom(VI) en organisch chroom (25 %) is hoger dan de absorptie van chroom(III). Voor de absorptie van anorganisch chroom kan een gemiddelde van 5 % aangenomen worden op basis van gegevens voor mens en dier (Slooff e.a., 1990a). Volgens Hassauer e.a. (1993) zou de absorptie van chroom(VI) bij

de mens maximaal 5 % bedragen, andere bronnen geven maximaal 2 % (NRC, 1989; EEG, 1993). De fractie via melk in type II wordt gelijkgesteld aan nul. Aanvankelijk was de fractie via vlees bij type II gelijkgesteld aan 0,05 in plaats van standaard 0,5. Het verbruik van orgaanvlees bedraagt immers slechts een fractie van het totaalverbruik van vlees. Omdat orgaanvlees echter sterk concentreert, werd de fractie via vlees bij type II weer gelijkgesteld aan 0,5, en werd gebruik gemaakt van absorptiefactoren uit de literatuur. Op deze wijze bekomt men een iets hogere blootstelling via vlees dan met de aanvankelijke aannames voor de berekening van de bodemsaneringsnormen.

- (c) Chroom(III) is een essentieel element, dat een rol speelt bij het insuline-metabolisme (NRC, 1989; EEG, 1993). De achtergrondblootstelling aan chroom via de voeding bedraagt:
- gemiddeld 0,37 mg/d (geom. gemidd. 0,20 mg/d) (Buchet e.a., 1983), op basis van een duplicate meal study
  - mediaan 0,2 mg/d (CCRX, 1993) op basis van een duplicate meal study
- Er wordt gerekend met 0,2 mg/d of  $3 \cdot 10^{-3}$  mg/kg.d. De achtergrondblootstelling via inhalatie is te verwaarlozen ten opzichte van de achtergrondblootstelling via voeding.

## 8.4 Koper

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$6,35 \cdot 10^1$		
oplosbaarheid	mg/l	-		
	mol/m <sup>3</sup>			
dampdruk	Pa	0		
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	0		
log K <sub>ow</sub>	-	n.v.t.		
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	n.v.t.		
K <sub>d</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	(a)	Buchter e.a., 1989	
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	$1,0 \cdot 10^{-1}$	Bockting en van den Berg, 1992	
BCF <sub>st</sub>	- op ds	$1,0 \cdot 10^{-1}$	Bockting en van den Berg, 1992	
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	0		
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	0		
f <sub>acinq</sub>	-	$2,5 \cdot 10^{-1}$		(b)
f <sub>acinh</sub>	-	1,0		(b)
f <sub>excr</sub>	-	1,0		stand.
DAR <sub>volw</sub>	1/h	0		
DAR <sub>kind</sub>	1/h	0		
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	$5,0 \cdot 10^{-1}$	WHO, 1993a	(c)
TCL	g/m <sup>3</sup>	-		
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	2	WHO, 1993a	(c)
limiet plant toxisch	mg/kg ds	20 - 100	Kabata-Pendias	en

Pendias, 1992

gewasnorm	mg/kg vs	-	
limiet dier toxisch	mg/kg ds	$2,0 \cdot 10^1$	schaap (d)
	(voer)	70 - 100	rund (d)
vleesnorm	mg/kg	-	
achtergrond oraal	mg/kg.d	$2,1 \cdot 10^{-2}$	(e)
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	0	
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	0	

- (a) De adsorptie van koper aan de bodem wordt beschreven door een Freundlich-vergelijking. Voor elke bodemconcentratie kan aan de hand van deze formule de verhouding tussen vaste fase en poriewater berekend worden. De formule wordt gegeven als:  $C_s = 117 \times C_{pw}^{0,755}$  (Buchter e.a., 1989).
- (b) Koper concentreert vooral in de organen. De absorptie van koper via orale weg zou bij de mens 50 % bedragen (Hassauer e.a., 1993). Dieren absorberen minder dan 10 %, behalve bij zogende dieren, waarbij de absorptie hoger ligt (Slooff e.a., 1989). De fractie via melk in type II wordt gelijkgesteld aan nul. Aanvankelijk was de fractie via vlees bij type II gelijkgesteld aan 0,05 in plaats van standaard 0,5. Het verbruik van orgaanvlees bedraagt immers slechts een fractie van het totaalverbruik van vlees. Omdat orgaanvlees echter sterk concentreert, werd de fractie via vlees bij type II weer gelijkgesteld aan 0,5, en werd gebruik gemaakt van absorptiefactoren uit de literatuur. Op deze wijze bekomt men een iets hogere blootstelling via vlees dan met de aanvankelijke aannames voor de berekening van de bodemsaneringsnormen.
- (c) De toxicologische waarden van de WHO (WHO, 1993a) is een PMTDI of Provisional Maximum Tolerable Daily Intake. In Nederland wordt een TDI van 0,14 mg/kg.d gehanteerd (Vermeire e.a., 1991). De drinkwaterkwaliteit in Vlaanderen moet voor koper beantwoorden aan 1000 µg/l en 100 µg/l bij ingang van het net.
- (d) Herkauwers zijn het meest gevoelig voor kopertoxiciteit, waarbij het schaap nog eens duidelijk gevoeliger is. Een concentratie van ongeveer 20 mg/kg ds in het voeder kan tot toxische effecten leiden. Bij runderen kan een niveau van 70 tot 100 mg/kg in het voeder toegelaten worden. (LAC, 1986, Slooff e.a., 1989).
- (e) Koper is een essentieel element (EEG, 1993; NRC, 1989). De achtergrondblootstelling aan koper via de voeding bedraagt:
- gemiddeld 1,4 mg/d (Buchet e.a., 1983), op basis van een duplicate meal study
  - gemiddeld 1,5 mg/d (van Dokkum e.a., 1986) op basis van een market basket study
  - mediaan 0,2 mg/d (CCRX, 1993) op basis van een duplicate meal study

De inname van koper gebeurt vooral via drinkwater (Vermeire e.a., 1991). Groenten dragen ongeveer 19 % bij aan de achtergrondblootstelling via voeding, vlees 8,5 % en melk 2 % (van Dokkum e.a., 1986). Indien rekening gehouden wordt met het aandeel eigen gekweekte groenten en verbruik van vlees en melk van het terrein, worden slechts kleine verschillen in

achtergrondblootstelling verkregen voor de onderscheiden scenario's. Daarom wordt geen onderscheid gemaakt tussen de scenario's op gebied van achtergrondblootstelling. De inname via inhalatoire weg is te verwaarlozen.

## 8.5 Kwik

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$2,006 \cdot 10^2$		
oplosbaarheid	mg/l	-		
dampdruk	mol/m <sup>3</sup>	$2,9 \cdot 10^1$	Pieters e.a., 1993	Hg(OH) <sub>2</sub>
Henry-constante	Pa	$1,6 \cdot 10^{-1}$	Pieters e.a., 1993	(a)
$\log K_{ow}$	-	n.v.t.		
$K_{oc}$	dm <sup>3</sup> /kg	n.v.t.		
$K_d$	dm <sup>3</sup> /kg	$3,3 \cdot 10^3$	Veerkamp, 1994	
$BCF_{wo}$	- op ds	$1,5 \cdot 10^{-2}$	Bockting en van den Berg, 1992	
$BCF_{st}$	- op ds	$3,0 \cdot 10^{-2}$	Bockting en van den Berg, 1992	
$D_{pe}$	m <sup>2</sup> /d	0		
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	0		
$f_{acing}$	-	$1,5 \cdot 10^{-1}$		(b)
$f_{acinh}$	-	1		(b)
$f_{excr}$	-	1,0		stand.
$DAR_{volw}$	1/h	0		
$DAR_{kind}$	1/h	0		
$TDI_{or}$	mg/kg.d	$4,7 \cdot 10^{-4}$	WHO, 1989	(c)
TCL	g/m <sup>3</sup>	$1,0 \cdot 10^{-6}$	WHO, 1987	
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	$1,0 \cdot 10^{-3}$	WHO, 1993a; B.VI.Ex., 1989	(c)
limiet plant toxisch	mg/kg ds	1 - 3	Kabata-Pendias en Pendias, 1992	
gewasnorm	mg/kg vs	0,02 - 0,03	B.S., 1992	
vleesnorm	mg/kg		zie B.S., 1992	
achtergrond oraal	mg/kg.d	$5,8 \cdot 10^{-5}$	type II	(d)
		$6,6 \cdot 10^{-5}$	type III	
		$7,1 \cdot 10^{-5}$	type IV, V	
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	0		
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	0		

- (a) De opgegeven waarde voor de dampdruk van kwik is deze van metallisch kwik. De dampdruk van methylkwik bedraagt 1,13 Pa.
- (b) Anorganisch kwik concentreert vooral in de nieren en in de lever. De absorptie van kwik via orale weg zou bij de mens 100 % bedragen (Hassauer e.a., 1993). Dieren absorberen minder dan 1 à 2 %, behalve

jonge dieren, waarbij de absorptie 30 tot 40 % bedraagt (Slooff e.a., 1995). De fractie via melk in type II wordt gelijkgesteld aan nul. Aanvankelijk was de fractie via vlees bij type II gelijkgesteld aan 0,05 in plaats van standaard 0,5. Het verbruik van orgaanvlees bedraagt immers slechts een fractie van het totaalverbruik van vlees. Omdat orgaanvlees echter sterk concentreert, werd de fractie via vlees bij type II weer gelijkgesteld aan 0,5, en werd gebruik gemaakt van de absorptiefactoren uit de literatuur (gemiddelde van volwassen en jonge dieren). Op deze wijze bekomt men een iets hogere blootstelling via vlees dan met de aanvankelijke aannames voor de berekening van de bodemsaneringsnormen.

- (c) De volgende toxicologische gegevens werden verzameld:
- |                     |      |  |
|---------------------|------|--|
| WHO, 1989           | PTWI | $4,7 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.d (methylkwik)           |
|                     | PTWI | $7 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.w (totaal kwik)            |
| WHO, 1987           | TCL  | $1 \cdot 10^{-6}$ g/m <sup>3</sup> (alle vormen)   |
| EPA, 1993b          | RfD  | $3 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.d (anorg. kwik)            |
|                     | RfC  | $0,3 \cdot 10^{-6}$ g/m <sup>3</sup> (anorg. kwik) |
| Vermeire e.a., 1991 | TDI  | $6,1 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d                        |
|                     | TDI  | $4 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.d (methylkwik)             |

Bij de drinkwaterrichtlijnen gebruikt de WHO vanuit een conservatief standpunt de TDI voor methylkwik. Bij de risico-evaluatie wordt deze waarde eveneens overgenomen.

- (d) De achtergrondblootstelling aan kwik via de voeding bedraagt:
- gemiddeld 13,5 µg/d (geom. gem. 5 µg/d) (Buchet e.a., 1983), op basis van een duplicate meal study
  - gemiddeld 0,5 µg/d (van Dokkum e.a., 1986) op basis van een market basket study
  - mediaan <0,2 µg/d (CCRX, 1993) op basis van een duplicate meal study
  - gemiddeld 0,98 µg/d (Pieters e.a., 1993) op basis van een total diet study
  - 5 µg/d (Beernaert e.a., 1990) op basis van analyse van afzonderlijke levensmiddelen

De kwikblootstelling is voor 30 % afkomstig van het verbruik van groenten, voor 5 % van het verbruik van vlees en voor 1,7 % van het verbruik van melk. Uitgaande van een orale achtergrondblootstelling van 5 µg/d en rekening houdend met de fracties eigen verbruikte groenten, vlees en melk, worden de getallen uit de tabel verkregen. De achtergrondblootstelling via inhalatoire weg is verwaarloosbaar.

## 8.6 Lood

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	$2,07 \cdot 10^2$		
oplosbaarheid	mg/l	-		
	mol/m <sup>3</sup>			
dampdruk	Pa	0		
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	0		
log K <sub>ow</sub>	-	n.v.t.		
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	n.v.t.		
K <sub>d</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	(a)	Kiekens, 1981	
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	$1,0 \cdot 10^{-3}$	Bockting en van den Berg, 1992	
BCF <sub>st</sub>	- op ds	$3,0 \cdot 10^{-2}$	Bockting en van den Berg, 1992	
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	0		
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	0		
f <sub>acing</sub>	-	n.v.t.		(b)
f <sub>acinh</sub>	-	n.v.t.		(b)
f <sub>excr</sub>	-	1,0		stand.
DAR <sub>volw</sub>	1/h	0		
DAR <sub>kind</sub>	1/h	0		
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	$3,6 \cdot 10^{-3}$	WHO, 1993a,b	(c)
TCL	g/m <sup>3</sup>	$(0,5 - 1) \cdot 10^{-6}$	WHO, 1987	
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	$1,0 \cdot 10^{-2}$	WHO, 1993a	(c)
limiet plant toxisch	mg/kg ds	30 - 300	Kabata-Pendias Pendias, 1992	en
gewasnorm	mg/kg vs		B.S., 1992	
vleesnorm	mg/kg		B.S., 1992	
achtergrond oraal	mg/kg.d	$4,5 \cdot 10^{-4}$ $4,7 \cdot 10^{-4}$ $5,0 \cdot 10^{-4}$	type II (volw.) type III (volw.) type IV, V (volw.)	(d)
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	$3,0 \cdot 10^{-5}$		(d)
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	(d)		

- (a) De adsorptie van lood aan de bodem wordt beschreven door een Langmuir-vergelijking. Voor elke bodemconcentratie kan aan de hand van deze formule de verhouding tussen vaste fase en poriewater berekend worden. De formule wordt gegeven als:  $C_s/C_{pw} = 0,092 \times (7665 - C_s)$  (licht zandleemgrond) (Kiekens, 1981).
- (b) De absorptie van lood via orale weg bedraagt bij koeien slechts 1 - 10 % (Krasowski en Doelman, 1990). Lood accumuleert nauwelijks in spier- en vetweefsel en in melk. Daarom wordt de opname via vlees en melk niet meegenomen bij de blootstelling in type II.
- (c) Kinderen zijn gevoeliger aan lood dan volwassenen. Voor kinderen bestaat een PTWI van 25 µg/kg of 3,6 µg/kg.d; voor volwassenen werd een PTWI

van 50 µg/kg of 7 µg/kg.d gehanteerd. Recent echter werd de PTWI voor kinderen ook overgenomen voor volwassenen (WHO, 1993b).

De berekening van de blootstelling en het risico voor kinderen ten gevolge van bodemverontreiniging met lood wordt niet berekend met het gewone blootstellingsmodel, maar met het IEUBK-model (EPA, 1994c). Hierbij wordt, rekening houdend met de toxicokinetiek van lood, de lood<sub>bloed</sub>-concentratie voor kinderen berekend. Het criterium voor de beoordeling van het risico is dat 95 % van de blootgestelde kinderen een lood<sub>bloed</sub>-concentratie lager dan 20 µg/dl moet hebben. Volgens het CDC (Roper e.a., 1991) moeten preventieve maatregelen genomen worden bij bloedniveaus boven 10 µg/dl. Bij bloedniveaus boven 20 µg/dl zijn medische evaluatie, milieu-onderzoek en milieusanering noodzakelijk. Ook WHO (WHO, 1993b) stelt dat reeds onder 10 µg/dl effecten kunnen waargenomen worden. Aangezien de PTWI van WHO conservatiever is, komt men via de berekeningen met het blootstellingsmodel volgens HESP tot lagere toelaatbare bodemconcentraties. De instellingen voor het IEUBK-model worden hieronder gegeven:

	type II	type III	type IV
lood in lucht (µg/m <sup>3</sup> )	0,3	0,3	0,3
Pb-dieet (µg/d)	17	17	17
bodemingestie	standaard/2	standaard/2	standaard/4
bodem/stof (%)	45	45	100
leeftijd (maand)	24 - 72	24 - 72	24 - 72
fractie groenten	0,5	0,25	0
concentratie groenten (µg/g)	cfr. BCF	cfr. BCF	0
concentratie drinkwater	cfr. K <sub>d</sub>	standaard	standaard

De drinkwaterrichtlijn van de WHO geeft 10 µg/l voor lood. De Vlaamse drinkwaterkwaliteit moet voldoen aan 50 µg/l lood, en 100 µg/l lood in stilstaand water (B.S., 1989).

- (d) De achtergrondblootstelling aan lood via de voeding bedraagt:
- gemiddeld 179 µg/d (geom. gem. 100 µg/d) (Buchet e.a., 1983), op basis van een duplicate meal study
  - gemiddeld 34 µg/d (van Dokkum e.a., 1986) op basis van een market basket study
  - mediaan 55 µg/d (CCRX, 1993) op basis van een duplicate meal study
  - 136 µg/d (IHE, 1990) op basis van analyse van afzonderlijke levensmiddelen

Gezien de verwachte daling in de achtergrondblootstelling aan lood werd met 35 µg/d gerekend voor volwassenen. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen kinderen en volwassenen, gezien de specifieke benadering van het IEUBK-model. De blootstelling aan lood via de voeding zou voor 18 % afkomstig zijn van groenten, voor 2,2 % van vlees en voor 1 % van melk (van Dokkum e.a., 1986). Rekening houdend met het verbruik van eigengekweekte groenten komt men tot de getallen in de tabel. De gemiddelde concentratie aan lood in de buitenlucht bedraagt  $1.10^{-7}$  g/m<sup>3</sup> (VMM, 1993).



## 8.7 Nikkel

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	58,7		
oplosbaarheid	mg/l	-		
	mol/m <sup>3</sup>			
dampdruk	Pa	0		
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	0		
log K <sub>ow</sub>	-	n.v.t.		
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	n.v.t.		
K <sub>d</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	300	Thibault, 1990	silt
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	7,0.10 <sup>-2</sup>	Bockting en van den Berg, 1992	
BCF <sub>st</sub>	- op ds	1,0.10 <sup>-1</sup>	Bockting en van den Berg, 1992	
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	0		
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	0		
f <sub>acing</sub>	-	1,0.10 <sup>-1</sup>	Hassauer e.a., 1993	(a)
f <sub>acinh</sub>	-	1,0		
f <sub>excr</sub>	-	1,0		stand.
DAR <sub>volw</sub>	1/h	0		
DAR <sub>kind</sub>	1/h	0		
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	2,0.10 <sup>-2</sup>	EPA, 1995	(b)
TCL (1/10 <sup>5</sup> )	g/m <sup>3</sup>	2,5.10 <sup>-8</sup>	WHO, 1987	(b)
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	2,0.10 <sup>-2</sup>	WHO, 1993a	(b)
limiet plant toxisch	mg/kg ds	10 - 100	Kabata-Pendias en Pendias, 1992	
gewasnorm	mg/kg vs	-		
vleesnorm	mg/kg	-		
achtergrond oraal	mg/kg.d	2,9.10 <sup>-3</sup>	WHO, 1991	(c)
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	0		
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	0		

- (a) De absorptie van nikkel via orale weg zou bij de mens 10 % bedragen (Hassauer e.a., 1993). De fractie via melk in type II wordt gelijkgesteld aan nul. Aanvankelijk was de fractie via vlees bij type II gelijkgesteld aan 0,05 in plaats van standaard 0,5. De fractie via vlees bij type II werd weer gelijkgesteld aan 0,5, en er werd gebruik gemaakt van de absorptiefactoren uit de literatuur. Op deze wijze bekomt men een iets hogere blootstelling via vlees dan met de aanvankelijke aannames voor de berekening van de bodemsaneringsnormen.
- (b) Nikkel is een carcinogeen bij inhalatoire blootstelling. Er is onvoldoende informatie over de carcinogeniteit van nikkel via orale weg (WHO, 1993a). Specifiek voor drinkwater werd door de WHO een TDI opgesteld, onder meer rekening houdend met de grotere absorptie via drinkwater dan via de voeding. Daarom werd deze TDI niet gebruikt voor de blootstelling ten

gevolge van bodemverontreiniging. De maximaal toegelaten concentratie aan nikkel in drinkwater bedraagt in Vlaanderen 50 µg/l (B.S., 1989).

- (c) De achtergrondblootstelling aan nikkel via de voeding bedraagt 200-300 µg/d, waarbij zo'n 100 µg/d afkomstig is van het gebruik van nikkelhoudend keukengerei (WHO, 1991). De bijdrage van drinkwater en lucht is hiertegenover te verwaarlozen. Een achtergrondblootstelling van 200 µg/d wordt als basis genomen.

## 8.8 Zink

	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	65,4		
oplosbaarheid	mg/l	-		
	mol/m <sup>3</sup>			
dampdruk	Pa	0		
Henry-constante	Pa.m <sup>3</sup> /mol	0		
log K <sub>ow</sub>	-	n.v.t.		
K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	n.v.t.		
K <sub>d</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	(a)	Buchter e.a., 1989	
BCF <sub>wo</sub>	- op ds	1,0.10 <sup>-1</sup>	Bockting en van den Berg, 1992	
BCF <sub>st</sub>	- op ds	4,0.10 <sup>-1</sup>	Bockting en van den Berg, 1992	
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	0		
diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	0		
f <sub>acing</sub>	-	2,5.10 <sup>-1</sup>		(b)
f <sub>acinh</sub>	-	1		
f <sub>excr</sub>	-	1,0		stand.
DAR <sub>volw</sub>	1/h	0		
DAR <sub>kind</sub>	1/h	0		
TDI <sub>or</sub>	mg/kg.d	1	WHO, 1993a	(c)
TCL	g/m <sup>3</sup>	-		
limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	5,0	B.VI.Ex., 1989	(c)
limiet plant toxic	mg/kg ds	100 - 400	Kabata-Pendias en Pendias, 1992	(d)
gewasnorm	mg/kg vs			
vleesnorm	mg/kg			
achtergrond oraal	mg/kg.d	2,0.10 <sup>-1</sup>	Buchet e.a., 1983; Dokkum e.a., 1986	(e)
achtergrond inhalatoir	mg/kg.d	0		
achtergrond in lucht	g/m <sup>3</sup>	0		

- (a) De adsorptie van zink aan de bodem wordt beschreven door een Freundlich-vergelijking. Voor elke bodemconcentratie kan aan de hand van deze formule de verhouding tussen vaste fase en poriewater berekend worden. De formule wordt gegeven als:  $C_s = 47,9 \times C_{pw}^{0,739}$  (Buchter e.a., 1989).
- (b) De absorptie van zink via orale weg zou bij de mens 100 % bedragen (Hassauer e.a., 1993). De absorptie in het maag-darmkanaal van dieren varieert van 5 - 40 % (Cleven e.a., 1991). De fractie via melk in type II wordt gelijkgesteld aan nul. Aanvankelijk was de fractie via vlees bij type II gelijkgesteld aan 0,05 (met een absorptiefactor 1) in plaats van standaard 0,5. De fractie via vlees bij type II werd weer gelijkgesteld aan 0,5, en er werd gebruik gemaakt van de absorptiefactoren uit de literatuur. Op deze wijze bekomt men een iets hogere blootstelling via vlees dan met de

aanvankelijke aannames voor de berekening van de bodemsaneringsnormen.

- (c) Zink is een essentieel element (EEG, 1993; NRC, 1989). EPA geeft als RfD voor zink 0,3 mg/kg .d (EPA, 1995). Het verschil tussen de aanbevolen inname en de RfD van EPA bedraagt minder dan een grootte-orde. De maximaal toelaatbare concentratie aan zink in het drinkwater bedraagt 5000 µg/l, en 200 µg/l bij de ingang van het net (B.VI.Ex., 1989). Gezien de geringe toxiciteit van zink geeft de WHO geen drinkwaterrichtwaarde op basis van toxicologische gronden (WHO, 1993a).
- (d) Volgens Vangronsveld (1995) kan er zonder veel problemen plantengroei plaatsvinden tot 2000 mg/kg op zandgronden.
- (e) De achtergrondblootstelling aan zink via de voeding bedraagt:
  - gemiddeld 14,7 mg/d (Buchet e.a., 1983), op basis van een duplicate meal study
  - gemiddeld 13,6 mg/d (van Dokkum e.a., 1986) op basis van een market basket study
  - mediaan 8,3 mg/d (CCRX, 1993) op basis van een duplicate meal study

De gegevens over achtergrondblootstelling zijn vrij gelijklopend. Er wordt een achtergrondblootstelling via de voeding van 14 mg/d gehanteerd. Het aandeel via groenten zou 18 % bedragen, via vlees 2,5 % en via melk 1 % (van Dokkum e.a., 1986).

## 8.9 Literatuur

Beernaert, H., Van Rillaer, W., Van Der Mijsbrugge, F., Janssens, G., Dhaoudi, A. (1990). *Project 1989/1 - Bewakingsprogramma van zware metalen in levensmiddelen*. IHE, Brussel.

Belgisch Staatsblad (1992). *Koninklijk Besluit van 2 december 1991 tot vaststelling van de maximale gehalten van een aantal zware metalen in voedingsmiddelen*. Belgisch Staatsblad, 21 februari 1992.

Bockting, G., van den Berg, R. (1992). *De accumulatie van sporenmetalen in groenten geteeld op verontreinigde bodems - een literatuurstudie*. RIVM n° 725201009, RIVM, Bilthoven, Nederland.

Brainard, J., Beck, B.D. (1992). *A review of the bioavailability of petroleum constituents*. Journal of soil contamination, 1(3), 273 - 307.

Broholm, K. Feenstra, S. (1995). *Laboratory measurements of the aqueous solubility of mixtures of chlorinated solvents*. Environmental Toxicology and Chemistry, 14(1), 9 - 15.

Buchet, J.P., Lauwerys, R., Vandevoorde, A., Pycke, J.M. (1983). *Oral daily intake of cadmium, lead, manganese, copper, chromium, mercury, calcium, zinc and arsenic in Belgium: a duplicate meal study*. Fd. Chem. Tox., 21, 19 - 24.

Buchter, D., Davidoff, B., Amacher, M.C., et al. (1989). *Correlation of Freundlich  $K_d$  and  $n$  retention parameters with soils and elements*. Soil Science, 148(5), 370 - 379.

CCRX (1993). *Metingen van radioactiviteit en xenobiotische stoffen in het biologisch milieu in Nederland 1991*. Coördinatiecommissie voor de metingen van radioactiviteit en xenobiotische stoffen, Bilthoven, Nederland.

CCRX (1994). *Metingen in het milieu in Nederland 1992*. Coördinatiecommissie voor de meting van radioactiviteit en xenobiotische stoffen, Bilthoven, Nederland.

Chiou (1985). *Partition coefficients of organic compounds in lipid-water systems and correlation with fish bioconcentration factors*. Env. Sci. Technol., 19(1), 57 - 62.

Cleven, R.GF.M.J., Janus, J.A., Annema, J.A., Slooff, W. (1991). *Basisdocument zink*. RIVM n°710401019, RIVM, Bilthoven, Nederland.

EEG (1993). *Reports of the Scientific Committee for Food - nutrient and energy intakes for the European Community (thirty-first series)*. Commission of the European Communities, ECSC-EEG, EAEC, Brussel.

EPA (1993a). *Provisional guidance for quantitative risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons*. EPA/600/R-93/089, EPA, Washington, VS.

EPA (1993b). *Integrated Risk Information System (IRIS)*. EPA, Washington, VS.

EPA (1994a). *Technical background document for Draft Soil Screening Level Guidance*. EPA, Washington, VS.

EPA (1994b). *Health Effects Assessment Summary Tables - FY 1994 Annual*. EPA/540/R-94/020, EPA, Washington, VS.

EPA (1994c). *Guidance manual for the integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children (IEUBK)*. EPA/540/R-93/081, EPA, Washington, VS.

EPA (1995). *Integrated Risk Information System (IRIS)*. PB91-591331, EPA, Washington, VS.

Gossett (1987). *Measurement of Henry's law constant for C1 and C2 chlorinated hydrocarbons*. Environ. Sci. Technol., 21(2), 202 - 208.

Hassauer, M., Kalberlach, F., Oltmanns, J., Schneider, K. (1993). *Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten*. Umweltbundesamt, Berichte 4/93, Erich Schmidt Verlag, Berlijn, Duitsland.

Heath, J.S., Koblis, K., Sager, S.L., (1993). *Review of chemical, physical and toxicologic properties of components of Total Petroleum Hydrocarbons*. Journal of Soil Contamination, 2(1), 1 - 25.

Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (1992). *Trace elements in soils and plants 2nd ed*. CRC Press, Boca Raton, Florida, VS.

Kiekens, L. (1980). *Adsorptieverschijnselen van zware metalen in gronden*. Doctoraal proefschrift, Faculteit van de Landbouwwetenschappen, Universiteit Gent.

Kile, D., Chiou, C., Zhou, H., Xu, H. (1995). *Partition of nonpolar organic pollutants from water to soil and sediment organic matters*. Environ. Sci. Technol., 29(5), 1401 - 1406.

Krasowski, M., Doelman, P. (1990). *Lood in milieu en voeding in Nederland*. Coördinatiecommissie voor de metingen van radioactiviteit en xenobiotische stoffen, Bilthoven, Nederland.

Kühne, R., Ebert, R.-U., Kleint, F., Schmidt, G., Schuurmann, G. (1995). *Group contribution methods to estimate water solubility of organic chemicals*. Chemosphere, 30(11), 2061 - 2077.

LAC (1986). *Signaalwaarden voor de gehalten van milieukritische stoffen in grond met het oog op landbouwkundige gebruiksmogelijkheden van verontreinigde bodems*. LAC n° 86/1, Landbouwadviscommissie Milieukritische stoffen, Ministerie van Landbouw en Visserij, Nederland.

Mackay, D; (1982). *Correlation of bioconcentration factors*. Environ. Sci. Technol., 16(5), 274 - 278.

NRC (1989). *Recommended dietary allowances 10th edition*. Subcommittee on the tenth edition of the RDAs, Food and Nutrition Board, Commission on Life Sciences National Research Council, National Academy Press, Washington, VS.

Owen, B.A., (1990). *Literature-derived absorption coefficients for 39 chemicals via oral and inhalation routes of exposure*. Regulatory Toxicology and Pharmacology, 11, 237 - 252.

Perry, R.H., Green, D. (1984). *Perry's chemical engineer handbook 6th edition*. Mc Grawhill Chemical Engineering Series.

Pieters, H., Hagel, P., Ruiter, A. (1993). *Kwik in milieu en voeding in Nederland - evaluatierapport 1993*. Coördinatiecommissie voor de metingen van radioactiviteit en xenobiotische stoffen, Bilthoven, Nederland.

Rijdsdorp, I; van de Naald, W. (1989). *Arseen*. Coördinatiecommissie voor de metingen van radioactiviteit en xenobiotische stoffen, Bilthoven, Nederland.

RIVM (1994). *Milieurapportage 1993 - III Jaaroverzicht luchtkwaliteit 1992*. RIVM n° 722101006, RIVM, Bilthoven, Nederland.

Roper, W.L., Houk, V.N., Falk, H., Binder, S. (1991). *Preventing lead poisoning in young children: a statement by the Centers for Disease Control, october 1991*. CDC, Atlanta, GA, VS.

Ros, J.P.M., Slooff, W. (1988). *Integrated criteria document cadmium*. RIVM n° 758476004, RIVM, Bilthoven, Nederland.

Slooff, W., Cleven, R.F.M.J., Janus, J.A., Ros, J.P.M. (1989). *Integrated criteria document copper*. RIVM n° 758474009, RIVM, Bilthoven, Nederland.

Slooff, W., Cleven, R.F.M.J., Janus, J.A., van der Poel, P. (1990a). *Integrated criteria document chromium*. RIVM n°710401002, RIVM, Bilthoven, Nederland.

Slooff, W., Haring, B.J.A., Hesse, J.M., Janus, J.A., Thomas, R. (1990b). *Integrated criteria document arsenic*. RIVM n° 710401004, RIVM, Bilthoven, Nederland.

Slooff, W., van Beelen, P., Annema, J.A., Janus, J.A. (1995). *Integrated criteria document mercury*. RIVM n°601014008, RIVM, Bilthoven, Nederland.

Thibault, D.H., Sheppard, M.I., Smith, P.A. (1990). *A critical compilation and review of default soil/liquid partition coefficients for use in environmental assessments*. AECL-10125, Atomic Energy of Canada Limited, Pinawa, Manitoba.

Tse, Orbey, H., Sandler, S. (1992). *Infinite dilution activity coefficients and Henry's law coefficients of some priority water pollutants by a relative gas chromatographic method*. Environ. Sci. Technol., 26 (10), 2017 - 2022.

Van Assche, F., Ciarletta, P. (1992). *Environmental exposure to cadmium in Belgium: decreasing trends during 1980s*.

van den Berg, R. (1994). *Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging - een kwalitatieve en kwantitatieve analyse, leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C-toetsingswaarden - beperkt herziene versie*. RIVM n° 725201006, RIVM, Bilthoven, Nederland.

van Dokkum, W., de Vos, R.H., Muys, J. (1986). *Onderzoek van additieven, chemische contaminanten en nutriënten in totale dagvoedingen, 1984 - 1986 - deel 2: minerale en spoorelementen (resultaten na 5 bemonsteringen)*. CIVO-TNO, Zeist, Nederland.

Vangronsveld, J. (1995). *Persoonlijke mededeling*. LUC - departement SBG, Diepenbeek.

Veerkamp, W., ten Berge, W. (1994). *The concepts of HESP - Human Exposure to Soil Pollutants - version 2.10a - reference manual*. Shell Internationale Petroleum Maatschappij, Den Haag, Nederland.

Vermeire, T.G., van Apeldoorn, M.E., de Fouw, J.C., Janssen, P.J.C.M. (1991). *Voorstel voor de humaan toxicologische onderbouwing van C-(toetsings)waarden*. RIVM n°725201005, RIVM, Bilthoven, Nederland.

Vermeire, T.G. (1993). *Voorstel voor de humaan toxicologische onderbouwing van C-(toetsings)waarden - betreft addendum op rapport 725201005*. RIVM n° 715801001, RIVM, Bilthoven, Nederland.

Verschuieren, K. (1983). *Handbook of environmental data on organic chemicals*. Van Nostrand Reinhold, New York, VS.

Vlaamse Executieve (1989). *Besluit van de Vlaamse Executieve van 15 maart 1989 houdende vaststelling van een technische reglementering inzake drinkwater*. Belgisch Staatsblad, 30 mei 1989.

VMM (1992). *Luchtverontreiniging in het Vlaamse Gewest - Jaarverslag immissiemeetnet 1990 - 1991*. Vlaamse Milieumaatschappij, Bestuur Meetnetten en Planning, Dienst Lucht, Erembodegem.

VMM (1993). *Luchtverontreiniging in het Vlaamse Gewest - Jaarverslag immissiemeetnet 1991 - 1992*. Vlaamse Milieumaatschappij, Bestuur Meetnetten en Planning, Dienst Lucht, Erembodegem.

VMM (1994). *Luchtverontreiniging in het Vlaamse Gewest - Jaarverslag immissiemeetnet 1992 - 1993*. Vlaamse Milieumaatschappij, Bestuur Meetnetten en Planning, Dienst Lucht, Erembodegem.

WHO (1987). *Air quality guidelines for Europe*. WHO Regional Publications, European Series n°23. WHO, Kopenhagen, Denemarken .

WHO (1989). *Evaluation of certain food additives and contaminants - Thirty-third report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives*. Technical Report Series 776, WHO, Genève, Zwitserland.

WHO (1991). *Environmental health criteria n° 108 - nickel*. WHO, Genève, Zwitserland.

WHO (1993a). *Guidelines for drinking water quality - volume 1: recommendations - 2nd ed*. WHO, Genève, Zwitserland.

WHO (1993b). *Evaluation of certain food additives and contaminants - Forty-first report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives*. WHO Technical Report Series 837, WHO, Genève, Zwitserland.

Wild, S.R., Jones, K.C. (1992). *Organic chemicals in the environment - polynuclear aromatic hydrocarbon uptake by carrots grown in sludge-amended soil*. J. Environ. Quality, 21, 217 - 225.

Wright, D., Sandler, S., DeVoll, D. (1992). *Infinite dilution activity coefficients and solubilities of halogenated hydrocarbons in water at ambient temperature*. Environ. Sci. Technol., 26(9), 1828 - 1831.



## 9 Cyaniden – Aanvulling

Voor details wordt verwezen naar 'Normering van bodemverontreiniging door cyaniden', VITO-rapport 1998/DIA/R/205 van december 1998 door J. Nouwen, C. Cornelis, G. Schoeters en P. Geuzens, een studie uitgevoerd in opdracht van de OVAM.

### 9.1 Gegevens voor vrije cyaniden

parameter	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	26,0 (uitgedrukt als CN <sup>-</sup> )		
oplosbaarheid	g/m <sup>3</sup>	mengbaar 10 <sup>6</sup> (HCN)	Maximale waarde Vlier-Humaan	
dampdruk	Pa	83993 (20°C, HCN)	ATSDR 1997	
Henry-coëfficiënt	Pa m <sup>3</sup> /mol	5168 (20°C)	ATSDR 1997	
Koc	dm <sup>3</sup> /kg	10 <sup>3,0</sup> (KCN)	ATSDR 1997	(1)
Kow	g/g	10 <sup>0,87</sup>	ATSDR 1997	(2)
Kd	dm <sup>3</sup> /kg	-		
BCF <sub>st</sub>	droge stof	0	L.E. Towill 1978	(3)
BCF <sub>wo</sub>	droge stof	0	L.E. Towill 1978	(3)
D <sub>pe</sub>	m <sup>2</sup> /d	0		
D <sub>pvc</sub>	m <sup>2</sup> /d	0		
Diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	-		
Diffusiecoëfficiënt water	m <sup>2</sup> /h	-		
facing	-	0,0	Pearce 1994	(4)
facinh	-	0,0	Pearce 1994	(4)
fexcr	-	1,0		(5)
pKa	-	9,2	ATSDR 1997	
DAR <sub>volw</sub>	1/h	5 · 10 <sup>-3</sup>		(5)
DAR <sub>kind</sub>	1/h	1 · 10 <sup>-2</sup>		(5)
TD <sub>loraal</sub>	mg/kg d	12 · 10 <sup>-3</sup>	WHO 1996	
TD <sub>inhalatoir</sub>	mg/kg d	5,71 · 10 <sup>-2</sup>	Berekend uit TCL	
TCL	g/m <sup>3</sup>	2 · 10 <sup>-4</sup>	T.G. Vermeire et al. 1991	
Limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	7 · 10 <sup>-2</sup>	WHO 1996	
Limiet plant toxisch	mg/kg ds	-		
gewasnorm	mg/kg vs	-		
vleesnorm	mg/kg vs	-		
Achtergrond lucht	g/m <sup>3</sup>	0		
Achtergrond voeding	mg/kg dag	0	T.G. Vermeire et al. 1991	
Inhalatoire achtergrondblootstelling	mg/kg dag	0		
Klassificatie carcinogeniciteit		D niet klasseerbaar als menselijk carcinogeen	IRIS 1998	(6)

(1) Voor vrije cyaniden werden de berekeningen uitgevoerd met de Koc-waarde van KCN. Het is te verwachten (maar niet zeker) dat cyanide-ionen afkomstig van blauwzuur zich analoog zullen gedragen als cyanide-ionen afkomstig van

KCN. Vanuit deze visie is de Koc-waarde van KCN een goede schatting voor de Koc-waarde van HCN.

- (2) De waarde van Kow is het gemiddelde van de twee gegevens voor HCN.
- (3) Vrij cyanide wordt niet aangetroffen in hogere planten. Voor de berekeningen wordt daarom aangenomen dat de bioconcentratiefactoren voor opname van vrije cyaniden in de wortels en in de stam verwaarloosbaar zijn.
- (4) Tot nog toe zijn geen vrije cyaniden aangetroffen in de melk van koeien welke Berlijns blauw toegediend krijgen. Niet lethale dosissen vrij cyanide worden gemetaboliseerd en uitgescheiden als thiocyanaten via de urine (J.O. Egekeze et al. 1980).
- (5) Standaard
- (6) Berekening uitgevoerd als niet carcinogeen

## 9.2 Gegevens voor complexe cyaniden

parameter	eenheid	waarde	bron	opm.
molmassa	g/mol	26,0 (uitgedrukt als CN <sup>-</sup> )		
oplosbaarheid	g/m <sup>3</sup>	26	Meeussen 1992	(1)
dampdruk	Pa	0		
Henry-coëfficiënt	Pa m <sup>3</sup> /mol	-		
Log Kow		-		
Koc	dm <sup>3</sup> /kg	-		
Kd	dm <sup>3</sup> /kg	0,0		
BCFst	droge stof	1,41	Berekend uit Wallace et al. 1977	(2)
BCFwo	droge stof	2,82	Berekend uit Wallace et al. 1977	(2)
Dpe	m <sup>2</sup> /d	0		
Dpvc	m <sup>2</sup> /d	0		
Diffusiecoëfficiënt lucht	m <sup>2</sup> /h	0		
Diffusiecoëfficiënt water	m <sup>2</sup> /h	-		
facing	-	0,0	Pearce 1994	(3)
facinh	-	0,0		(3)
fexcr	-	1,0	Pearce 1994	(3)
DARvolw	1/h	0		(4)
DARkind	1/h	0		(4)
TDloraal	mg/kg d	13.10 <sup>-3</sup>	T.G. Vermeire et al. 1991	(5)
TDInhalatoir	mg/kg d	2,86.10 <sup>-1</sup>	Berekend uit TCL	
TCL	g/m <sup>3</sup>	1.10 <sup>-3</sup>	ACROS 1998	
Limiet drinkwater	g/m <sup>3</sup>	7.10 <sup>-2</sup>	WHO 1996	
Limiet plant toxisch	mg/kg ds	-		
gewasnorm	mg/kg vs	-		
vleesnorm	mg/kg vs	-		
Achtergrond lucht	g/m <sup>3</sup>	0		
Achtergrond inhalatoir	mg/kg dag	0		
Achtergrond voeding	mg/kg dag	4.10 <sup>-4</sup>	T.G. Vermeire et al. 1991	

- (1) De oplosbaarheid is afhankelijk van o.a. pH en pe. Voor details betreffende de omstandigheden waaronder de vermelde oplosbaarheid van toepassing is, wordt verwezen naar Meeussen (1992).
- (2) Onderzoekers hebben een verhoogde opname van metalen door planten in aanwezigheid van cyaniden vastgesteld. De opname werd gemeten via vergelijking van gemarkeerd  $^{14}\text{C}$  in plant en bodem. (A. Wallace et al. 1977, 1981). Op basis van deze gegevens werd een bioconcentratiefactor voor wortels ( $\text{BCF}_{\text{wortel}} = 2,82$  (uitgedrukt op basis van droge stof)) en één voor de stam ( $\text{BCF}_{\text{stam}} = 1,41$  (uitgedrukt op basis van droge stof)) berekend voor gecomplexeerde cyaniden. De bioconcentratiefactor voor de wortels werd verondersteld het dubbel te zijn van deze voor de stam. Voor hoge bodemconcentraties aan cyaniden is deze aanname gerechtvaardigd, maar bij lage bodemconcentraties is het mogelijk dat dit aanleiding geeft tot een onderschatting van de opname door planten. Verder werd in de planten  $^{14}\text{C}$  gemeten en niet cyanide, zodat de gemeten  $^{14}\text{C}$ -concentratie de bovengrens van aanwezige cyaniden weergeeft. Via  $^{14}\text{C}$ -bepaling kan immers geen onderscheid gemaakt worden tussen het oorspronkelijk cyanide en de eventueel gevormde metabolieten.
- (3) Tot nog toe werden geen complexe cyaniden aangetroffen in de melk van koeien welke Berlijns blauw toegediend kregen. Verder wordt de toegediende dosis Berlijns blauw volledig uitgescheiden via de uitwerpselen zodat mag aangenomen worden dat de opname via vlees verwaarloosbaar is (Pearce 1994).
- (4) Er werd geen dermale absorptie verondersteld.
- (5) In de literatuur circuleren meerdere, sterk uiteenlopende TDI-waarden, welke soms meer dan een factor duizend van elkaar verschillen. Organisaties belast met de volksgezondheid geven totnogtoe voorkeur aan de hier geciteerde TDI-waarde. Hoewel op basis van de literatuurgegevens verwacht wordt dat vrij cyanide de meest toxische vorm van cyanide is en complexe cyaniden relatief weinig toxisch zijn, geven de hier vermelde TDI-waarden dit niet weer. In het kader van een pragmatische risico-beoordeling betreffende complexe cyaniden en in afwachting van nieuwe gegevens is het aangewezen de hier geciteerde TDI te hanteren. Als uitgangspunt voor de berekeningen werd verondersteld dat de situatie stationair is. Echter, omzettingen met vorming van vrije cyaniden zijn mogelijk en dienen gecontroleerd te worden.

## 9.3 Gedrag in de bodem en het grondwater

### 9.3.1 Algemeen

Cyanide-ionen worden niet sterk geadsorbeerd of vertraagd door de bodem. De cyanidezouten van de meeste kationen zijn oplosbaar maar bewegen slechts een korte afstand door de bodem vooraleer afgebroken te worden of gefixeerd te worden door metalen via complexvorming. Cyanide-ionen zouden niet betrokken zijn in redoxreacties. In niet-steriele bodems wordt de koolstof van cyanide omgezet in carbonaat en de stikstof in ammoniak door microbiële afbraak. Onder anaërobe omstandigheden worden cyaniden omgezet in gasvormige stikstofverbindingen welke terechtkomen in de atmosfeer. In water worden

cyaniden aangetroffen als vrij HCN, simpele cyaniden, alkali en aardalkalicyaniden, en complexen. Het vrije cyanide in de bodem vervluchtigt snel naar de atmosfeer.

Het gevaar voor de menselijke gezondheid hangt sterk af van de chemische speciatie waaronder het cyanide voorkomt. De verdeling over vrij cyanide en complexvorm is uitermate belangrijk. In zijn vrije vorm kan cyanide vluchtig zijn, is het bioafbreekbaar maar ook veel meer toxisch dan in gecomplexeerde toestand. Het gedrag van ijzercyanidecomplexen in de bodem is vrij goed bestudeerd. Over de andere cyanidecomplexen is beduidend minder informatie beschikbaar. In de hiernavolgende bespreking zal daarom een opsplitsing gemaakt worden tussen ijzercyanidecomplexen en andere cyanidecomplexen.

## 9.3.2 Bodemverontreiniging door metaalcyanidecomplexen

### 9.3.2.1 Bodemverontreiniging door ijzercyanidecomplexen

Misschien wel het meest duidelijke teken van bodemverontreiniging door cyaniden op sommige gecontamineerde sites, is de karakteristieke blauwe kleur van de ijzercyaniden. Deze kleur is gewoonlijk een aanduiding van de aanwezigheid van het mineraal Berlijns blauw  $\text{Fe}_4(\text{Fe}(\text{CN})_6)_3$ . Dit mineraal bevat zowel ijzer als ijzercyanide. Uit een uitloogexperiment op stalen van een voormalige gasfabriek blijkt dat ijzercyanidecomplexen de belangrijkste zijn op dergelijke terreinen. Zij maken 97 % uit van al de metaalcomplexen.  $\text{Cu}(\text{CN})_2^{2-}$  is in significante maar beperkte hoeveelheden aanwezig, terwijl  $\text{Ni}(\text{CN})_4^{2-}$  slechts aanwezig is in sporenhoeveelheden.

Bij bodemverontreiniging met ijzercyanidecomplexen moeten twee evenwichtsreacties beschouwd worden:

- oplossing van Berlijns blauw tot ijzercyanidecomplex in oplossing;
- ontbinding van ijzercyanidecomplex in oplossing tot vrij cyanide.

Een eerste stap in de beoordeling van de stabiliteit van ijzercyanidecomplexen in bodemoplossingen is de studie van de thermodynamische stabiliteit in functie van de bodemomstandigheden (zuurtegraad (pH), pe als maat voor de oxydatietoestand en totale cyanideconcentratie). Voor details wordt verwezen naar Meeussen (1992). Zowel de redoxpotentiaal, de pH als de totale cyanideconcentratie beïnvloeden de verdeling over de verschillende vormen substantieel. De pH beïnvloedt de activiteit van de ionen welke bijdragen tot de complexvorming. Bij een lage redoxpotentiaal (pe=6) zijn ijzercyanidecomplexen de dominante species. De fractie cyanide in gecomplexeerde vorm wordt sterk beïnvloed door de totale cyanideconcentratie, aangezien er meer dan één cyanide-ion aanwezig is in één ijzercyanidecomplex. Hoe hoger de totale concentratie aan cyanide des te groter de fractie cyanide in gecomplexeerde vorm. Bij hogere pH, lage pe en hoge cyanideconcentratie zijn de complexen de dominerende species.

Wanneer deze omstandigheden vergeleken worden met de natuurlijk voorkomende omstandigheden in de bodem, dan blijkt dat ijzercyanidecomplexen thermodynamisch stabiel zijn enkel onder omstandigheden welke eerder extreem zijn voor bodem en milieu. Dit impliceert dat in de meeste bodems gecomplexeerd cyanide de tendens heeft om te ontbinden naar toxisch vrij cyanide. Zelfs onder optimale omstandigheden voor stabiele cyanidecomplexen, is steeds vrij cyanide

aanwezig. Metingen hebben aangetoond dat echter nauwelijks vrij cyanide in grondwater wordt aangetroffen. Experimentele bevindingen (uitgevoerd in afwezigheid van licht) geven aan dat de ontbinding van dergelijke cyanidecomplexen in grondwater erg traag gebeurt. Bij blootstelling aan zonlicht daarentegen ontbinden ijzercyanidecomplexen erg snel.

Behalve voormeld gedrag dat zich in belangrijke mate afspeelt in de opgeloste fase, is ook de neerslag tot Berlijns blauw in de vaste fase zeer belangrijk. In waterige oplossing dissocieert Berlijns blauw, resulterend in onder andere  $\text{Fe}(\text{CN})_6^{3-}$  en hydroxiden in de vaste toestand. Het hexacyanoferraat(II)ion kan voorkomen als dibasisch, tribasisch of tetrabasisch ion afhankelijk van de pH. Voor details wordt wederom verwezen naar Meeussen (1992).

Bij een pH zoals voorkomend in zure bodems, is de oplosbaarheid van Berlijns blauw veel lager, zodat neerslag van opgeloste ijzercyanidecomplexen kan optreden.

Algemeen mag men stellen dat wanneer Berlijns blauw neerslaat in de bodem, ijzerhydroxide omgezet zal worden in Berlijns blauw. Indien Berlijns blauw oplost, zal ijzerhydroxide gevormd worden. Bijgevolg hangt de evenwichtsconcentratie van ijzercyanidecomplexen niet alleen af van de oplosbaarheid van Berlijns blauw, maar ook van de oplosbaarheid van het aanwezige ijzerhydroxide.

Overeenkomstig de berekeningen zal Berlijns blauw niet neerslaan in alkalische bodems bij de aangetroffen cyanideconcentraties op de verontreinigde sites. De complexen zullen erg mobiel zijn in bodems met hoge pH. Hoge cyanideconcentraties zullen aangetroffen worden in het grondwater.

In zure bodems is neerslag van Berlijns blauw te verwachten. Dit beperkt de mobiliteit en in het grondwater zal slechts een geringe concentratie aangetroffen worden. Dit wordt bevestigd door metingen.

In bodems met een hoge pH wordt tientallen jaren na storting van ijzercyaniden nog steeds cyanide in de vorm van Berlijns blauw aangetroffen, ondanks de goede oplosbaarheid onder die omstandigheden. Men vermoedt dat dit veroorzaakt wordt door de erg lage, mogelijk transport-gelimiteerde (adsorptie, precipitatie van andere ijzercyanidemineralen welke ijzercyanide binden aan de vaste fase) oplossingsnelheid van Berlijns blauw. Recente gegevens suggereren dat de oplosbaarheid gestuurd wordt door evenwicht met mangaanijzercyanide ( $\text{Mn}_2\text{Fe}(\text{CN})_6$  (s)). Dit mineraal heeft een veel lagere oplosbaarheid (geschat:  $\log K_s = -24$ ) welke afhangt van de pH, de redoxpotentiaal, de totale hoeveelheid beschikbaar Mn en de oplosbaarheid van mangaanoxide aanwezig in de bodem (M.G. Keizer et al. 1995).

### 9.3.2.2 Bodemverontreiniging door andere metaalcyanidecomplexen

Wanneer cyanide in de bodem terechtkomt, dient men niet alleen de gevormde ijzercyanidecomplexen te beschouwen, maar ook de complexen met andere metaalionen aanwezig in de bodem. In de metaal- (kopercyaniden, zinkcyaniden, cadmiumcyaniden), de verf- (bloedloogzouten), de grafische industrie (zilvecyaniden) en de mijnbouw worden eveneens cyaniden gebruikt. De bodemverontreiniging veroorzaakt door dergelijke activiteiten is niet vergelijkbaar met bodemverontreiniging veroorzaakt door gasfabrieken. Dergelijke emissies zijn zeker belangrijk voor oppervlaktewater maar worden doorgaans als middelmatig beschouwd voor bodem op basis van een studie van voormalige bedrijfsactiviteiten in Noord-Brabant (J. Nieuwkoop 1993). Op dit ogenblik is het onduidelijk in welke

mate dergelijke cyanideverontreinigingen bijdragen tot de bodemverontreiniging in Vlaanderen.

Cyanide vormt een hele reeks van complexen met verschillende transitie-metalen. Een hoge gecumuleerde vormingsconstante betekent dat het evenwicht naar het complex ligt en dat dus het complex het dominerende species is. Zn en Cd vormen gemakkelijk ontbindbare complexen in tegenstelling tot Co en Fe. De stabiliteit van de Ni- en Cu-complexen is intermediair tussen voornoemde (E.L. Towill et al. 1978).

De dissociatie van het complex speelt een belangrijke rol in de toxiciteit omwille van de vrijstelling van vrij cyanide.

Wanneer enkel thermodynamische aspecten spelen, zijn voormelde complexen minder stabiel dan ijzercyanidecomplexen (uitgezonderd cobaltcyanidecomplexen). De bodemkenmerken bepalen uiteraard de thermodynamische ligging van het evenwicht (cfr. ijzercyanidecomplexen). Het is op dit ogenblik niet duidelijk in welke mate voor deze metalen de thermodynamische stabiliteit van de cyanidecomplexen beïnvloed wordt door onder andere de zuurtegraad en overeenstemmende redoxprocessen aangetroffen in natuurlijke bodems. De literatuurgegevens (T.L. Theis et al. 1994, N.S. Shifrin et al. 1996, M.T. Beck 1987) suggereren dat de stabiliteit van metaalcyaniden (uitgezonderd ijzer- en cobaltcyanidecomplexen) zo laag is dat deze onder normale bodemomstandigheden indien niet volledig dan toch voor een belangrijk deel dissociëren in vrije cyanide- en metaalionen.

### 9.3.3 Bodemverontreiniging door vrije cyaniden

In geval van bodemverontreiniging door cyaniden in vrije vorm, zal cyanide enkel reageren met ijzer(hydr)oxide met vorming van hexacyanoferraat in aanwezigheid van zeer hoge concentraties vrij cyanide. Bij lage vrije cyanideconcentraties zal helemaal geen hexacyanoferraat gevormd worden en blijft cyanide aanwezig in de vrije vorm. Bijgevolg zal er in de laatste situatie steeds een significante bodemverontreiniging zijn door vrije cyaniden. In dit geval zal de cyanideverontreiniging, onafhankelijk van de pH, zich vrijwel uitsluitend in de water- of gasfase bevinden. De pKa van HCN bedraagt 9,2 wat tot gevolg heeft dat bij normale bodemomstandigheden een aanzienlijk deel van het cyanide als HCN aanwezig is en dus kan vervluchtigen. De dampdruk van HCN bedraagt 58,8 kPa bij 13°C. Een dergelijke verontreiniging is zeer mobil en zal zich ook via verdamping kunnen verspreiden. Lage concentraties aan vrije cyaniden zijn biodegradeerbaar onder aërobe omstandigheden (Meeussen 1992). Biodegradatie is een belangrijk proces in natuurlijk oppervlaktewater en afhankelijk van onder andere pH, temperatuur, beschikbaarheid van voedingsstoffen en dergelijke. Weinig is geweten over biodegradatie en stabiliteit van cyaniden onder anaërobe omstandigheden.

## 9.4 Referenties

Acros Organics Catalog, 'Material Safety Data Sheet Prussian blue', [Http://www.fisher1.com/fb/itv?16..f97.1.msa0013.47..1.9](http://www.fisher1.com/fb/itv?16..f97.1.msa0013.47..1.9) , 11.09.1998.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry U.S. Department of Health and Human Services, Division of Toxicology in cooperation with the U.S. Environmental Protection Agency 'Toxicological Profile for Cyanide ' (1997).

J.O. Egekeze, F.W. Oehme, 'Cyanides and their toxicity: A literature review', the Veterinay Quaterly, vol. 2, 104-114 (1980).

International Agency for Research on Cancer, "International Agency for Research on Cancer IARC (online database <http://www.iarc.fr>)" (1998).

IRIS, "Integrated Risk Information System (IRIS) (online database <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>)", U.S. Environmental Protection Agency, Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office, Cincinnati, OH (1998).

J. Nouwen, C. Cornelis, G. Schoeters en P. Geuzens 'Normering van bodemverontreiniging door cyaniden', VITO-rapport 1998/DIA/R/205, een studie uitgevoerd in opdracht van de OVAM (1998).

H. Meeussen, 'Chemical Speciation and Behaviour of Cyanide in Contaminated Soils', Ph. D., 133p. (1992).

J. Pearce, 'Studies of any toxicological effects of Prussian blue compounds in mammals- a review', Fd. Chem. Toxic., vol. 32, nr. 6, p. 577-582 (1994).

L. E. Towill, J.S. Drury, B.L. Whitfield, E.B. Lewis, E.L. Calyan, A.S. Hammons, 'Reviews of the environmental effects of pollutants V. Cyanide', 190 p. (1978).

T.G. Vermeire, M.E. Apeldoorn, J.C. Fouw, P.J.C.M. Janssen, "Voorstel voor de humaantoxicologische onderbouwing van C-(toetsings)waarden", RIVM report 725201005 (1991).

A. Wallace, J.W. Cha, R.T. Mueller, 'Cyanide effects on transport of trace metals in plants', Commun. in Soil Science and Plant Analysis, vol.8 (9), p. 709-712 (1977).

A. Wallace, E.M. Romney, R.T. Mueller, Sr., M. Soufi, 'Plant uptake and transport of <sup>241</sup>Am', Soil Science, vol. 132, p. 114-119 (1981).

World Health Organization, 'Guidelines for drinking-water quality, Health criteria and other supporting information', Volume 2, Geneva, Second Edition 92-4-154480-5 (1996).