

Eindrapport

Voorstel voor herziening van de bodemsaneringsnormen voor dichloormethaan, tetrachloormethaan, trichlooretheen, 1,1,1- trichloorethaan en tetrachlooretheen

M. Van Holderbeke, L. Geerts , J. Bierkens, C. Cornelis

Studie uitgevoerd in opdracht van OVAM
2016/MRG/R/0612

Maart 2019



VITO NV

Boeretang 200 - 2400 MOL - BELGIE
Tel. + 32 14 33 55 11 - Fax + 32 14 33 55 99
vito@vito.be - www.vito.be

BTW BE-0244.195.916 RPR (Turnhout)
Bank 375-1117354-90 ING
BE34 3751 1173 5490 - BBRUBEBB

VERSPREIDINGSLIJST

Griet Van Gestel, OVAM

SAMENVATTING

Voorliggend rapport werkt een voorstel uit tot herziening van de bodemsaneringsnormen (BSN's) voor dichloormethaan, tetrachloormethaan, trichlooretheen, tetrachlooretheen en 1,1,1-trichloorethaan. De bodemsaneringsnormen voor bodem en grondwater zijn gebaseerd op de nadelige effecten voor mens en milieu, die het gevolg kunnen zijn van de aanwezigheid van verontreinigende stoffen in bodem en grondwater. De bodemsaneringsnormen houden rekening met het gebruik van de bodem en met de kenmerken van de bodem. Er worden vijf bestemmingstypes onderscheiden: natuur (I), landbouw (II), wonen (III), recreatie (IV) en industrie (V). Bij de laatste vier bestemmingstypes ligt de nadruk op de bescherming van de gezondheid van de mens. Voor deze vier bestemmingstypes wordt een onderbouwing van bodemsaneringsnormen voorzien. Bij het bestemmingstype natuur ligt de nadruk op de bescherming van het ecosysteem. Een onderbouwing van de normering voor dit bestemmingstype is nog niet voorhanden.

De normen van dichloormethaan, tetrachloormethaan, trichlooretheen, tetrachlooretheen en 1,1,1-trichloorethaan, zoals opgenomen in de huidige versie van Vlarebo (2007) zijn gebaseerd op normvoorstellen uit Cornelis en Geuzens (1995) (dichloormethaan, tetrachloormethaan, trichlooretheen en tetrachlooretheen) en op normvoorstellen uit Nouwen en Cornelis (Nouwen & Cornelis) (1,1,1-trichloorethaan.)

Omwille van de verouderde data werd besloten tot een herziening van de normvoorstellen voor bovenvermelde stoffen. Daartoe werd een actualisatie uitgevoerd van de volgende invoergegevens voor normering:

- fysicochemie,
- overdracht naar dierlijke en plantaardige producten,
- voorkomen in milieu, achtergrondniveaus en achtergrondblootstelling,
- wettelijke limieten,
- toxicologie.

De toxicologische informatie, met inbegrip van gegevens over absorptie en mengseltoxiciteit, werd overgenomen uit het rapport van 2016 (Geerts *et al.*, 2016).

De herziening van de invoergegevens en de afleiding van de normvoorstellen worden per stof besproken. Elke stof omvat een apart hoofdstuk, waarin achtereenvolgens de verzamelde informatie besproken en een voorstel voor de betreffende invoerparameter(s) wordt afgeleid en het normvoorstel toegelicht wordt met een interpretatie en vergelijking met de huidige normen en hun onderbouwing. In bijlage A is voor elke stof een stoffenfiche opgenomen, die de huidige invoergegevens in S-Risk en de in dit document voorgestelde waarden bevat.

Hieronder wordt meer informatie gegeven over de data die gebruikt zijn bij het afleiden van de nieuwe normvoorstellen voor chloorsolventen in bodem en grondwater. In de verschillende hoofdstukken in dit rapport worden meerdere alternatieve normvoorstellen voor de verschillende stoffen besproken, gebruik makend van alternatieve toxicologische toetsingswaarden of keuze voor een wettelijke of toxicologische limiet voor lucht. In deze samenvatting wordt enkel dieper ingegaan op de geactualiseerde parameters en de afleiding van het finaal door OVAM geselecteerde normvoorstel.

Dichloormethaan

Voor dichloormethaan werden een aantal fysicochemische parameters (dampdruk, Henry-coëfficiënt, K_{ow} en K_{oc}), de toxicologische toetsingswaarden, limieten in lucht en drinkwater en achtergrondblootstelling via drinkwater geactualiseerd. De geactualiseerde fysicochemische parameters en de waarden gebruikt ter onderbouwing van de normering opgenomen in Vlarebo (2007) staan in Tabel S 1.

Tabel S 1: Geactualiseerde fysicochemische parameters voor dichloormethaan en de vergelijking met de waarde gebruikt ter onderbouwing van de normering opgenomen in Vlarebo (2007).

<i>Parameter</i>	<i>Eenheid</i>	<i>Basisgegevens Vlarebo Waarde</i>	<i>Herziening Waarde</i>
<i>Dampdruk</i>	<i>Pa</i>	46518 bij 20°C (Verschuieren, 1983)	57662 bij 25 °C (Gemiddelde van experimentele waarden en berekend volgens Antoine vergelijking)
<i>Henry-coëfficiënt</i>	<i>Pa m³/mol</i>	116 bij 10°C Gosset (1987); Wright et al. (1992); Tse en Sandler (1992)	134 bij 10°C (regressie uit Warneck (2007))
<i>log(K_{ow})</i>	<i>g/g</i>	1,48 van den Berg (1994); US-EPA (1994b)	1,3 ($K_{ow} = 20$) (Gemiddelde van experimentele en QSAR waarden)
<i>log(K_{oc})</i>	<i>dm³/kg</i>	1;36 US-EPA (1994b)	- laten berekenen in S-Risk (hydrofobe verbinding)

In de huidige stoffenfiche is de achtergrondconcentratie van dichloormethaan in drinkwater gelijk aan 0. Er zijn geen VMM-meetgegevens voor dichloormethaan in drinkwater. WHO (2003a) rapporteert dat concentraties in drinkwater meestal lager zijn dan 1 µg/l. Gegevens uit Nederland (VROM, 2010) wijzen op gemiddelde concentraties lager dan 0,1 µg/l (in afpompstations). De achtergrondconcentratie wordt gelijk gesteld aan 0,1 µg/l.

Een overzicht van huidige en nieuwe toxicologische toetsingswaarden is opgenomen in Tabel S 2.

Tabel S 2: Overzicht van huidige en nieuwe toxicologische toetsingswaarden voor dichloormethaan.

	<i>oraal</i> (mg/kg·d)	<i>niet-carcinogeen</i> <i>inhalatoir</i> (mg/m ³) ^{a)}	<i>Dermaal</i> (mg/kg·d)	<i>oraal</i> (mg/kg·d) ⁻¹	<i>carcinogeen</i> <i>inhalatoir</i> (mg/m ³) ⁻¹	<i>dermaal</i> (mg/kg·d) ⁻¹
huidig						
<i>systemisch</i>	6×10^{-3} (WHO, 1993)	$2,1 \times 10^{-2}$ (<i>oraal</i>) / 3 (WHO, 1987a)	6×10^{-3}	-	-	-
nieuw						
<i>systemisch</i>	6×10^{-3} (WHO, 2003a; US-EPA, 2011a)	6×10^{-1} (US-EPA, 2011a)	6×10^{-3}	2×10^{-3} (volw.) 6×10^{-3} (3 - < 15 jr) 2×10^{-2} (1 - < 3 jr) (US-EPA, 2011a) ^{b)}	1×10^{-5} (volw.) 3×10^{-5} (3 - < 15 jr) 1×10^{-4} (1 - < 3 jr) (US-EPA, 2011a) ^{b)}	$[2 \times 10^{-3}$ (volw.) 6×10^{-3} (3 - < 15 jr) 2×10^{-2} (1 - < 3 jr)]
<i>lokaal</i>		$4,5 \times 10^{-1}$ (WHO, 2000b)				

^{a)} Bij de toxicologische waarden volgens de toenmalige normering was er vaak geen consistentie tussen de inhalatoire TDI (hier omgerekend naar een concentratie in lucht) en de toetsingswaarde voor luchtkwaliteit. De inhalatoire TDI was vaak gelijk aan de orale TDI. In deze kolom zijn – bij verschillende waarden – eerst de inhalatoire TDI (omgerekend naar een concentratie in lucht) opgenomen en vervolgens de toetsingswaarde voor luchtkwaliteit.

^{b)} Omdat de studies niet het vroege levensstadium omvatten, stelt US-EPA voor om het eenheidsrisico en de hellingsfactor te vermenigvuldigen met leeftijdsafhankelijke factoren (factor 10 voor < 2 jaar, factor 3 voor 2 - < 16 jaar en factor 1 voor ouder dan of gelijk aan 16 jaar) om rekening te houden met mogelijk verhoogde gevoeligheid tijdens de kindertijd.

De nieuwe toetsingswaarde voor lucht bedraagt 0,45 mg/m³ (weekgemiddelde) (WHO, 2000b), in de huidige versie van S-Risk is deze 3 mg/m³.

Voor de actualisatie van het normvoorstel werd gerekend voor drie types eindpunten: systemisch met drempel, lokaal inhalatoir en systemisch zonder drempel (carcinogeen). De resultaten voor deze afzonderlijke eindpunten zijn weergegeven in Tabel S 3.

Tabel S 3: Berekende herziene bodemsaneringsnormen (mg/kg droge stof) voor dichloormethaan.

	II	III	IV	V
S-Risk				
tox	0,77 (drempel) 5,9 (lokaal) 0,49 (kanker)	1,1 (drempel) 5,9 (lokaal) 0,71 (kanker)	IVa 3844 (drempel) >>> (lokaal) 3966 (kanker) IVb 48 (drempel) 40 (lokaal) 47 (kanker)	Va 62 (drempel) 69 (lokaal) 99 (kanker) Vb 149 (drempel) 475 (lokaal) 176 (kanker)
bijstell	-	-	IVa 3689 (buitenlucht) IVb 5,4 (drinkwater)	Va en Vb 5,4 (drinkwater)

vet: (weergehouden) waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van tox waarden

vet onderlijnd: weergehouden waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van bijstelling

:- de concentratie-indexen zijn niet kritisch, er is geen bijstelling nodig

De vergelijking tussen de huidige bodemsaneringsnormen voor dichloormethaan (Vlaamse Regering, 2007) en de herrekenende bodemsaneringsnormen is opgenomen in Tabel S 4.

Tabel S 4: De voorgestelde waarden voor bodem (mg/kg ds, in het vet) en vergelijking met de huidige bodemsaneringsnormen voor dichloormethaan (Vlaamse Regering, 2007).

	II	III	IV	V
Vlarebo	0,13	0,35	3,5	3,5
Voorstel humantox	0,49	0,71	5,4	5,4
Voorstel ecotox	-	-	-	-
Streefwaarde	0,02	0,02	0,02	0,02

Tabel S 5 geeft voor grondwater de voorgestelde waarden weer, samen met de huidige Vlarebo-norm. Het voorstel voor saneringsnorm in grondwater bedraagt 20 µg/l. Deze waarde komt overeen met de toxicologisch bepaalde toetsingswaarde voor drinkwaterkwaliteit. De huidige saneringsnorm voor grondwater bedraagt 20 µg/l. De waarde blijft dus behouden.

Tabel S 5: Integratie van de voorgestelde waarden voor grondwater, dichloormethaan. (Het voorstel is in het vet weergegeven).

	Concentratie (µg/l)
Vlarebo	20
Normvoorstel	20
streefwaarde	0,5

Tetrachloormethaan

Voor tetrachloormethaan werden een aantal fysicochemische parameters (oplosbaarheid, dampdruk, Henry-coëfficiënt, K_{ow} en K_{oc}), de toxicologische toetsingswaarden, limieten in lucht en drinkwater en achtergrondblootstelling via lucht geactualiseerd. De geactualiseerde fysicochemische parameters en de waarden gebruikt ter onderbouwing van de normering opgenomen in Vlarebo (2007) staan in Tabel S 6.

Tabel S 6: Geactualiseerde fysicochemische parameters voor tetrachloormethaan en de vergelijking met de waarde gebruikt ter onderbouwing van de normering opgenomen in Vlarebo (2007).

		Basisgegevens Vlarebo	Herziening
Parameter	Eenheid	Waarde	Waarde
Oplosbaarheid	mg/l	800 bij 20°C (Verschuieren, 1983), (Broholm & Feenstra, 1995), (Tse & Sandler, 1992), (Wright et al., 1992)	775 bij 25°C (Gemiddelde van experimentele waarden)
Dampdruk	Pa	12000 bij 20°C (van den Berg, 1994)	14991 bij 25°C (Gemiddelde van experimentele waarden en berekend volgens Antoine vergelijking)
Henry-coëfficiënt	Pa m ³ /mol	1350 bij 10°C Gosset (1987) Tse en Sandler (1992)	1310 bij 10°C (regressie uit Warneck (2007))
log(K_{ow})	g/g	2,7 US-EPA (1994b)	2,66 (K_{ow} = 457) (Gemiddelde van experimentele waarden)
log(K_{oc})	dm ³ /kg	2,22 (K_{oc} = 164) US-EPA (1994b), (Kile et al., 1995)	1,79 (K_{oc} = 62) gemiddelde van experimentele waarden voor de bodem met OC >= 0,3 %

In de huidige stoffenfiche is de achtergrondconcentratie van tetrachloormethaan in lucht gelijk aan 2,7 µg/m³ (CCRX, 1994). Recente Vlaamse of Europese gegevens werden niet teruggevonden. Op basis van recente metingen in de Verenigde Staten en Canada wordt de achtergrondconcentratie gelijk gesteld aan 1 µg/m³, gezien tetrachloormethaan niet meer mag gebruikt worden en er dus niet verwacht wordt dat de concentraties in Vlaanderen zullen stijgen.

Een overzicht van huidige en nieuwe toxicologische toetsingswaarden is opgenomen in Tabel S 7.

Tabel S 7: Overzicht van huidige en nieuwe toxicologische toetsingswaarden voor tetrachloormethaan.

	niet-carcinogeen			carcinogeen		
	oraal (mg/kg·d)	inhalatoir (mg/m ³) ^{a)}	dermaal (mg/kg·d)	oraal (mg/kg·d) ⁻¹	inhalatoir (mg/m ³) ⁻¹	dermaal (mg/kg·d) ⁻¹
huidig						
systemisch	7,14 × 10 ⁻⁴ (WHO, 1993)	5,6 × 10 ⁻³ b)/ 1,4 × 10 ⁻² (Hassauer et al., 1993)	7,14 × 10 ⁻⁴	-	-	-
Nieuw						
systemisch	4 × 10 ⁻³ (US-EPA, 2010)	1 × 10 ⁻¹ (US-EPA, 2010)	4 × 10 ⁻³	-	-	-

^{a)} Bij de toxicologische waarden volgens de normering was er vaak geen consistentie tussen de inhalatoire TDI (hier omgerekend naar een concentratie in lucht) en de toetsingswaarde voor luchtkwaliteit. De inhalatoire TDI was vaak gelijk aan de orale TDI. In deze kolom zijn – bij verschillende waarden – eerst de inhalatoire TDI (omgerekend naar een concentratie in lucht) opgenomen en vervolgens de toetsingswaarde voor luchtkwaliteit.

^{b)} omgerekend uit een orale TDI van 1,6 × 10⁻³ mg/kg·d met als referentie Hassauer et al. (1993) (niet traceerbaar)

De nieuwe toetsingswaarde voor lucht bedraagt 0,1 mg/m³ (US-EPA, 2010) , in de huidige versie van S-Risk is deze 1,4 × 10⁻² mg/m³. Op basis van de TDI van 4 × 10⁻³ mg/kg·d (US-EPA) kan een toetsingswaarde in drinkwater van 12 µg/l berekend worden, in de huidige versie is deze 2 µg/l.

Voor de actualisatie van het normvoorstel werd uitsluitend getoetst aan de niet-carcinogene criteria. De resultaten zijn weergegeven in Tabel S 8.

Tabel S 8: Berekende herziene bodemsaneringsnormen (mg/kg droge stof) voor tetrachloormethaan.

	II	III	IV	V
S-Risk				
tox	0,36 (drempel)	0,41 (drempel)	IVa 1597 (drempel) IVb 3,4 (drempel)	Va 5,8 (drempel) Vb 35,3 (drempel)
bijstell	-	-	IVa <u>296</u> (lucht) IVb <u>0,9</u> (binnenlucht)	Va en Vb <u>1,7</u> (binnenlucht)

vet: (weerhouden) waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van tox waarden

vet onderlijnd: weerhouden waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van bijstelling

-: de concentratie-indexen zijn niet kritisch, er is geen bijstelling nodig

De vergelijking tussen de huidige bodemsaneringsnormen voor tetrachloormethaan (Vlaamse Regering, 2007) en de herrekende bodemsaneringsnormen is opgenomen in Tabel S 9. In de tabel staan tevens de resultaten vermeld voor een alternatieve berekening met andere toxicologische (carcinogene) toetsingswaarden, voor meer informatie hierover wordt verwezen naar hoofdstuk 3.6.

Tabel S 9: De voorgestelde waarden voor bodem (mg/kg ds, in het vet), de resultaten van een berekening met alternatieve tox-data en vergelijking met de huidige bodemsaneringsnormen voor tetrachloormethaan (Vlaamse Regering, 2007).

	II	III	IV	V
Vlarebo	0,1	0,1	0,85	1
Voorstel humantox carcinogeen (alternatief)	0,014	0,014	0,01	0,03
Voorstel humantox niet-carcinogeen	0,36	0,41	0,9	1,7
Voorstel ecotox	-	-	-	-
Streefwaarde	0,02	0,02	0,02	0,02

Tabel S 10 geeft voor grondwater de voorgestelde waarden weer, samen met de huidige Vlarebo-norm. Het voorstel voor saneringsnorm in grondwater bedraagt 12 µg/l (onder aanname van carcinogeniteit zonder drempel bedraagt deze 4 µg/l). Deze waarde komt overeen met de toxicologische bepaalde toetsingswaarde onder uitsluiting van carcinogeniteit als kritisch eindpunt.

Tabel S 10: Integratie van de voorgestelde waarden voor grondwater, tetrachloormethaan. (Het voorstel is in het vet weergegeven).

	Concentratie (µg/l)
Vlarebo	2
Normvoorstel	12
streefwaarde	0,5

Trichlooretheen

Voor trichlooretheen werden een aantal fysicochemische parameters (oplosbaarheid, dampdruk, Henry-coëfficiënt, K_{ow} en K_{oc}), de toxicologische toetsingswaarden, limieten in lucht en drinkwater en achtergrondblootstelling via voeding geactualiseerd. De geactualiseerde fysicochemische parameters en de waarden gebruikt ter onderbouwing van de normering opgenomen in Vlarebo (2007) staan in Tabel S 11.

Tabel S 11: Geactualiseerde fysicochemische parameters voor trichlooretheen en de vergelijking met de waarde gebruikt ter onderbouwing van de normering opgenomen in Vlarebo (2007).

Parameter	Eenheid	Basisgegevens Vlarebo Waarde	Herziening Waarde
Oplosbaarheid	mg/l	$1,40 \times 10^3$ bij 20°C (Tse & Sandler, 1992; Wright et al., 1992)	1372 bij 25°C (Gemiddelde van experimentele waarden)
Dampdruk	Pa	8000 bij 20°C (Verschuieren, 1983)	9635 bij 25°C (Gemiddelde van experimentele waarden en berekend volgens Antoine vergelijking)
Henry- coëfficiënt	Pa m ³ /mol	419 bij 10°C (Gosset (1987); Wright et al. 1992; Tse en Sandler 1992)	439 bij 10°C (Gemiddelde van experimentele waarden)
log(K_{ow})	g/g	2,4 (US-EPA)	2,52 ($K_{ow} = 331$) (Gemiddelde van experimentele waarden)
log(K_{oc})	dm ³ /kg	1,9395 (US-EPA)	1,994 ($K_{oc} = 98$) (Gemiddelde van experimentele waarden)

De achtergrondinname voor voeding is gebaseerd op een recente studie waarin de aanwezigheid van trichlooretheen gemeten werd in voedingsmiddelen die op de Belgische markt beschikbaar zijn (Medeiros Vinci *et al.*, 2015). Op basis van de gemeten concentraties in deze Belgische studie en het voedselconsumptiepatroon van Belgische volwassenen werd een totale innameschatting (zonder drinkwater) van trichlooretheen van $3,05 \times 10^{-5}$ mg/kg·d (versus $5,70 \times 10^{-5}$ mg/kg·d in huidige versie S-Risk) voor volwassenen berekend. Voor peuters, andere kinderen, en adolescenten bedragen de berekende innames respectievelijk $3,23 \times 10^{-4}$ mg/kg·d, $2,51 \times 10^{-4}$ mg/kg·d en $4,08 \times 10^{-5}$ mg/kg·d.

Een overzicht van huidige en nieuwe toxicologische toetsingswaarden is opgenomen in Tabel S 12.

Tabel S 12: Overzicht van huidige en nieuwe toxicologische toetsingswaarden voor trichlooretheen.

	niet-carcinogeen			carcinogeen		
	oraal (mg/kg·d)	inhalatoir (mg/m ³) ^a	dermaal (mg/kg·d)	oraal (mg/kg·d) ⁻¹	inhalatoir (mg/m ³) ⁻¹	dermaal (mg/kg·d) ⁻¹
huidig						
systemisch	$2,38 \times 10^{-2}$ (WHO, 1993)	$8,3 \times 10^{-2}$ (oraal) / 1,0 (WHO, 1987a)	$2,38 \times 10^{-2}$	--	-	-
nieuw						
systemisch	$1,46 \times 10^{-3}$ WHO (2005)	6×10^{-1} OEHHA (2008)	$1,46 \times 10^{-3}$	$7,8 \times 10^{-4}$ WHO (2005)	$4,3 \times 10^{-4}$ WHO (2000b)	$7,8 \times 10^{-4}$ WHO (2005)
lokaal	-	-	-	-	-	-

Op basis van de nieuwe toxicologische toetsingswaarde voor inhalatie (WHO, 2000b) werd een TCL van 23 µg/m³ voor kanker als eindpunt berekend. Voor buitenlucht wordt deze toxicologische limiet gehanteerd; voor binnenlucht wordt de wettelijke richtwaarde voor trichlooretheen in het binnenmilieu van 200 µg/m³ (BS, 2004) overgenomen. Deze waarde verschilt van de richtwaarde van 0,2 µg/m³ die van het aangepaste Vlaamse Binnenmilieubesluit (BS, 2018), dat nog niet gepubliceerd was op het moment van het herzien van de normering. In de huidige versie van S-Risk wordt een limiet van 1 mg/m³ gehanteerd.

Voor drinkwater wordt getoetst aan de Europese wettelijke limiet van 10 µg/l (geldig voor de som van trichlooretheen en tetrachlooretheen, toegekend aan trichlooretheen (EG, 1998; BS, 2003). deze is strenger dan de toxicologische advieswaarde voor drinkwater van 20 µg/l (afleiding door WHO (2017)).

Voor de actualisatie van het normvoorstel voor bodem werd gerekend voor twee types eindpunten: systemisch met drempel en systemisch zonder drempel (carcinogeen). De resultaten voor deze afzonderlijke eindpunten zijn weergegeven in Tabel S 13, evenals de resultaten indien limieten in lucht of drinkwater zouden resulteren in een lagere bodemsaneringsnorm.

Tabel S 13: Berekende herziene bodemsaneringsnormen (mg/kg droge stof) voor trichlooretheen.

	II	III	IV	V
S-Risk				
tox	0,49 (drempel) 0,80 (kanker)	0,72 (drempel) 0,82 (kanker)	IVa 833 (drempel) 27790 (kanker) IVb 27,3 (drempel) 5,25 (kanker)	Va 42,3 (drempel) 6,74 (kanker) Vb 57,0 (drempel) 44,1 (kanker)
bijstell	-	-	IVa 270 (buitenlucht) IVb 3,6 (drinkwater)	Va en Vb 3,6 (drinkwater)

vet: (weerhouden) waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van tox waarden

vet onderlijnd: weerhouden waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van bijstelling

-: de concentratie-indexen zijn niet kritisch, er is geen bijstelling nodig

De vergelijking tussen de huidige bodemsaneringsnormen voor trichlooretheen (Vlaamse Regering, 2007) en de herrekenende bodemsaneringsnormen is opgenomen in Tabel S 14.

Tabel S 14: De voorgestelde waarden voor bodem (mg/kg ds, in het vet), en vergelijking met de huidige bodemsaneringsnormen voor trichlooretheen (Vlaamse Regering, 2007).

	II	III	IV	V
Vlarebo	0,65	1,4	10	10
Voorstel humaattox volgens Tabel S 12				
Richtwaarde binnenlucht	0,49	0,72	3,6	3,6
Toxicologische waarde binnenlucht	0,49	0,72	0,78	1,55
Voorstel ecotox	3	3	3	50
Streefwaarde	0,02	0,02	0,02	0,02

Tabel S 15 geeft voor grondwater de voorgestelde waarden weer, samen met de huidige Vlarebo-norm.

De voorgestelde saneringsnorm voor trichlooretheen bedraagt 10 µg/l (wettelijke waarde) omdat de toxicologische advieswaarde (20 µg/l) hoger ligt. Er wordt opgemerkt dat de wettelijke waarde geldt voor de som van trichlooretheen en tetrachlooretheen (en dat hier in een risicobeoordeling dus rekening mee moet gehouden worden).

Tabel S 15: Integratie van de voorgestelde waarden voor grondwater, trichlooretheen. (Het voorstel is in het vet weergegeven).

	Concentratie (µg/l)
Vlarebo	70
Normvoorstel	10
streefwaarde	0,5

1,1,1-Trichloorethaan

Voor 1,1,1-trichloorethaan werden een aantal fysicochemische parameters (oplosbaarheid, dampdruk, Henry-coëfficiënt, K_{ow} en K_{oc}), de toxicologische toetsingswaarden, limieten in lucht en achtergrondconcentratie via lucht geactualiseerd. De geactualiseerde fysicochemische parameters en de waarden gebruikt ter onderbouwing van de normering opgenomen in Vlarebo (2007) staan in Tabel S 16.

Tabel S 16: Geactualiseerde fysicochemische parameters voor 1,1,1-trichloorethaan en de vergelijking met de waarde gebruikt ter onderbouwing van de normering opgenomen in Vlarebo (2007).

Parameter	Eenheid	Basisgegevens Vlarebo Waarde	Herziening Waarde
Oplosbaarheid	mg/l	$1,02 \times 10^3$ bij 20°C (gemiddelde van 6 gegevens)	1430 bij 25°C (Gemiddelde van experimentele waarden)
Dampdruk	Pa	14346 bij 20°C (gemiddelde van 6 gegevens)	16540 bij 25°C (Gemiddelde van experimentele waarden en berekend volgens Antoine vergelijking)
Henry-coëfficiënt	Pa m ³ /mol	726 bij 10°C (regressie op basis van 23 metingen)	830 bij 10°C (Gemiddelde van experimentele waarden)
log(K_{ow})	g/g	2,45 (gemiddelde van 12 gegevens)	2,42 ($K_{ow} = 263$) (Gemiddelde van experimentele waarden)
log(K_{oc})	dm ³ /kg	2,01 (gemiddelde van 8 gegevens)	2,01 ($K_{oc} = 102$) (gemiddelde van experimentele waarden)

In de huidige stoffenfiche is de achtergrondconcentratie van 1,1,1-trichloorethaan in lucht gelijk aan 0,3 µg/m³. VMM (2014b) maakt melding van een jaargemiddelde concentratie van 0,1 µg/m³, gemeten in 2013. Deze waarde wordt aangenomen voor buiten- en binnenlucht.

De achtergrondinname voor voeding is gebaseerd op een recente studie waarin de aanwezigheid van 1,1,1-trichloorethaan gemeten werd in voedingsmiddelen die op de Belgische markt beschikbaar zijn (Medeiros Vinci *et al.*, 2015). Op basis van de gemeten concentraties in deze Belgische studie, en het voedselconsumptiepatroon van Belgische volwassenen werd een totale innameschatting (zonder drinkwater) van trichlooretheen van $7,82 \times 10^{-4}$ mg/kg·d (versus $7,00 \times 10^{-5}$ mg/kg·d in huidige versie S-Risk) voor volwassenen berekend. Voor peuters, andere kinderen, en adolescenten bedragen de berekende innames respectievelijk $3,47 \times 10^{-3}$ mg/kg·d, $2,74 \times 10^{-3}$ mg/kg·d en $8,76 \times 10^{-4}$ mg/kg·d.

Een overzicht van huidige en nieuwe toxicologische toetsingswaarden is opgenomen in Tabel S 17.

Tabel S 17: Overzicht van huidige en nieuwe toxicologische toetsingswaarden voor 1,1,1-trichloorethaan.

	niet-carcinogeen			carcinogeen		
	oraal (mg/kg·d)	inhalatoir (mg/m ³)	dermaal (mg/kg·d)	oraal (mg/kg·d) ⁻¹	inhalatoir (mg/m ³) ⁻¹	dermaal (mg/kg·d) ⁻¹
systemisch	$5,8 \times 10^{-1}$ (WHO, 1996)	0,82 (Hassauer et al., 1993)	huidig $5,8 \times 10^{-1}$	-	-	-
systemisch	6×10^{-1} (WHO, 2003a)	1 (OEHHA, 2006b)	nieuw 6×10^{-1}	-	-	-
lokaal	-	-	-	-	-	-

De nieuwe toetsingswaarde voor lucht bedraagt 1 mg/m³, in de huidige versie van S-Risk is deze $8,2 \times 10^{-1}$ mg/m³. Voor drinkwater blijft de waarde van 2 mg/l behouden.

Voor de actualisatie van het normvoorstel werd uitsluitend getoetst aan de niet-carcinogene criteria. De resultaten zijn weergegeven in Tabel S 18.

Tabel S 18: Berekende herziene bodemsaneringsnormen (mg/kg droge stof) voor 1,1,1-trichloorethaan.

	II	III	IV	V
S-Risk				
tox	11 (drempel)	11 (drempel)	IVa 421200 (drempel)	Va 131 (drempel)
			IVb 76 (drempel)	Vb 872 (drempel)
bijstell	-	-	IVb 19 (binnenlucht)	Va en Vb 38 (binnenlucht)

vet: (weerhouden) waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van tox waarden

vet onderlijnd: weerhouden waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van bijstelling

-: de concentratie-indexen zijn niet kritisch, er is geen bijstelling nodig

De vergelijking tussen de huidige bodemsaneringsnormen voor 1,1,1-trichloorethaan (Vlaamse Regering, 2007) en de herrekenende bodemsaneringsnormen is opgenomen in Tabel S 19.

Tabel S 19: De voorgestelde waarden voor bodem (mg/kg ds, in het vet) en vergelijking met de huidige bodemsaneringsnormen voor 1,1,1-trichloorethaan (Vlaamse Regering, 2007).

	II	III	IV	V
Vlarebo	10	13	230	300
Voorstel humaattox	11	11	19	38
Voorstel ecotox	-	-	-	-
Streefwaarde	0,02	0,02	0,02	0,02

Tabel S 20 geeft voor grondwater de voorgestelde waarden weer, samen met de huidige Vlarebo-norm. De saneringsnorm in grondwater blijft behouden. 1,1,1-trichloorethaan is momenteel de facto een 'screeningsparameter' voor de afbraakparameters (en ook voor 1,4-dioxaan). Voor de afbreekparameters zijn geen normen opgenomen, en ze worden in de courante praktijk ook niet gemeten. Daarom is het niet aangewezen om de norm te verhogen

Tabel S 20: Integratie van de voorgestelde waarden voor grondwater, 1,1,1-trichloorethaan. (Het voorstel is in het vet weergegeven).

	Concentratie (µg/l)
Vlarebo	500
Normvoorstel	500
streefwaarde	1

Tetrachlooretheen

Voor tetrachlooretheen werden een aantal fysicochemische parameters (oplosbaarheid, dampdruk, Henry-coëfficiënt, K_{ow} en K_{oc}), de toxicologische toetsingswaarden, limieten in lucht en drinkwater en achtergrondblootstelling via voeding geactualiseerd. De geactualiseerde fysicochemische parameters en de waarden gebruikt ter onderbouwing van de normering opgenomen in Vlarebo (2007) staan in Tabel S 21.

Tabel S 21: Geactualiseerde fysicochemische parameters voor tetrachlooretheen en de vergelijking met de waarde gebruikt ter onderbouwing van de normering opgenomen in Vlarebo (2007)

Parameter	Eenheid	Basisgegevens Vlarebo	Herziening
		Waarde	Waarde
Oplosbaarheid	mg/l	$1,50 \times 10^2$ bij 25°C (Verschuieren, 1983)	$3,12 \times 10^2$ bij 25°C (Gemiddelde van experimentele waarden)
Dampdruk	Pa	2483 bij 25°C (Verschuieren, 1983)	2609 bij 25 °C (Gemiddelde van experimentele waarden en berekend volgens Antoine vergelijking)
Henry-coëfficiënt	Pa m ³ /mol	733 bij 10°C Gosset (1987)	822 bij 10°C (Gemiddelde van experimentele waarden)
log(K_{ow})	g/g	2,74 Verschuieren (1983), Mackay (1982)	2,75 ($K_{ow} = 562$) (Gemiddelde van experimentele waarden)
log(K_{oc})	dm ³ /kg	2,42 US-EPA (1994b)	2,10 ($K_{oc} = 126$) (Gemiddelde van experimentele waarden)

De achtergrondinname voor voeding is gebaseerd op een recente studie waarin de aanwezigheid van tetrachlooretheen gemeten werd in voedingsmiddelen die op de Belgische markt beschikbaar zijn (Medeiros Vinci *et al.*, 2015). Op basis van de gemeten concentraties in deze Belgische studie, en het voedselconsumptiepatroon van Belgische volwassenen werd een totale innameschatting (zonder drinkwater) van tetrachlooretheen van $1,89 \times 10^{-3}$ mg/kg·d (versus $1,40 \times 10^{-3}$ mg/kg·d in huidige versie S-Risk) voor volwassenen berekend. Voor peuters, andere kinderen en adolescenten bedragen de berekende innames respectievelijk $6,23 \times 10^{-3}$ mg/kg·d, $5,18 \times 10^{-3}$ mg/kg·d en $2,20 \times 10^{-3}$ mg/kg·d.

Een overzicht van huidige en nieuwe toxicologische toetsingswaarden is opgenomen in Tabel S 22.

Tabel S 22: Overzicht van huidige en nieuwe toxicologische toetsingswaarden voor tetrachlooretheen.

	niet-carcinogeen			carcinogeen		
	oraal (mg/kg·d)	inhalatoir (mg/m ³) ^{a)}	dermaal (mg/kg·d)	oraal (mg/kg·d) ⁻¹	inhalatoir (mg/m ³) ⁻¹	dermaal (mg/kg·d) ⁻¹
huidig						
systemisch	1,4 × 10 ⁻² (WHO, 1993)	4,9 × 10 ⁻² (oraal) / 5 (WHO, 1987a)	1,4 × 10 ⁻²	-	-	-
nieuw						
systemisch	5 × 10 ⁻² (WHO, 2006)	0,25 (WHO, 2000b)	5 × 10 ⁻²	2,1 × 10 ⁻³ (US-EPA, 2012)	2,6 × 10 ⁻⁴ (US-EPA, 2012)	2,1 × 10 ⁻³
lokaal	-	-	-	-	-	-

^{a)} Bij de toxicologische waarden volgens de normering was er vaak geen consistentie tussen de inhalatoire TDI (hier omgerekend naar een concentratie in lucht) en de toetsingswaarde voor luchtkwaliteit. De inhalatoire TDI was vaak gelijk aan de orale TDI. In deze kolom zijn – bij verschillende waarden – eerst de inhalatoire TDI (omgerekend naar een concentratie in lucht) opgenomen en vervolgens de toetsingswaarde voor luchtkwaliteit.

Op basis van de nieuwe toxicologische toetsingswaarde (US-EPA, 2012) werd een TCL van 0,0385 mg/m³ voor kanker als eindpunt berekend. Voor buitenlucht wordt deze toxicologische limiet gehanteerd, voor binnenlucht wordt de wettelijke richtwaarde voor het binnenmilieu voor tetrachlooretheen 100 µg/m³ (BS, 2004) overgenomen. Deze waarde verschilt van de richtwaarde van 4 µg/m³ van het aangepaste Vlaamse Binnenmilieubesluit (BS, 2018), dat nog niet gepubliceerd was op het moment van het herzien van de normering. In de huidige versie van S-Risk wordt een limiet van 5 mg/m³ gehanteerd.

Voor drinkwater wordt getoetst aan de wettelijke limiet van 10 µg/l (geldig voor de som van trichlooretheen en tetrachlooretheen, toegekend aan tetrachlooretheen (EG, 1998; BS, 2003), deze is strenger dan de toxicologisch bepaalde advieswaarde van 40 µg/l (WHO, 2017).

Voor de actualisatie van het normvoorstel voor bodem werd gerekend voor twee types eindpunten: systemisch met drempel en systemisch zonder drempel (carcinogeen). De resultaten voor deze afzonderlijke eindpunten zijn weergegeven in Tabel S 23, evenals de resultaten indien limieten in lucht of drinkwater zouden resulteren in een lagere bodemsaneringsnorm.

Tabel S 23: Berekende herziene bodemsaneringsnormen (mg/kg droge stof) voor tetrachlooretheen.

	II	III	IV	V
S-Risk				
tox	2,9 (drempel) 0,87 (kanker)	3,1 (drempel) 0,93 (kanker)	IVa 27450 (drempel) 15810 (kanker) IVb 22,4 (drempel) 6,4 (kanker)	Va 41,5 (drempel) 8,27 (kanker) Vb 274 (drempel) 53 (kanker)
bijstell	-	-	IVa <u>321</u> (buitenlucht) IVb <u>2,5 (binnenlucht)</u>	Va en Vb <u>5,0 (binnenlucht)</u>

vet: (weerhouden) waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van tox waarden

vet onderlijnd: weerhouden waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van bijstelling

-: de concentratie-indexen zijn niet kritisch, er is geen bijstelling nodig

De vergelijking tussen de huidige bodemsaneringsnormen voor tetrachlooretheen (Vlaamse Regering, 2007) en de herrekende bodemsaneringsnormen is opgenomen in Tabel S 24. In de tabel staan tevens de resultaten vermeld voor een alternatieve berekening waarbij voor binnenlucht de toxicologische limiet van 0,0385 mg/m³ gebruikt werd, voor meer informatie hierover wordt verwezen naar hoofdstuk 6.6.

Tabel S 24: De voorgestelde waarden voor bodem (mg/kg ds, in het vet), de resultaten van een alternatieve berekening en vergelijking met de huidige bodemsaneringsnormen voor tetrachlooretheen (Vlaamse Regering, 2007).

	II	III	IV	V
Vlarebo	0,7	1,4	30	35
Voorstel humantox – wettelijke limiet binnenlucht	0,87	0,93	2,5	5
Voorstel humantox – tox limiet binnenlucht	0,87	0,93	0,95	1,9
Voorstel ecotox	3,8	3,8	3,8	34
Streefwaarde	0,02	0,02	0,02	0,02

Tabel S 25 geeft voor grondwater de voorgestelde waarden weer, samen met de huidige Vlarebo-norm. De voorgestelde saneringsnorm voor tetrachlooretheen bedraagt 10 µg/l (wettelijke waarde) omdat de toxicologische advieswaarde (40 µg/l) hoger ligt. Er wordt opgemerkt dat de wettelijke waarde geldt voor de som van trichlooretheen en tetrachlooretheen (en dat hier in een risicobeoordeling dus rekening mee moet gehouden worden).

Tabel S 25: Integratie van de voorgestelde waarden voor grondwater, tetrachlooretheen. (Het voorstel is in het vet weergegeven)

	Concentratie (µg/l)
Vlarebo	40
Normvoorstel	10
streefwaarde	0,5

In het rapport met de herziening van de toxicologie van de vermelde stoffen, is aandacht besteed aan mengseltoxiciteit (Geerts *et al.*, 2016). Bij milieublootstelling veronderstelt men meestal dat voor niet-carcinogeniteit dosis- of concentratie-additie optreedt: het effect van het mengsel resulteert uit de som van de dosissen (of concentraties). De beschouwde dosis (concentratie) is de laagste effectdosis (concentratie) en het hiermee gepaard gaande effect is het kritische eindpunt. Voor de gechlloreerde alifaten zijn effecten op de *lever* en *neurologische effecten* de gemeenschappelijke kritische eindpunten. Specifiek voor de hier besproken stoffen, komen daar ook nog effecten op *nieren en urinewegen* bij tetrachloormethaan, tetrachlooretheen, trichlooretheen en 1,1,1-trichloorethaan, en effecten op *bloed- en lymfevaten* bij dichloormethaan en tetrachloormethaan.

Voor een aantal van de gechlloreerde alifaten is via experimentele toxicologische studies en/of mechanistische studies aangetoond dat mengseltoxiciteit optreedt (Geerts & Cornelis, 2015). De implementatie van mengseltoxiciteit binnen de bodemnormering wordt voorlopig niet verder uitgewerkt.

INHOUDSTABEL

Verspreidingslijst	I
Samenvatting	II
Inhoudstabel	XV
Lijst van tabellen	XX
Lijst van figuren	XXIII
Lijst van afkortingen en symbolen	XXV
HOOFDSTUK 1. Inleiding	1
1.1. <i>Achtergrond</i>	1
1.2. <i>Aanpak</i>	1
1.2.1. Fysicochemische eigenschappen	1
1.2.2. Voorkomen in het milieu	2
1.2.3. Toxicologie	3
1.2.4. Berekeningen	3
1.2.5. Ecotoxicologische toetsingswaarden	3
1.2.6. Integratie en evaluatie van de normvoorstellen	4
1.3. <i>leeswijzer</i>	4
HOOFDSTUK 2. Dichloormethaan	5
2.1. <i>Identificatie</i>	5
2.2. <i>Gedrag in bodem en fysicochemische eigenschappen</i>	5
2.2.1. Gedrag in bodem	5
2.2.2. Fysicochemische eigenschappen	5
2.3. <i>Voorkomen in het milieu</i>	9
2.3.1. Bodem	9
2.3.2. Lucht	9
2.3.3. Drinkwater	9
2.3.4. Voeding	9
2.4. <i>Overdracht naar planten</i>	9
2.5. <i>Overdracht naar dierlijke producten</i>	10
2.6. <i>Toxicologie</i>	10
2.6.1. Toxicologische toetsingswaarden	10
2.6.2. Afgeleide toxicologische toetsingswaarden in lucht en drinkwater	12
2.6.3. Absorptiefactoren	12
2.7. <i>Wettelijke limieten</i>	13
2.7.1. Buitenlucht en binnenlucht	13
2.7.2. Drinkwater	13
2.7.3. Voeding en voeder	13

2.8.	<i>Berekening van de norm</i>	13
2.8.1.	Berekeningen	13
2.8.2.	Grondwater	13
2.8.3.	Bodem	14
2.8.4.	Ecotoxicologische toetsingswaarden	16
2.8.5.	Streefwaarden	17
2.9.	<i>Vergelijking met buitenlandse normen</i>	17
2.10.	<i>Integratie en evaluatie</i>	18
2.10.1.	Grondwater	18
2.10.2.	Bodem	19
2.10.3.	Voorstel voor richtwaarden	20
HOOFDSTUK 3.	Tetrachloormethaan	21
3.1.	<i>Identificatie</i>	21
3.2.	<i>Gedrag in bodem en fysicochemische eigenschappen</i>	21
3.2.1.	Gedrag in bodem	21
3.2.2.	Fysicochemische eigenschappen	21
3.3.	<i>Voorkomen in het milieu</i>	25
3.3.1.	Bodem	25
3.3.2.	Lucht	25
3.3.3.	Drinkwater	25
3.3.4.	Voeding	25
3.4.	<i>Overdracht naar planten</i>	25
3.5.	<i>Overdracht naar dierlijke producten</i>	25
3.6.	<i>Toxicologie</i>	26
3.6.1.	Toxicologische toetsingswaarden	26
3.6.2.	Afgeleide toxicologische toetsingswaarden in lucht en drinkwater	28
3.6.3.	Absorptiefactoren	28
3.7.	<i>Wettelijke limieten</i>	29
3.7.1.	Buitenlucht en binnenlucht	29
3.7.2.	Drinkwater	29
3.7.3.	Voeding en voeder	29
3.8.	<i>Berekening van de norm</i>	29
3.8.1.	Berekeningen	29
3.8.2.	Grondwater	29
3.8.3.	Bodem	30
3.8.4.	Ecotoxicologische toetsingswaarden	34
3.8.5.	Streefwaarden	34
3.9.	<i>Vergelijking met buitenlandse normen</i>	35
3.10.	<i>Integratie en evaluatie</i>	36
3.10.1.	Grondwater	36
3.10.2.	Bodem	37
3.10.3.	Voorstel voor Richtwaarden	38
HOOFDSTUK 4.	Trichlooretheen	39

4.1.	<i>Identificatie</i>	39
4.2.	<i>Gedrag in bodem en fysicochemische eigenschappen</i>	39
4.2.1.	Gedrag in bodem	39
4.2.2.	Fysicochemische eigenschappen	39
4.3.	<i>Voorkomen in het milieu</i>	43
4.3.1.	Bodem	43
4.3.2.	Lucht	43
4.3.3.	Drinkwater	43
4.3.4.	Voeding	44
4.4.	<i>Overdracht naar planten</i>	45
4.5.	<i>Overdracht naar dierlijke producten</i>	45
4.6.	<i>Toxicologie</i>	46
4.6.1.	Toxicologische toetsingswaarden	46
4.6.2.	Afgeleide toxicologische toetsingswaarden in lucht en drinkwater	48
4.6.3.	Absorptiefactoren	49
4.7.	<i>Wettelijke limieten</i>	49
4.7.1.	Buitenlucht en binnenlucht	49
4.7.2.	Drinkwater	50
4.7.3.	Voeding en voeder	50
4.8.	<i>Berekening van de norm</i>	50
4.8.1.	Berekeningen	50
4.8.2.	Grondwater	50
4.8.3.	Bodem	51
4.8.4.	Ecotoxicologische toetsingswaarden	62
4.8.5.	Streefwaarden	62
4.9.	<i>Vergelijking met buitenlandse normen</i>	63
4.10.	<i>Integratie en evaluatie</i>	65
4.10.1.	Grondwater	65
4.10.2.	Bodem	65
4.10.3.	Voorstel voor Richtwaarden	66
HOOFDSTUK 5.	1,1,1-Trichloorethaan	67
5.1.	<i>Identificatie</i>	67
5.2.	<i>Gedrag in bodem en fysicochemische eigenschappen</i>	67
5.2.1.	Gedrag in bodem	67
5.2.2.	Fysicochemische eigenschappen	67
5.3.	<i>Voorkomen in het milieu</i>	71
5.3.1.	Bodem	71
5.3.2.	Lucht	71
5.3.3.	Drinkwater	71
5.3.4.	Voeding	71
5.4.	<i>Overdracht naar planten</i>	72
5.5.	<i>Overdracht naar dierlijke producten</i>	73
5.6.	<i>Toxicologie</i>	73

5.6.1.	Toxicologische toetsingswaarden	73
5.6.2.	Afgeleide toxicologische toetsingswaarden in lucht en drinkwater	74
5.6.3.	Absorptiefactoren	74
5.7.	<i>Wettelijke limieten</i>	75
5.7.1.	Buitenlucht en binnenlucht	75
5.7.2.	Drinkwater	75
5.7.3.	Voeding en voeder	75
5.8.	<i>Berekening van de norm</i>	75
5.8.1.	Berekeningen	75
5.8.2.	Grondwater	76
5.8.3.	Bodem	76
5.8.4.	Ecotoxicologische toetsingswaarden	78
5.8.5.	Streefwaarden	78
5.9.	<i>Vergelijking met buitenlandse normen</i>	79
5.10.	<i>Integratie en evaluatie</i>	80
5.10.1.	Grondwater	80
5.10.2.	Bodem	81
5.10.3.	Voorstel voor Richtwaarden	82
HOOFDSTUK 6.	Tetrachlooretheen	83
6.1.	<i>Identificatie</i>	83
6.2.	<i>Gedrag in bodem en fysicochemische eigenschappen</i>	83
6.2.1.	Gedrag in bodem	83
6.2.2.	Fysicochemische eigenschappen	83
6.3.	<i>Voorkomen in het milieu</i>	86
6.3.1.	Bodem	86
6.3.2.	Lucht	86
6.3.3.	Drinkwater	86
6.3.4.	Voeding	87
6.4.	<i>Overdracht naar planten</i>	88
6.5.	<i>Overdracht naar dierlijke producten</i>	88
6.6.	<i>Toxicologie</i>	89
6.6.1.	Toxicologische toetsingswaarden	89
6.6.2.	Afgeleide toxicologische toetsingswaarden in lucht en drinkwater	91
6.6.3.	Absorptiefactoren	92
6.7.	<i>Wettelijke limieten</i>	92
6.7.1.	Buitenlucht en binnenlucht	92
6.7.2.	Drinkwater	93
6.7.3.	Voeding en voeder	93
6.8.	<i>Berekening van de norm</i>	93
6.8.1.	Berekeningen	93
6.8.2.	Grondwater	93
6.8.3.	Bodem	93
6.8.4.	Ecotoxicologische toetsingswaarden	98
6.8.5.	Streefwaarden	98

6.9. <i>Vergelijking met buitenlandse normen</i>	99
6.10. <i>Integratie en evaluatie</i>	101
6.10.1. Grondwater _____	101
6.10.2. Bodem _____	101
6.10.3. Voorstel voor Richtwaarden _____	102
HOOFDSTUK 7. Mengseltoxiciteit _____	103
Referenties _____	107
Bijlage A - Stoffenfiches _____	114
Bijlage B - Stofdata _____	132
Bijlage C - Overzicht ecotoxicologisch onderbouwde bodemnormen _____	192

LIJST VAN TABELLEN

Tabel 1: Gemiddelde oplosbaarheid (mg/l) van dichloormethaan, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)	5
Tabel 2: Gemiddelde dampdruk (Pa) van dichloormethaan, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)	6
Tabel 3: Gemiddelde Henry-coëfficiënt (Pa.m ³ /mol) van dichloormethaan, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)	7
Tabel 4: Gemiddelde log Kow van dichloormethaan, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)	8
Tabel 5: Waarden voor de verdelingscoëfficiënt organische koolstof – water voor dichloormethaan	8
Tabel 6: Overzicht van huidige en voorgestelde toxicologische toetsingswaarden voor dichloormethaan	10
Tabel 7: Berekende bodemsaneringsnormen voor dichloormethaan (mg/kg droge stof)	14
Tabel 8: Normen voor bodem en grondwater in Wallonië en het buitenland voor dichloormethaan.	17
Tabel 9: Integratie van de voorgestelde waarden voor grondwater, dichloormethaan	18
Tabel 10: Integratie van de voorgestelde waarden voor bodem, dichloormethaan (mg/kg droge stof).	19
Tabel 11: Gemiddelde oplosbaarheid (mg/l) van tetrachloormethaan, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)	22
Tabel 12: Gemiddelde dampdruk (Pa) van tetrachloormethaan, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)	22
Tabel 13: Gemiddelde Henry-coëfficiënt (Pa.m ³ /mol) van tetrachloormethaan, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)	23
Tabel 14: Gemiddelde log Kow van tetrachloormethaan, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)	24
Tabel 15: Gemiddelde log Koc van tetrachloormethaan, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)	24
Tabel 16: Overzicht van huidige en voorgestelde toxicologische toetsingswaarden voor tetrachloormethaan	26
Tabel 17: Overzicht van huidige en alternatief voorstel voor toxicologische toetsingswaarden voor tetrachloormethaan	27
Tabel 18: Berekende bodemsaneringsnormen voor tetrachloormethaan (mg/kg droge stof), oorspronkelijk voorstel toxicologische toetsingswaarden	30
Tabel 19: Berekende bodemsaneringsnormen voor tetrachloormethaan (mg/kg droge stof), aanname niet-carcinogeniteit, toetsingscriteria US-EPA	33
Tabel 20: Normen voor bodem en grondwater in Wallonië en het buitenland voor tetrachloormethaan.	35
Tabel 21: Integratie van de voorgestelde waarden voor grondwater, tetrachloormethaan. (Het voorstel is in het vet weergegeven)	36
Tabel 22: Integratie van de voorgestelde waarden voor bodem, tetrachloormethaan, het voorstel is in het vet weergegeven (mg/kg droge stof). In het voorstel 'carcinogeen' bedraagt de limiet in lucht 1,7 µg/m ³ , in het voorstel 'niet carcinogeen' bedraagt de limiet in lucht 100 µg/m ³ .	37
Tabel 23: Gemiddelde oplosbaarheid (mg/l) van trichlooretheen, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van de normering opgenomen in Vlarebo (2007)	40
Tabel 24: Gemiddelde dampdruk (Pa) van trichlooretheen, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van de normering opgenomen in Vlarebo (2007)	40

Tabel 25: Gemiddelde Henry-coëfficiënt ($\text{Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$) van trichlooretheen, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van de normering opgenomen in Vlarebo (2008)	41
Tabel 26: Gemiddelde log Kow van trichlooretheen, vergelijking met de waarde gebruikt ter onderbouwing van de normering opgenomen in Vlarebo (2007)	42
Tabel 27: Gemiddelde log Koc van trichlooretheen, vergelijking met de waarde gebruikt ter onderbouwing van de normering opgenomen in Vlarebo (2007)	42
Tabel 28: Inname via omgevingsblootstelling aan trichlooretheen (ECB, 2004)	45
Tabel 29: Berekende innames en hieruit afgeleide innames voor de verschillende leeftijdsgroepen in S-Risk voor trichlooretheen door de Belgische bevolking op basis van maximale concentratiedata gemeten door Medeiros Vinci et al. (2015) en consumptiedata van EFSA.	45
Tabel 30: Overzicht van huidige en voorgestelde toxicologische toetsingswaarden voor trichlooretheen	46
Tabel 31: Overzicht van huidige en alternatief voorstel voor toxicologische toetsingswaarden voor trichlooretheen	48
Tabel 32: Berekende bodemsaneringsnormen (mg/kg droge stof) voor trichlooretheen, met achtergrondblootstelling via voeding, toxicologie volgens Tabel 30 en wettelijke limiet in binnenlucht ($200\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$).	51
Tabel 33: Berekende bodemsaneringsnormen (mg/kg droge stof) voor trichlooretheen, met achtergrondblootstelling via voeding, toxicologie volgens Tabel 30 en overeenstemmende toxicologische limiet in binnenlucht ($2\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$)	54
Tabel 34: Berekende bodemsaneringsnormen (mg/kg droge stof) voor trichlooretheen zonder achtergrondblootstelling voeding, toxicologie volgens Tabel 30 en wettelijke limiet in binnenlucht ($200\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$).	55
Tabel 35: Berekende bodemsaneringsnormen (mg/kg droge stof) voor trichlooretheen, met achtergrondblootstelling via voeding, toxicologie volgens Tabel 31 en wettelijke limiet in binnenlucht ($200\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$) .	58
Tabel 36: Berekende bodemsaneringsnormen (mg/kg droge stof) voor trichlooretheen met alternatieve toxicologische toetsingswaarden (Tabel 31) en de toxicologische limiet voor binnenlucht ($23\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$) .	61
Tabel 37: Normen voor bodem en grondwater in Wallonië en het buitenland voor trichlooretheen.	63
Tabel 38: Integratie van de voorgestelde waarden voor grondwater, trichlooretheen. (Het voorstel is in het vet weergegeven)	65
Tabel 39: Integratie van de voorgestelde waarden voor bodem, trichlooretheen (mg/kg ds). (Het voorstel is in het vet weergegeven)	65
Tabel 40: Gemiddelde oplosbaarheid (mg/l) van 1,1,1-trichloorethaan, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)	68
Tabel 41: Gemiddelde dampdruk (Pa) van 1,1,1-trichloorethaan, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)	68
Tabel 42: Gemiddelde Henry-coëfficiënt ($\text{Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$) van 1,1,1-trichloorethaan, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)	69
Tabel 43: Gemiddelde log Kow van 1,1,1-trichloorethaan, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)	70
Tabel 44: Gemiddelde log Koc van 1,1,1-trichloorethaan, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)	70
Tabel 45: Berekende innames en hieruit afgeleide innames voor de verschillende leeftijdsgroepen in S-Risk voor 1,1,1-trichloorethaan door de Belgische bevolking op basis van concentratiedata gemeten door Medeiros Vinci et al. (2015) (maximaal en gemiddeld) en consumptiedata van EFSA.	72

Tabel 46: Overzicht van huidige en voorgestelde toxicologische toetsingswaarden voor 1,1,1-trichloorethaan	73
Tabel 47: Berekende bodemsaneringsnormen voor 1,1,1-trichloorethaan (mg/kg droge stof). (Het voorstel is in het vet weergegeven). Het voorstel werd berekend bij een toetsingswaarde in lucht van 1000 µg/m ³ (TCL op basis van niet-carcinogene effecten).	76
Tabel 48: Normen voor bodem en grondwater in Wallonië en het buitenland voor 1,1,1-trichloorethaan.	79
Tabel 49: Integratie van de voorgestelde waarden voor grondwater, 1,1,1-trichloorethaan	81
Tabel 50: Integratie van de voorgestelde waarden voor bodem, 1,1,1-trichloorethaan (mg/kg ds).	81
Tabel 51: Gemiddelde oplosbaarheid (mg/l) van tetrachlooretheen, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van de normering opgenomen in Vlarebo (2007)	83
Tabel 52: Gemiddelde dampdruk (Pa) van tetrachlooretheen, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van de normering opgenomen in Vlarebo (2007)	84
Tabel 53: Gemiddelde Henry-coëfficiënt (Pa.m ³ /mol) van tetrachlooretheen, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van de normering opgenomen in Vlarebo (2007)	84
Tabel 54: Gemiddelde log Kow van tetrachlooretheen, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)	85
Tabel 55: Gemiddelde log Koc van tetrachlooretheen, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)	86
Tabel 56: Berekende innames en hieruit afgeleide innames voor de verschillende leeftijdsgroepen in S-Risk voor tetrachlooretheen door de Belgische bevolking op basis van concentratiedata gemeten door de US Food and Drug Administration (2006) en consumptiedata van EFSA.	87
Tabel 57: Berekende innames en hieruit afgeleide innames voor de verschillende leeftijdsgroepen in S-Risk voor tetrachlooretheen door de Belgische bevolking op basis van maximale concentratiedata gemeten door Medeiros Vinci et al. (2015) (maximaal en gemiddeld) en consumptiedata van EFSA.	88
Tabel 58: Overzicht van huidige en voorgestelde toxicologische toetsingswaarden voor tetrachlooretheen	89
Tabel 59: Berekende bodemsaneringsnormen voor tetrachlooretheen (mg/kg droge stof), achtergrondblootstelling via voeding volgens Belgische studie en wettelijke limiet voor binnenlucht.	94
Tabel 60: Berekende bodemsaneringsnormen voor tetrachlooretheen (mg/kg droge stof), achtergrondblootstelling via voeding volgens Belgische studie en toxicologische limiet voor binnenlucht.	97
Tabel 61: Normen voor bodem en grondwater in Wallonië en het buitenland voor tetrachlooretheen.	99
Tabel 62: Integratie van de voorgestelde waarden voor grondwater, tetrachlooretheen. (Het voorstel is in het vet weergegeven)	101
Tabel 63: Integratie van de voorgestelde waarden voor bodem, tetrachlooretheen. (Het voorstel is in het vet weergegeven)	101
Tabel 64: Overzicht van de eindpunten voor de gechloreerde alifaten opgenomen in Vlarebo (gebaseerd op Geerts en Cornelis (2015)), niet-carcinogeniteit	104
Tabel 65: Overzicht van de beschikbare bodemkwaliteitscriteria voor dichloormethaan	194
Tabel 66: Overzicht van de beschikbare grondwaterkwaliteitscriteria voor dichloormethaan	194
Tabel 67: Overzicht van de beschikbare bodemkwaliteitscriteria voor tetrachloormethaan	195
Tabel 68: Overzicht van de beschikbare grondwaterkwaliteitscriteria voor tetrachloormethaan	195
Tabel 69: Overzicht van de beschikbare bodemkwaliteitscriteria voor trichlooretheen	196
Tabel 70: Overzicht van de beschikbare grondwaterkwaliteitscriteria voor trichlooretheen	197
Tabel 71: Overzicht van de beschikbare bodemkwaliteitscriteria voor terachlooretheen	197
Tabel 72: Overzicht van de beschikbare grondwaterkwaliteitscriteria voor tetrachlooretheen	198
Tabel 73: Overzicht van de beschikbare bodemkwaliteitscriteria voor 1,1,1-trichloorethaan	198

LIJST VAN FIGUREN

Figuur 1: Vergelijking van de nieuw voorgestelde bodemsaneringsnormen (herziening) met huidige waarden (Vlarebo 2008 norm en Vlarebo 2008 Vlier-Humaan) en berekeningen S-Risk met huidige stoffengegevens (Vlarebo 2008 S-Risk) voor dichloormethaan	15
Figuur 2: Bijdrage van de blootstellingswegen tot het globale risico voor dichloormethaan (blauw: oraal, groen: dermaal, oranje: inademing); waarden voor bestemmingstype IV ontbreken omdat hier het lokale inhalatoire eindpunt de risicogebaseerde norm bepaalt	16
Figuur 3: Variatie van de voorgestelde normen in functie van organisch materiaal, dichloormethaan	19
Figuur 4: Vergelijking van de nieuw voorgestelde bodemsaneringsnormen (herziening) met huidige waarden (Vlarebo 2008 norm en Vlarebo 2008 Vlier-Humaan) en berekeningen S-Risk met huidige stoffengegevens (Vlarebo 2008 S-Risk) voor tetrachloormethaan, oorspronkelijk voorstel toxicologische gegevens	31
Figuur 5: Bijdrage van de blootstellingswegen tot het globale risico voor tetrachloormethaan (blauw: oraal, groen: dermaal, oranje: inademing).	32
Figuur 6: Vergelijking van de nieuw voorgestelde bodemsaneringsnormen (herziening) met huidige waarden (Vlarebo 2008 norm en Vlarebo 2008 Vlier-Humaan) en berekeningen S-Risk met huidige stoffengegevens (Vlarebo 2008 S-Risk) voor tetrachloormethaan	34
Figuur 7: Variatie van de voorgestelde normen in functie van organisch materiaal, tetrachloormethaan	38
Figuur 8: Vergelijking van de nieuw voorgestelde bodemsaneringsnormen (herziening) met huidige waarden (Vlarebo 2008 norm en Vlarebo 2008 Vlier-Humaan) en berekeningen S-Risk met huidige stoffengegevens (Vlarebo 2008 S-Risk) voor trichlooretheen, toxicologie volgens Tabel 30 en met achtergrondblootstelling via voeding	52
Figuur 9: Bijdrage van de blootstellingswegen tot het globale risico voor trichlooretheen (blauw: oraal, groen: dermaal, oranje: inademing), met achtergrondblootstelling via voeding, toxicologie volgens Tabel 30	53
Figuur 10: Vergelijking van de nieuw voorgestelde bodemsaneringsnormen (herziening) met huidige waarden (Vlarebo 2008 norm en Vlarebo 2008 Vlier-Humaan) en berekeningen S-Risk met huidige stoffengegevens (Vlarebo 2008 S-Risk) voor trichlooretheen, zonder achtergrondblootstelling via voeding, toxicologie volgens Tabel 30.	56
Figuur 11: Bijdrage van de blootstellingswegen tot het globale risico voor trichlooretheen (blauw: oraal, groen: dermaal, oranje: inademing), zonder achtergrondblootstelling via voeding en toxicologie volgens Tabel 30	57
Figuur 12: Vergelijking van de nieuw voorgestelde bodemsaneringsnormen (herziening) met huidige waarden (Vlarebo 2008 norm en Vlarebo 2008 Vlier-Humaan) en berekeningen S-Risk met huidige stoffengegevens (Vlarebo 2008 S-Risk) voor trichlooretheen, toxicologie volgens Tabel 31 en de wettelijke limiet voor binnenlucht ($200 \mu\text{g}/\text{m}^3$).	59
Figuur 13: Bijdrage van de blootstellingswegen tot het globale risico voor trichlooretheen (blauw: oraal, groen: dermaal, oranje: inademing), met alternatieve toxicologische toetsingswaarden en de wettelijke limiet voor binnenlucht.	60
Figuur 14: Vergelijking van de nieuw voorgestelde bodemsaneringsnormen (herziening) met huidige waarden (Vlarebo 2008 norm en Vlarebo 2008 Vlier-Humaan) en berekeningen S-Risk met huidige stoffengegevens (Vlarebo 2008 S-Risk) voor trichlooretheen, met alternatieve toxicologische toetsingswaarden en de toxicologische limiet voor binnenlucht ($23 \mu\text{g}/\text{m}^3$)	62
Figuur 15: Variatie van de voorgestelde normen in functie van organisch materiaal, tetrachloormethaan	66

Figuur 16: Vergelijking van de nieuw voorgestelde bodemsaneringsnormen (herziening) met huidige waarden (Vlarebo 2008 norm en Vlarebo 2008 Vlier-Humaan) en berekeningen S-Risk met huidige stoffengegevens (Vlarebo 2008 S-Risk) voor 1,1,1-trichloorethaan.	77
Figuur 17: Bijdrage van de blootstellingswegen tot het globale risico voor 1,1,1-trichloorethaan (blauw: oraal, groen: dermaal, oranje: inademing)	78
Figuur 18: Variatie van de voorgestelde normen in functie van organisch materiaal, 1,1,1-trichloorethaan	82
Figuur 19: Vergelijking van de nieuw voorgestelde bodemsaneringsnormen (herziening) met huidige waarden (Vlarebo 2008 norm en Vlarebo 2008 Vlier-Humaan) en berekeningen S-Risk met huidige stoffengegevens (Vlarebo 2008 S-Risk) voor tetrachlooretheen	95
Figuur 20: Bijdrage van de blootstellingswegen tot het globale risico voor tetrachlooretheen (blauw: oraal, groen: dermaal, oranje: inademing); waarden voor bestemmingstype IV ontbreken omdat hier het lokale inhalatoire eindpunt de risicogebaseerde norm bepaalt	96
Figuur 21: Vergelijking van de nieuw voorgestelde bodemsaneringsnormen (herziening) met huidige waarden (Vlarebo 2008 norm en Vlarebo 2008 Vlier-Humaan) en berekeningen S-Risk met huidige stoffengegevens (Vlarebo 2008 S-Risk) voor tetrachlooretheen en toxicologische limiet voor binnenlucht.	98
Figuur 22: Variatie van de voorgestelde normen in functie van organisch materiaal, tetrachlooretheen	102

LIJST VAN AFKORTINGEN EN SYMBOLEN

AGÖF	Arbeitsgemeinschaft Ökologischer Forschungsinstitute
ANSES	Agence nationale de sécurité sanitaire, de l'alimentation, de l'environnement et du travail
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
BCF	Bioconcentratiefactor (verhouding tussen concentratie in de plant (wortel, blad, vrucht of stengel) en concentratie in de bodem [-])
BMDL	Benchmark dose lower bound
BS	Belgisch Staatsblad
BSN	Bodemsaneringsnorm
BTF	Biotransferfactor (verhouding tussen concentratie in het product (vlees of melk) en toegediende dosis via het voeder [d/kg vg])
CLP	Classification, Labeling and Packaging – Verordening (EG) Nr. 1272/2008 betreffende de indeling, etikettering en verpakking van stoffen en mengsels
COHb	Carboxyhemoglobine
DL	Detectielimiet
ds	droge stof
ECB	European Chemicals Bureau
ECHA	Europees Chemicaliën Agentschap
EG	Europese Gemeenschap
EU	Europese Unie
FDA	Food and Drug Administration
GST T1	Glutathion-S-transferase T1
H	Henry-coëfficiënt [$\text{Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$]
IARC	International Agency for Research on Cancer
IPCS	International Programme on Chemical Safety
IRIS	Integrated Risk Information System
JBRC	Japan Bioassay Research Center
Koa	Verdelingscoëfficiënt octanol-lucht [g/g]
Koc	Verdelingscoëfficiënt organische koolstof-water [dm^3/kg]
Kow	Verdelingscoëfficiënt octanol-water [g/g]
Kp	Dermale permeabiliteitscoëfficiënt
LD ₅₀	Dosis die letaal is voor 50% van de organismen
LOAEL	Lowest Observed Adverse Effect Level (de laagste concentratie waarbij in de toxiciteitsgegevens een nadelig effect werd waargenomen)
LOD	Detectielimiet
LOQ	Kwantificatielimiet
MPC _{eco}	Maximum Permissible Concentrations for the ecosystem (Maximum toelaatbare concentraties voor het ecosystem)
MRL	Minimal Risk Level
MTR	Maximaal toelaatbaar risiconiveau
NC	Negligible Concentrations (verwaarloosbare concentraties in de bodem)
NOEC	No Observed Effect Concentration (Concentratie in de bodem waarbij geen effect optreedt)
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level (de hoogste concentratie waarbij in de toxiciteitsgegevens nog geen nadelig effect werd waargenomen)
NTP	National Toxicology Program
OEHHA	Office of Environmental Health Hazard Assessment
OESO /	Organisatie voor economische samenwerking en ontwikkeling
OECD	
PBPK	Physiologically based pharmacokinetic model

PM	Particulate Matter (fijne stoffractie)
PNEC	Predicted No Effect Concentration (Laagste concentratie waarbij geen effect optreedt voor ecologische receptoren)
RAIS	Risk Assessment Information System
REACH	Registratie, beoordeling, autorisatie en beperking van chemische stoffen (Verordening (EG) Nr. 1907/2006)
REL	Recommended Exposure Limit
RfC	Reference Concentration
RfD	Reference Dose
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
S	Oplosbaarheid [mg/l]
SCOEL	Scientific Committee on Occupational Exposure Limits
SQG _{sc}	Soil Quality Guidelines for direct soil contact (Biedt bescherming voor planten en bodeminvertebraten)
SRC _{eco}	Serious Risk Concentrations for the ecosystem
TCL	Toelaatbare Concentratie in Lucht
TDI	Tolerable Daily Intake – toelaatbare dagelijkse inname
US-EPA	United States of America – Environmental Protection Agency
vg	vers gewicht
Vp	Dampdruk [Pa]
VR	Streefwaarde met verwaarloosbaar risico
WHO	Wereldgezondheidsorganisatie = World Health Organisation

HOOFDSTUK 1. INLEIDING

1.1. ACHTERGROND

Het voorliggend rapport betreft een voorstel voor herziening van de bodemsaneringsnormen voor:

- dichloormethaan,
- tetrachloormethaan,
- trichlooretheen,
- tetrachlooretheen,
- 1,1,1-trichloorethaan.

De normen van deze stoffen, zoals opgenomen in de huidige versie van Vlarebo (2007) zijn gebaseerd op normvoorstellen uit Cornelis en Geuzens (1995): dichloormethaan, tetrachloormethaan, trichlooretheen en tetrachlooretheen; en op normvoorstellen uit Nouwen en Cornelis (Nouwen & Cornelis): 1,1,1-trichloorethaan. Voor deze vijf stoffen werd recent een herziening van de toxicologie uitgevoerd (Geerts *et al.*, 2016).

Omwille van de verouderde data werd besloten tot een herziening van de normvoorstellen voor bovenvermelde stoffen. Daartoe werd een actualisatie uitgevoerd van de volgende invoergegevens voor normering:

- fysicochemie,
- overdracht naar dierlijke en plantaardige producten,
- voorkomen in milieu, achtergrondniveaus en achtergrondblootstelling,
- wettelijke limieten,
- toxicologie.

De toxicologische informatie, met inbegrip van gegevens over absorptie en mengseltoxiciteit, werd overgenomen uit het rapport van 2016 (Geerts *et al.*, 2016). De gevolgde aanpak wordt hierna toegelicht.

1.2. AANPAK

1.2.1. FYSICOCHEMISCHE EIGENSCHAPPEN

Volgende bronnen werden geraadpleegd:

- OECD eChemPortal: http://www.echemportal.org/echemportal/index?pageID=0&request_locale=en (metadatabank)
- Hazardous Substances Databank (HSDB): <http://toxnet.nlm.nih.gov/newtoxnet/hsdb.htm>
- ECHA databank: <http://echa.europa.eu/information-on-chemicals>, en <http://echa.europa.eu/web/guest/information-on-chemicals/information-from-existing-substances-regulation> (uitgebreide stoffenrapporten opgemaakt voor de registratie van chemische stoffen onder de REACH wetgeving (EG, 2006b))
- Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals (Verschuieren, 2008)

- Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals (Mackay et al., 2006).
- Google: scholar.google.com
- Elsevier ScienceDirect: <http://www.sciencedirect.com/>
- RAIS : <http://rais.ornl.gov/>
- IRIS : <http://www.epa.gov/IRIS/>
- PubChem: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pccompound>
- ECHA databank met REACH registratiedossiers: <http://echa.europa.eu/web/guest/home>
- Bronnen vermeld in Cornelis *et al.* (2013)

Omdat overzichtswerken en databanken (ECHA) vaak secundaire referenties opleverden, werd daarom een supplementaire strategie gevolgd:

1. Mackay et al. (2006) – natrekken merkwaardige cijfers voor vermijden fouten
2. de Jong *et al.* (2007) voor aanvullingen
3. Sander (2015) voor recente data Henry-coëfficiënt: omdat de gegevens opgegeven zijn voor 20 – 25 °C werden de oorspronkelijke publicaties nagetrokken om de exacte temperatuur na te gaan; de Henry-coëfficiënt is een kritische parameter
4. literatuur voor Koc-waarden (kritische parameter)

De verzamelde gegevens werden per stof opgelijst in een rekenblad, waarbij statistische variabelen berekend werden, gegroepeerd per temperatuur (voor dampdruk, oplosbaarheid en Henry-coëfficiënt). Ook werden aparte berekeningen uitgevoerd voor experimentele en berekende waarden. Voor dampdruk kunnen experimentele waarden en waarden bekomen met de Antoine-vergelijking gecombineerd worden. Voor de overige parameters wordt, indien voldoende waarden beschikbaar zijn, de voorkeur gegeven aan experimentele waarden. Voor de Henry-coëfficiënt zijn door een aantal auteurs ook regressies berekend voor de relatie met temperatuur. De meest recente evaluatie werd uitgevoerd door Warneck et al. (2007). De resultaten uit deze regressie werden meegenomen in de beslissing voor een te hanteren waarde.

De voorgestelde waarden zijn gemiddelden van de gevonden gegevens. Voor Koc en Kow betreft het logaritmisches gemiddelden (gemiddelde van de $\log_{10}$ waarden).

Wanneer slechts een gering aantal gegevens beschikbaar was, werden betreffende parameters berekend via:

- EpiSuite: <http://www.epa.gov/opptintr/exposure/pubs/episuitedi.htm>
- OECD Toolbox te gebruiken (<http://www.oecd.org/chemicalsafety/risk-assessment/theoecdqsartoolbox.htm>).

Opzoeken werden uitgevoerd voor de stofnaam en de synoniemen.

1.2.2. VOORKOMEN IN HET MILIEU

De bespreking van het voorkomen van de gechloreerde solventen in het milieu is beperkt tot de milieucompartimenten en gegevens nodig voor het bepalen van de achtergrondconcentraties en achtergrondblootstelling. Het betreft lucht, drinkwater en voeding.

Achtergrondconcentraties in binnenlucht worden gelijkgesteld aan achtergrondconcentraties in buitenlucht. De mogelijk hogere concentraties in binnenlucht als gevolg van binnenhuisbronnen en de daaruit resulterende blootstelling worden immers niet meegenomen in de achtergrondblootstelling.

Voor de achtergrondblootstelling via voeding is voor tetrachlooretheen, trichlooretheen en 1,1,1-trichloorethaan informatie beschikbaar uit een Belgische studie (Medeiros Vinci *et al.*, 2015).

1.2.3. TOXICOLOGIE

De toxicologie van de hier besproken gechloreerde alifaten is uitgebreid opgenomen in het rapport "Toxicologische fiches voor gechloreerde solventen – actualisatie versie 2016" (Geerts *et al.*, 2016). Voor de details wordt verwezen naar het vermelde rapport. Onder het hoofdstuk toxicologie wordt per stof een samenvatting gegeven van de informatie samen met de voorgestelde toxicologische toetsingswaarden. Ook wordt de informatie over dermale en orale absorptie besproken.

In een apart hoofdstuk wordt aandacht besteed aan de mengseltoxiciteit van de beschouwde verbindingen.

1.2.4. BEREKENINGEN

De berekeningen van de normvoorstellen voor de vaste fase (bodem) zijn uitgevoerd met S-Risk versie 1.1.4. Applicatie I is gebruikt voor het berekenen van de normvoorstellen, applicatie II met aanpassing van de bufferlengte (binnenlucht tabblad) naar 0,75 meter voor het interpreteren van de resultaten naar blootstellingsroutes en blootstellingswegen. De aanpassing van de bufferlengte is nodig om met dezelfde instellingen als in applicatie I te rekenen.

Er worden berekeningen uitgevoerd totdat de bodemconcentratie overeenstemt met een blootstelling, die leidt tot een risico-index gelijk aan 1 voor de niet-carcinogene eindpunten en/of tot een extra levenslang kankerrisico gelijk aan $1/10^5$ voor de carcinogene eindpunten. Het gebruik van simulaties volgens pseudo-drempel is voor de vermelde stoffen niet van toepassing. Er worden eveneens berekeningen uitgevoerd totdat de bodemconcentratie overeenstemt met een concentratie in levensmiddelen (alleen type II), buitenlucht, binnenlucht en drinkwater, die gelijk is aan de limiet voor deze compartimenten. Voor levensmiddelen wordt altijd een wettelijke limiet gebruikt, indien deze voorhanden is. Voor lucht en drinkwater is als uitgangspunt gesteld dat een wettelijke limiet genomen wordt, indien deze voor Vlaanderen/België bestaat. Bestaat geen wettelijke limiet, dan wordt een toxicologische limiet gebruikt. Meer bepaald voor binnenlucht werd gebruik gemaakt van de richtwaarden uit het Binnenmilieubesluit (BS, 2004), waardoor er verschil kan zijn met de toetsingswaarden gebruikt voor buitenlucht.

De berekening van de normvoorstellen voor het grondwater zijn uitgevoerd zoals beschreven in Cornelis en Touchant (2016a). Indien er een wettelijke waarde voor drinkwaterkwaliteit bestaat, werd die meegenomen bij het voorstel voor saneringsnorm.

1.2.5. ECOTOXICOLOGISCHE TOETSINGSWAARDEN

In de bestaande bodemsaneringsnormen werd geen rekening gehouden met de ecotoxicologische aspecten van bodemverontreiniging door gechloreerde solventen. Het afleiden van ecotoxicologisch onderbouwde normvoorstellen maakte geen deel uit van de huidige opdracht. Wel zijn beschikbare buitenlandse toetsingswaarden met een ecotoxicologische onderbouwing opgenomen. Indien er waarden zijn die afgeleid zijn met de Canadese methode (die voor Vlaanderen overgenomen werd – zie Basisinformatie), kunnen deze als dusdanig overgenomen worden. Indien niet, dan worden de cijfers vooral ter vergelijking opgenomen. Ook wordt de onzekerheid op de waarden toegelicht.

1.2.6. INTEGRATIE EN EVALUATIE VAN DE NORMVOORSTELLEN

Bij het vaststellen van een bodemsaneringsnorm worden een aantal elementen afgewogen. Hieronder valt de vergelijking tussen humaan toxicologisch en ecotoxicologisch onderbouwde normen, de evaluatie van de analytische haalbaarheid, de vergelijking met streefwaarden (zijn de waarden analytisch te onderscheiden), de berekening van richtwaarden en de haalbaarheid hiervan, en tenslotte de impact op het huidige beleid.

1.3. LEESWIJZER

De herziening van de invoergegevens en de afleiding van de normvoorstellen worden per stof besproken. Elke stof omvat een apart hoofdstuk, waarin achtereenvolgens de verzamelde informatie besproken wordt waaruit een voorstel voor de betreffende invoerparameter(s) wordt afgeleid, en het normvoorstel toegelicht wordt met een interpretatie en vergelijking met de huidige normen en hun onderbouwing. Ook is een stuk voorzien rond integratie van de verschillende waarden (humaan toxicologisch voorstel, ecotoxicologisch voorstel, streefwaarden, richtwaarden, impact ten opzichte van het huidige kader). In een apart document is voor elke stof een stoffenfiche opgenomen, die de huidige invoergegevens in S-Risk en de in dit document voorgestelde waarden bevat.

In hoofdstuk 7 wordt een aanzet gegeven tot het opnemen van mengseltoxiciteit in de bodemnormering.

HOOFDSTUK 2. DICHLOORMETHAAN

2.1. IDENTIFICATIE

Dichloormethaan	
synoniemen Nederlands:	methyleenchloride
naamgeving Engels:	dichloromethane, methylene chloride
CAS-nummer:	75-09-2
EINECS-nummer:	200-838-9
EC-indexnummer:	602-004-00-3
formule:	CH ₂ Cl ₂
molmassa:	84,94
omrekening:	1 ppm = 3,5 mg/m ³ (25 °C)

2.2. GEDRAG IN BODEM EN FYSICOCHEMISCHE EIGENSCHAPPEN

2.2.1. GEDRAG IN BODEM

Gezien zijn vluchtigheid en laag kookpunt heeft dichloormethaan de neiging te vervluchtigen uit bodem en water. Dichloormethaan bindt niet sterk aan bodemdeeltjes en organische stof, waardoor het uitlooft naar grondwater (ATSDR, 2000).

Dichloormethaan kan omgezet worden onder aerobe en anaerobe omstandigheden en hangt af van bodemtype, substraatconcentratie en redoxtoestand van de bodem. Biodegradatie van dichloormethaan zou versneld worden bij verhoogde niveaus organisch materiaal in de bodem.

2.2.2. FYSICOCHEMISCHE EIGENSCHAPPEN

→ Oplosbaarheid (S)

Een overzicht van de waarden voor de oplosbaarheid, afkomstig uit overzichtswerken en primaire literatuur, is opgenomen in 0. De gemiddelde oplosbaarheid berekend uit deze gegevens en de standaarddeviatie is opgenomen in Tabel 1.

Tabel 1: Gemiddelde oplosbaarheid (mg/l) van dichloormethaan, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)

temperatuur	bron	gemiddelde (standaarddeviatie)	n
normering Vlarebo (2008)			
25 °C	(Kühne <i>et al.</i> , 1995) in <i>stoffenfiche</i> (Cornelis <i>et al.</i> , 2013)	19900	-
literatuur			
10 °C	experimentele waarden 0	20700 (577)	3
20 °C	experimentele waarden 0	18469 (2442)	7
25 °C	experimentele waarden 0	18996 (7516)	7

Voor de berekening van de bodemsaneringsnormen opgenomen in Vlarebo (2007) werd gebruik gemaakt van een oplosbaarheid van 19900 mg/l bij 25°C uit (Kühne *et al.*, 1995). We stellen voor de gemiddelde waarde van 18996 mg/l (25°C) te hanteren voor de herziening van de normen. We kiezen voor een waarde bij 25 °C omdat voor dampdruk de meeste informatie beschikbaar is bij 25 °C en de gegevens op die manier consistent zijn.

Vermits het nieuwe voorstel voor oplosbaarheid slechts weinig verschilt van de huidige waarde (18996 mg/l versus 19900 mg/l bij 25°C), werden berekeningen uitgevoerd bij beide waarden om de mogelijke impact in te schatten (zie verder). De berekende normen wijzigen niet wanneer de oplosbaarheid aangepast wordt tussen 18996 mg/l en 19900 mg/l (25°C) en daarom wordt **de huidige oplosbaarheid van 19900 mg/l (25°C) behouden**.

→ Dampdruk (Vp)

Een overzicht van de waarden voor de dampdruk, afkomstig uit overzichtswerken en primaire literatuur, is opgenomen in Bijlage B. De gemiddelde dampdruk berekend uit deze gegevens en de standaarddeviatie is opgenomen in Tabel 2.

Tabel 2: Gemiddelde dampdruk (Pa) van dichloormethaan, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)

temperatuur	bron	gemiddelde (standaarddeviatie)	n
normering Vlarebo (2008)			
20 °C	(Verschuieren, 1983) in stoffenfiche (Cornelis <i>et al.</i> , 2013)	46518	-
literatuur			
20 °C	experimentele waarden + berekend volgens Antoine-vergelijking, zie bijlage B	47225 (843)	4
25 °C	experimentele waarden + berekend volgens Antoine-vergelijking, zie bijlage B	57662 (444)	10

Voor de actuele berekening van de bodemsaneringsnormen werd gebruik gemaakt van een dampdruk van 46518 Pa (20°C) uit Verschuieren (1983). **Omwille van consistentie van data voor oplosbaarheid en dampdruk, stellen we voor om de gemiddelde dampdruk van 57662 Pa bij 25 °C te nemen.**

→ Henry-coëfficiënt (H)

Een overzicht van de waarden voor de Henry-coëfficiënt, afkomstig uit overzichtswerken en primaire literatuur, is opgenomen in bijlage B. De gemiddelde Henry-coëfficiënt berekend uit deze gegevens en de standaarddeviatie is opgenomen in Tabel 3.

Tabel 3: Gemiddelde Henry-coëfficiënt ($\text{Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$) van dichloormethaan, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)

temperatuur	bron	gemiddelde (standaarddeviatie)	n
normering Vlarebo (2008)			
10 °C	Gosset (1987) Wright et al. (1992) Tse en Sandler (1992), in stoffenfiche (Cornelis et al., 2013)	116	-
literatuur			
experimenteel			
10 °C		128	1
20 °C		215 (34,8)	9
25 °C		272 (32,6)	11
berekend (dampdruk/oplosbaarheid)			
10 °C		-	-
20 °C		111	1
25 °C		268 (46)	5

Warneck et al. (2007) gebruiken experimentele gegevens uit de literatuur om een temperatuursafhankelijkheid voor de Henry-coëfficiënt te berekenen. Ze verwerken hierbij de gegevens van Leighton and Calo (1981), Gosset (1987), Ashworth et al. (1988), Wright et al., (1992), Tse et al. (1992) en Sangster (2003). Via deze relatie¹ kan een Henry-coëfficiënt berekend worden bij 10 °C ($134 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$), bij 20 °C ($208 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$) en bij 25 °C ($256 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$). **Aangezien de berekende relatie toepasbaar is bij een temperatuur van 10 °C wordt voorgestelde waarde van $134 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$ bij 10 °C te hanteren.**

→ Octanol-water verdelingscoëfficiënt ($\log K_{ow}$)

Een overzicht van de waarden voor de octanol-water verdelingscoëfficiënt, afkomstig uit overzichtswerken en primaire literatuur, is opgenomen in bijlage B. De logaritmische gemiddelde octanol-water verdelingscoëfficiënt berekend uit deze gegevens en de standaarddeviatie is opgenomen in Tabel 4.

¹ $\ln(K_H) = -13,228 + 3665,4/T$ met K_H in $\text{mol dm}^{-3} \text{ atm}^{-1}$ en T in K

Tabel 4: Gemiddelde log K_{ow} van dichloormethaan, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)

bron	gemiddelde (standaarddeviatie)	n
normering Vlarebo (2008)		
van den Berg (1994); US-EPA (1994b) in <i>stoffenfiche</i> (Cornelis et al., 2013)	1,48	-
literatuur		
experimenteel	1,33 (0,16)	3
QSAR	1,30 (0,06)	4
onbepaald	1,28 (0,10)	4
alles	1,30 (0,10)	11

Voor de berekening van de bodemsaneringsnormen zoals opgenomen in Vlarebo (2007) werd gebruik gemaakt van een log K_{ow} van 1,48. **We stellen voor een waarde van 1,3 (K_{ow} = 20) te hanteren voor de herziening van de normen, als gemiddelde van de waarden.**

→ **Verdelingscoëfficiënt organische koolstof – water (log K_{oc})**

Voor dichloormethaan hebben we maar 1 experimentele K_{oc}-waarde teruggevonden (log K_{oc} = 1,4, Roy en Griffin (1985)). De overige waarden zijn QSAR-berekeningen (Tabel 5). de Jong *et al.* (2007) vermelden nog aanvullende waarden uit secundaire referenties. Deze liggen onwaarschijnlijk hoog (8,8 voor sediment, 390 voor aeroob slib, 157 voor anaeroob slib).

Tabel 5: Waarden voor de verdelingscoëfficiënt organische koolstof – water voor dichloormethaan

Waarde (log K _{oc})	primaire referentie	secundaire referentie	methode
1,36		stoffenfiche (Cornelis <i>et al.</i> , 2013); US-EPA (1994b)	
0,94	US-EPA (1982)	Mackay (2006)	(cijfer niet gedocumenteerd)
1,084		Epiwin ² database	Berekend via K _{oc} methode
1,337		Epiwin database	Berekend via MCI methode (Molecular Connectivity Index-method)
1,4		Roy and Griffin (1985)	
1,44		Epiwin database	Experimentele waarde
1,44	Koch (1983) in Bahnick en Doucette (1988)	Mackay (2006)	berekend via MCI-methode
1,39	Bahnick en Doucette (1988)	Mackay (2006)	berekend via MCI-methode
1,37	Tao et al. (1999)	de Jong <i>et al.</i> (2007))	berekend
1,337	-	-	berekend Epiwin versie Epiweb 4.1, MCI methode
1,228	-	-	berekend Epiwin versie Epiweb 4.1, Kow-methode met ingegeven log K _{ow} = 1,3

² geraadpleegd mei 2016

Voor de berekening van de huidige bodemsaneringsnormen werd gebruik gemaakt van een log K_{oc} van 1,36. **Gezien de beperkte informatie wordt voorgesteld om de K_{oc} te laten berekenen in S-Risk (hydrofobe verbinding). Hierbij wordt een K_{ow} -gebaseerde QSAR gebruikt.**

→ **Verdelingscoëfficiënt octanol-lucht (K_{oa})**

De waarde wordt berekend in S-Risk.

2.3. VOORKOMEN IN HET MILIEU

Dichloormethaan wordt voornamelijk aangetroffen in lucht, de concentraties in andere compartimenten zijn laag. In binnenlucht kunnen hogere concentraties aangetroffen worden als gevolg van binnenhuisbronnen.

2.3.1. BODEM

Dichloormethaan komt van nature niet in de bodem voor.

2.3.2. LUCHT

In de huidige stoffenfiche is de achtergrondconcentratie van dichloormethaan in lucht gelijk aan 0. Dichloormethaan wordt niet gemeten door de VMM. Er zijn maar weinig gegevens beschikbaar. Concentraties van dichloormethaan in buitenlucht liggen meestal lager dan $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (WHO, 2000b).

Gezien de verwachte lage concentraties in buitenlucht in vergelijking met de toxicologische toetsingswaarden, wordt de **achtergrondconcentratie in buitenlucht gelijk gesteld aan 0. Eenzelfde waarde wordt genomen voor binnenlucht.**

2.3.3. DRINKWATER

In de huidige stoffenfiche is de achtergrondconcentratie van dichloormethaan in drinkwater gelijk aan 0. Er zijn geen VMM-meetgegevens voor dichloormethaan in drinkwater. WHO (2003a) rapporteert dat concentraties in drinkwater meestal lager zijn dan $1 \mu\text{g}/\text{l}$. Gegevens uit Nederland (VROM, 2010) wijzen op gemiddelde concentraties lager dan $0,1 \mu\text{g}/\text{l}$ (in afpompstations).

De achtergrondconcentratie wordt gelijk gesteld aan $0,1 \mu\text{g}/\text{l}$.

2.3.4. VOEDING

We zetten de achtergrondinname via **voeding en de concentraties in levensmiddelen op nul**. Er is geen recente informatie over concentraties van dichloormethaan in voeding.

2.4. OVERDRACHT NAAR PLANTEN

De overdracht naar planten wordt berekend in S-Risk.

2.5. OVERDRACHT NAAR DIERLIJKE PRODUCTEN

De overdracht naar vlees en zuivelproducten wordt berekend in S-Risk op basis van de stofeigenschappen. Voor eieren vereist S-Risk de invoer van transferfactoren. Er werden geen experimentele transferfactoren van bodem en/of voeder naar ei teruggevonden. Een bovengrens voor stoffen met een log Kow tussen 1 en 2, afgeleid van Leeman et al. (2007) is 0,33 (Cornelis & Touchant, 2016a). Deze waarde wordt voorlopig overgenomen voor de BTF naar eieren.

2.6. TOXICOLOGIE

2.6.1. TOXICOLOGISCHE TOETSINGSWAARDEN

Het overzicht van de huidige en voorgestelde toxicologische toetsingswaarden is opgenomen in Tabel 6.

Tabel 6: Overzicht van huidige en voorgestelde toxicologische toetsingswaarden voor dichloormethaan

	niet-carcinogeen			carcinogeen		
	oraal (mg/kg.d)	inhalatoir (mg/m ³) ^{a)}	dermaal (mg/kg.d)	oraal (mg/kg.d) ⁻¹	inhalatoir (mg/m ³) ⁻¹	dermaal (mg/kg.d) ⁻¹
huidig						
systemisch	6.10 ⁻³ (WHO, 1993)	2,1.10 ⁻² (oraal) / 3 (WHO, 1987a)	6.10 ⁻³	-	-	-
voorgesteld						
systemisch	6.10 ⁻³ (WHO, 2003a; US-EPA, 2011a)	6.10 ⁻¹ (US-EPA, 2011a)	6.10 ⁻³	2.10 ⁻³ (volw.) 6.10 ⁻³ (3 - < 15 jr) 2.10 ⁻² (1 - < 3 jr) (US-EPA, 2011a) ^{b)}	1.10 ⁻⁵ (volw.) 3.10 ⁻⁵ (3 - < 15 jr) 1.10 ⁻⁴ (1 - < 3 jr) (US-EPA, 2011a) ^{b)}	[2.10 ⁻³ (volw.) 6.10 ⁻³ (3 - < 15 jr) 2.10 ⁻² (1 - < 3 jr)]
lokaal		4,5.10 ⁻¹ (WHO, 2000b)				

^{a)} Bij de toxicologische waarden volgens de toenmalige normering was er vaak geen consistentie tussen de inhalatoire TDI (hier omgerekend naar een concentratie in lucht) en de toetsingswaarde voor luchtkwaliteit. De inhalatoire TDI was vaak gelijk aan de orale TDI. In deze kolom zijn – bij verschillende waarden – eerst de inhalatoire TDI (omgerekend naar een concentratie in lucht) opgenomen en vervolgens de toetsingswaarde voor luchtkwaliteit.

^{b)} Omdat de studies niet het vroege levensstadium omvatten, stelt US-EPA voor om het eenheidsrisico en de hellingsfactor te vermenigvuldigen met leeftijdsafhankelijke factoren (factor 10 voor < 2 jaar, factor 3 voor 2 - < 16 jaar en factor 1 voor ouder dan of gelijk aan 16 jaar) om rekening te houden met mogelijk verhoogde gevoeligheid tijdens de kindertijd.

Voor de huidige bodemsaneringsnormen wordt dichloormethaan beschouwd als een niet-carcinogeen met als toxicologische criteria een TDI_{oraal} van 6.10⁻³ mg/kg.d (WHO, 1993) en een TCL van 3.10⁻³ g/m³ (WHO, 1987b). Blootstelling aan dichloormethaan geeft bij proefdieren, maar niet bij de mens, aanleiding tot systemische effecten, vnl. levertoxiciteit.

Voor het herziene voorstel voor dichloormethaan baseren we ons op de meest recente evaluaties van WHO (2003a) en US-EPA (2011a). De door de WHO afgeleide niet-carcinogene TDI van 0,006 mg/kg.d is gebaseerd op een NOAEL van 6 mg/kg.d voor levertoxiciteit uit een langdurige orale blootstellingstudie op ratten (Serota *et al.*, 1986) en toepassing van een veiligheidsfactor 1000 (10 voor intraspeciesverschillen, 10 voor interspeciesverschillen en 10 voor mogelijk carcinogene effecten). US-EPA (2011a) baseert zich op dezelfde studie en komt via PBPK modellering tot dezelfde toxicologische drempelwaarde.

Volgens WHO (2000b) zijn de kritische effecten van dichloormethaan voor de mens, neurologische effecten en de vorming van carboxyhemoglobine (COHb) met acute effecten op het centraal zenuwstelsel tot gevolg. De effecten op de lever, vastgesteld bij ratten (ATSDR, 2000) lijken in veel geringere mate op te treden bij de mens zoals blijkt uit langdurige blootstelling van arbeiders (ATSDR, 2000) en daarom lijkt het aangewezen een verhoogde COHb spiegel als kritisch te beschouwen en te selecteren als basis voor het afleiden van een TCL. WHO berekent dat een toename van 0,1% aan COHb in het bloed de maximaal toelaatbare stijging is. Dit komt overeen met een weekgemiddelde blootstelling aan 0,45 mg/m³, deze waarde wordt voorgesteld als niet-carcinogene TCL-waarde. ATSDR (2000) en US-EPA (2011a) hanteren een TCL van respectievelijk 1,04 en 0,6 mg/m³.

Volgens US-EPA (2011a) zijn er geen humane data beschikbaar om mogelijke neoplastische effecten als gevolg van orale blootstelling aan dichloormethaan te kwantificeren. Door IARC is dichloormethaan recent ingedeeld als een waarschijnlijk humaan carcinogeen (groep 2A) (Benbrahim-Tallaa *et al.*, 2014). In de EU-lijst van gevaarlijke stoffen (bijlage VI van CLP-verordening (EG) 1272/2008) wordt dichloormethaan ingedeeld als 'verdacht van het veroorzaken van kanker'. Volgens de experts van het International Programme on Chemical Safety (IPCS) is carcinogeniteit geen kritisch eindpunt wegens de verschillen in metabolisme tussen mens en dier, en bijgevolg ook in kankerrisico. De WHO beschouwt dichloormethaan niet als genotoxisch. IARC (Benbrahim-Tallaa *et al.*, 2014) stelt dat er sterke aanwijzingen zijn dat de metabolisatie van dichloormethaan verloopt via glutathion-S-transferase T1 (GST T1), waarvan de activiteit geassocieerd is met de *in vitro* en *in vivo* genotoxiciteit van dichloormethaan. Er wordt ook gesteld dat GST T1 gemedieerde metabolisatie ook bij mensen optreedt.

US-EPA (2011a) leidt een hellingsfactor af uit resultaten van een studie met muizen. De hellingsfactor van $2 \cdot 10^{-3} \text{ (mg/kg.d)}^{-1}$ is gebaseerd op het voorkomen van levertumoren bij mannelijke muizen in een chronische drinkwaterstudie (Hazleton, 1983; Serota *et al.*, 1986). Net zoals bij het afleiden van de hellingsfactor, baseert US-EPA (2011a) zich voor het afleiden van het eenheidsrisico ($1 \cdot 10^{-8} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$) op het voorkomen van levertumoren. Alle rattenstudies tonen aan dat vooral de lever het doelorgaan is, daarom lijkt het aangewezen vooral met dit orgaan rekening te houden bij het afleiden van het eenheidsrisico.

Wanneer de orale hellingsfactor van US-EPA (2011a) omgezet wordt naar een dosis bij een extra levenslang kankerrisico van $1/10^5$, dan bekomen we een waarde van $5 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg.d}$; deze waarde is vergelijkbaar met de voorgestelde orale TDI voor niet-carcinogene effecten ($6 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg.d}$).

Wanneer de inhalatoire hellingsfactor van US-EPA (2011a) ($1 \cdot 10^{-8} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$) omgezet wordt naar een concentratie bij een extra levenslang kankerrisico van $1/10^5$, dan bekomen we een waarde van 1 mg/m^3 , wat 2x hoger is dan de TCL van $0,45 \text{ mg/m}^3$ voor niet-kankereffecten.

Omdat de carcinogene studies niet het vroege levensstadium omvatten, stelt US-EPA voor om leeftijdsaanpassingen uit te voeren (factor 10 voor < 2 jaar, factor 3 voor 2 - < 16 jaar en factor 1 voor ouder dan of gelijk aan 16 jaar). Dit resulteert in een hellingsfactor van $3,3 \cdot 10^{-3}$ en een eenheidsrisico van $1,7 \cdot 10^{-8}$ bij een levenslange blootstelling aan respectievelijk 1 mg/kg.d , en $1 \mu\text{g/m}^3$, waarbij gecorrigeerd is voor mogelijke gevoeligheid op (zeer) jonge leeftijd.

De overeenkomstige dosis bij een extra levenslang kankerrisico van $1/10^5$, is $3 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg.d}$ (oraal). Deze waarde bedraagt slechts de helft van de orale TDI voor niet-carcinogene effecten ($6 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg.d}$). De overeenkomstige concentratie bij een extra levenslang kankerrisico van $1/10^5$ is $0,59 \text{ mg/m}^3$. Deze waarde ligt 1,3 x hoger dan de TCL van $0,45 \text{ mg/m}^3$ voor niet-kankereffecten.

Indien men zou uitgaan van een hellingsfactorbenadering voor dichloormethaan, en er bij een plaats specifieke risicobeoordeling aanwijzingen zijn dat er tijdens de kinder- en tiener tijd verhoogde kans is op blootstelling aan dichloormethaan, dan is het aangewezen deze blootstelling te toetsen aan de dosis of concentratie die rekening houdt met de leeftijdsaanpassingen van respectievelijk de orale hellingsfactor of eenheidsrisico. Gezien de recente IARC-classificatie stellen we voor om zowel de niet-carcinogene toetsingswaarden als de hellingsfactoren te gebruiken.

2.6.2. AFGELEIDE TOXICOLOGISCHE TOETSINGSWAARDEN IN LUCHT EN DRINKWATER

→ Lucht

Het eenheidsrisico bij levenslange blootstelling via inademing bedraagt $1,7 \cdot 10^{-5} \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$ (US-EPA, 2011a). Omgerekend naar een extra levenslang kankerrisico van $1 \cdot 10^{-5}$ resulteert dit in een concentratie van afgerond 0,60 mg/m³. Op basis van de vorming van COHb heeft WHO een **advieswaarde voor omgevingslucht berekend van 0,45 mg/m³ (weekgemiddelde)** (WHO, 2000b). Deze waarde is lager en wordt daarom geselecteerd als toetsingswaarde voor de concentratie in lucht.

→ Drinkwater

WHO (2003a) heeft voor drinkwater een advieswaarde van 20 µg/l afgeleid op basis van de TDI van 0,006 mg/kg.d, hierbij rekening houdend met een toekenning van 10 % van de TDI aan drinkwater. In het huidige voorstel behouden we voor niet-carcinogene effecten de TDI.

Op basis van de geselecteerde orale hellingsfactor (levenslang $3,3 \cdot 10^{-3} \text{ (mg/kg.d)}^{-1}$)³ kan een toetsingswaarde in drinkwater berekend worden van $(1 \cdot 10^{-5} / 3,3 \cdot 10^{-3}) \cdot 60 \text{ (kg)} / 2 \text{ (l/d)} \cdot 1000 \text{ (µg/mg)} \approx 90 \text{ µg/l}$.

De waarde voor niet-carcinogene effecten is strenger en wordt dus weerhouden als toxicologische toetsingswaarde voor dichloormethaan in drinkwater (20 µg/l).

2.6.3. ABSORPTIEFACTOREN

→ Oraal

De **orale absorptiefactor wordt gelijkgesteld aan 1** (Geerts *et al.*, 2016). Er wordt daarom geen omrekening naar geabsorbeerde dosis uitgevoerd bij de omzetting van de orale toxicologische toetsingswaarden naar de dermale toetsingswaarden.

³ Zie pagina 243 van US-EPA US-EPA (2011a) Toxicological review of dichloromethane (methylene chloride) (CAS N° 75-09-2), Washington DC, US.: som van 2/70^{ste} hellingsfactor jong kind, 14/70^{ste} hellingsfactor kind, 54/70^{ste} hellingsfactor volwassene

→ Dermaal via bodem

De **dermale absorptiefactor voor bodem wordt gelijkgesteld aan nul**. De dampdruk is hoog en vergelijkbaar met deze van benzeen. Dermale absorptie vanuit bodem wordt daarom verwaarloosbaar geacht.

→ Dermaal via water

Er zijn geen experimentele dermale permeabiliteitscoëfficiënten voor dichloormethaan (Geerts *et al.*, 2016). We laten S-Risk daarom de dermale permeabiliteitscoëfficiënten voor dichloormethaan berekenen. Mogelijk levert dit een onderschatting op (eigen aan de gebruikte benadering).

2.7. WETTELIJKE LIMieten**2.7.1. BUITENLUCHT EN BINNENLUCHT**

Er is geen wettelijke norm voor dichloormethaan in buitenlucht (EG, 2008) en in binnenlucht (BS, 2004).

2.7.2. DRINKWATER

Er is geen wettelijke waarde voor dichloormethaan in drinkwater (BS, 2003).

2.7.3. VOEDING EN VOEDER

Er zijn geen wettelijke limieten voor de concentraties van dichloormethaan in voeding (EG, 2006a) of veevoeder (EG, 2002).

2.8. BEREKENING VAN DE NORM**2.8.1. BEREKENINGEN**

De berekeningen van de bodemsaneringsnormen werden uitgevoerd met S-Risk versie 1.1.4. Applicatie I voor de berekeningen, Applicatie II met aangepaste bufferspace (0,75m) voor interpretatie blootstellingsroutes en blootstellingswegen.

2.8.2. GRONDWATER

Het voorstel voor saneringsnorm in grondwater bedraagt 20 µg/l. Deze waarde komt overeen met de toxicologisch bepaalde toetsingswaarde voor drinkwaterkwaliteit. De huidige saneringsnorm voor grondwater bedraagt 20 µg/l. De waarde kan dus behouden blijven.

De voorgestelde waarde voor de saneringsnorm (20 µg/l) ligt hoger dan de streefwaarde voor grondwater van 0,5 µg/l, opgenomen in Vlarebo (2007).

2.8.3. BODEM

De vergelijking tussen de huidige bodemsaneringsnormen voor dichloormethaan (Vlaamse Regering, 2007) en de herrekenende bodemsaneringsnormen is opgenomen in Tabel 7. Er is gerekend voor drie types eindpunten: systemisch met drempel, lokaal inhalatoir en systemisch zonder drempel (carcinogeen). De resultaten voor deze afzonderlijke eindpunten zijn weergegeven in de tabel, evenals de resultaten indien limieten in lucht of drinkwater zouden resulteren in een lagere bodemsaneringsnorm.

Vermits het nieuwe voorstel voor oplosbaarheid slechts weinig verschilt van de huidige waarde (18996 mg/l versus 19900 mg/l bij 25°C), werden berekeningen uitgevoerd bij beide waarden om de mogelijke impact in te schatten. De berekende normen wijzigen niet wanneer de oplosbaarheid aangepast wordt tussen 18996 mg/l en 19900 mg/l (25°C) en daarom wordt de huidige oplosbaarheid van 19900 mg/l (25°C) behouden.

Tabel 7: Berekende bodemsaneringsnormen voor dichloormethaan (mg/kg droge stof)

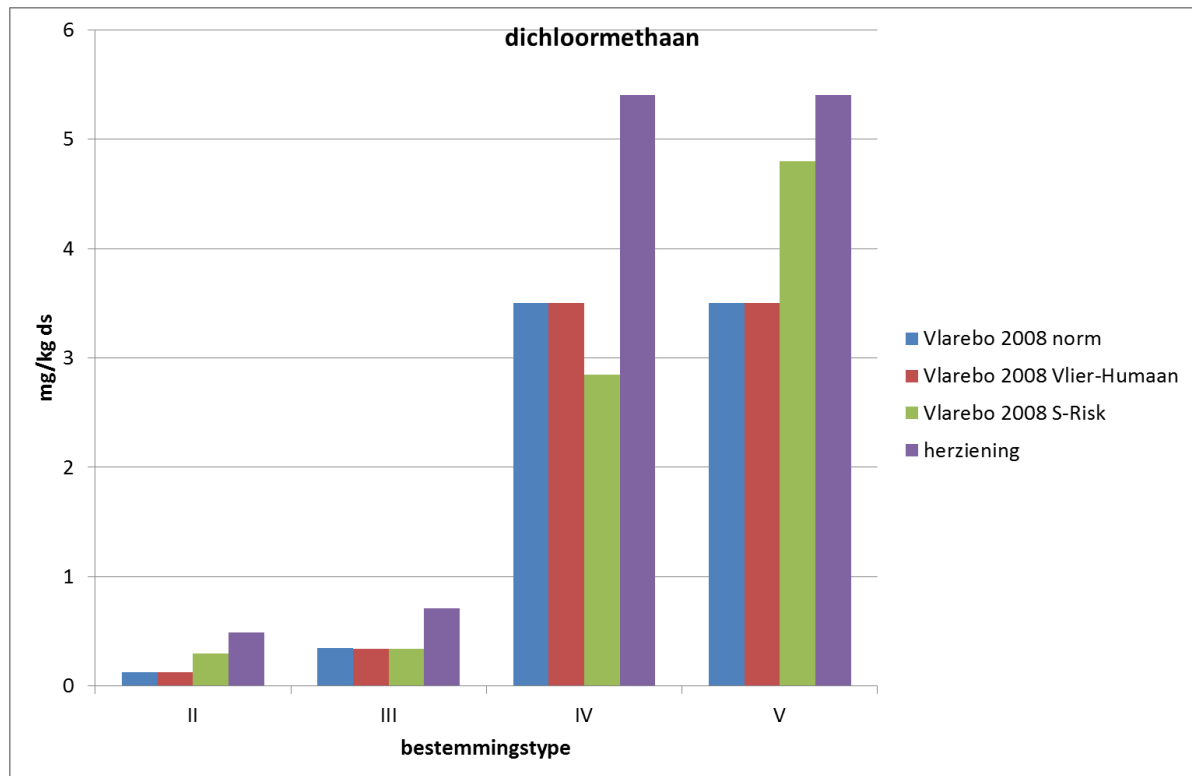
	II	III	IV	V
Vlarebo	0,13	0,35	3,5	3,5
onderbouwing normen Vlarebo 2008				
tox	0,13	0,34	8,7	20
bijstell			3,5 (drinkw)	3,5 (drinkw)
S-Risk gegevens normen Vlarebo 2008				
S-Risk				
tox	0,30	0,34	1096 (Iva) 2,9 (IVb)	4,8 (Va) 30 (Vb)
bijstell				7,2 (drinkwater)
herziening (dit rapport)				
S-Risk				
tox	0,77 (drempel) 5,9 (lokaal) 0,49 (kanker)	1,1 (drempel) 5,9 (lokaal) 0,71 (kanker)	IVa 3844 (drempel) >>> (lokaal) 3966 (kanker)	Va 62 (drempel) 69 (lokaal) 99 (kanker)
			IVb 48 (drempel) 40 (lokaal) 47 (kanker)	Vb 149 (drempel) 475 (lokaal) 176 (kanker)
bijstell	-	-	IVa 3689 (buitenlucht) IVb 5,4 (drinkwater)	Va en Vb 5,4 (drinkwater)

vet: (weerhouden) waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van tox waarden

vet onderlijnd: weerhouden waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van bijstelling

–: de concentratie-indexen zijn niet kritisch, er is geen bijstelling nodig

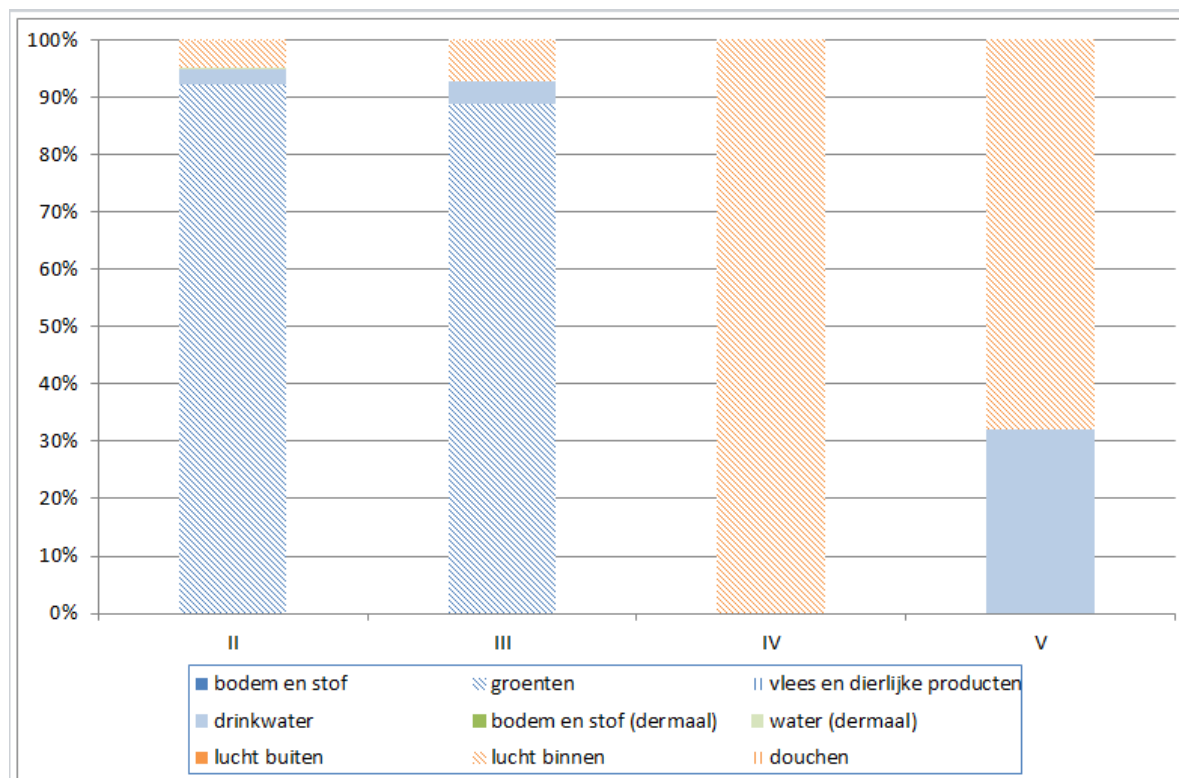
De vergelijking van de bekomen voorstellen met de Vlarebo-waarde, de met Vlier-Humaan berekende waarde en de met S-Risk berekende waarde (niet geactualiseerde stoffenfiche) zijn weergegeven in Figuur 1.



Figuur 1: Vergelijking van de nieuw voorgestelde bodemsaneringsnormen (herziening) met huidige waarden (Vlarebo 2008 norm en Vlarebo 2008 Vlier-Humaan) en berekeningen S-Risk met huidige stoffengegevens (Vlarebo 2008 S-Risk) voor dichloormethaan

De nieuw voorgestelde bodemsaneringsnormen liggen hoger dan de waarden die in Vlarebo opgenomen zijn. Dit is deels te wijten aan de overstap naar S-Risk (type II, en V), maar vooral aan de gewijzigde stoffengegevens. Daardoor blijven de voorgestelde waarden ook boven de streefwaarde van 0,02 mg/kg ds.

De bijdrage van de blootstellingswegen tot het risico voor de verschillende bestemmingstypes is opgenomen in Figuur 2. Deze figuur is berekend op basis van het toxicologisch bepaald normvoorstel voor elk bestemmingstype. De achtergrondblootstelling is verwaarloosbaar (alleen voor drinkwater werd rekening gehouden met een achtergrondconcentratie).



Figuur 2: Bijdrage van de blootstellingswegen tot het globale risico voor dichloormethaan (blauw: oraal, groen: dermaal, oranje: inademing); waarden voor bestemmingstype IV ontbreken omdat hier het lokale inhalatoire eindpunt de risicogebaseerde norm bepaalt

Bij bestemmingstype IV bepaalt het lokaal effect via inademing de norm. Onder dit scenario dragen de overige blootstellingsroutes niet bij tot het risico. Bij de overige bestemmingstypes wordt het risico bepaald door het kankereindpunt. In types II en III zien we dat de inname via drinkwater dominant is ondanks de hoge vluchtigheid van dichloormethaan. Dit is een gevolg van de hoge oplosbaarheid, die resulteert in een verhoudingsgewijze lage Henry-coëfficiënt.

2.8.4. ECOTOXICOLOGISCHE TOETSINGSWAARDEN

Een gedetailleerde toelichting bij de ecotoxicologische toetsingswaarden is opgenomen in 0. Voor dichloormethaan zijn er weinig gegevens:

SRC_{eco} : 130 mg/kg ds (de Jong *et al.* (2007)); niveau met 50 % effect

MPC: 4,8 mg/kg ds (de Jong *et al.* (2007)); geen effectniveau

PNEC: 0,175 mg/kg ds; geen effectniveau

De databank waarop deze gegevens gebaseerd zijn, is zeer beperkt. Er zijn geen toetsingswaarden met een afleiding vergelijkbaar aan de Vlaamse methodiek (gebaseerd op de Canadese methodiek). Waarden voor Vlaanderen zouden zich tussen de PNEC/MPC en de SRC_{eco} bevinden. Dit geeft aan dat ecotoxiciteit waarschijnlijk niet kritischer is dan humane toxiciteit.

2.8.5. STREEFWAARDEN

De streefwaarden voor dichloormethaan zijn 0,02 mg/kg ds in bodem en 0,5 µg/l in grondwater (Vlarebo⁴).

2.9. VERGELIJKING MET BUITENLANDSE NORMEN

Tabel 8 geeft een overzicht van enkele normen voor bodem en grondwater in Wallonië en het buitenland voor dichloormethaan.

Tabel 8: Normen voor bodem en grondwater in Wallonië en het buitenland voor dichloormethaan.

Land (datum meest recente publicatie)	Norm	Bodem (mg/kg.ds)	Grondwater (µg/l)
Nederland⁵ (2009)	Interventiewaarde	3,9	1000
Canada⁶ (1991)	Soil Quality Guideline	0,1 (<i>agricultural</i>) 5 (<i>residential/parkland</i>) 50 (<i>commercial</i>) 50 (<i>industrial</i>)	
Denemarken (2015)⁷	Jord & Grundvands kvalitetskriterium	8	1
Zweden (2008)⁸	Generella riktvärden	0,08 (<i>sensitive land use</i>) 0,25 (<i>less sensitive land use</i>)	
Wallonië⁹ (2009)	Normes	0,5 (<i>I naturel</i>) 0,5 (<i>II agricole</i>) 0,5 (<i>III résidentiel</i>) 0,5 (<i>IV récréatif ou commercial</i>) 0,8 (<i>V industriel</i>)	90

De Nederlandse interventiewaarden bodemsanering geven aan wanneer de functionele eigenschappen die de bodem heeft voor mens, dier en plant ernstig zijn verminderd of dreigen te worden verminderd. Ze zijn representatief voor het verontreinigingsniveau waarboven sprake is van een geval van ernstige (bodem)verontreiniging. De interventiewaarden grond gelden voor een droge standaardbodem (10% organisch stof en 25% lutum).

Canada heeft Human Health Soil Quality Guidelines opgesteld die concentraties voor contaminanten in de bodem geven waarbij of waaronder geen aanzienlijk risico voor de volksgezondheid verwacht wordt (Canadian Council of Ministers of the Environment (2007)). In Canada worden richtlijnen opgesteld voor de mens en voor het ecosysteem, de meest kritische van beide wordt weerhouden als soil quality guideline. De afleiding voor de mens houdt rekening met achtergrondblootstelling afkomstig van lucht, water, bodem, voeding en consumentenproducten. Indirecte blootstellingsroutes veroorzaakt door de verontreinigde bodem zoals vervuild grondwater, vlees, melk en melkproducten, infiltratie in binnenlucht en erosie (depositie) worden tevens beschouwd bij de afleiding van de guidelines.

⁴ <https://navigator.emis.vito.be/mijn-navigator?woid=23677>, geraadpleegd in december 2016

⁵ <https://zoek.officielebekendmakingen.nl/stcrt-2013-16675.html>, geraadpleegd in december 2016

⁶ <http://cegg-rcqe.cme.ca/en/index.html#void>, geraadpleegd in december 2016

⁷ <http://mst.dk/media/131857/kvalitetskriterier-jord-og-drikkevand-juni-2015.pdf>, geraadpleegd December 2016

⁸ overgenomen uit <http://www.renaremark.se/filarkiv/exjobb/2010/A6-Rosen.pdf>

⁹ <http://environnement.wallonie.be/legis/solsoussol/sol003.htm>, geraadpleegd december 2016

De Deense kwaliteitscriteria of richtwaarden geven een veilig niveau van verontreiniging waarbij geen negatief effect voor de mens zal optreden. De criteria voor bodem zijn ontwikkeld voor 'zeer gevoelig landgebruik', bijvoorbeeld tuinen en kinderdagverblijven (Rosén, 2010). Het grondwatercriterium is opgesteld voor regio's waar grondwater gebruikt of kan gebruikt worden als drinkwater. Naast gezondheidscriteria worden ook geur en smaak mee in beschouwing genomen.

Zweedse (generieke) bodemkwaliteitscriteria worden vastgesteld op basis van kennis over toxicologische en ecotoxicologische effecten. De criteria zijn beschermend voor gezondheid en milieu bij de meerderheid van de vervuilde locaties, ze kunnen echter niet toegepast worden op alle locaties. Wanneer de generieke criteria niet relevant zijn voor de omstandigheden op een verontreinigde locatie, kunnen specifieke richtlijnen berekend worden rekening houdend met de werkelijke omstandigheden ter plaatse. De criteria zijn ontworpen voor 2 beschermingsniveaus: gevoelig bodemgebruik en minder gevoelig bodemgebruik. Gevoelig bodemgebruik omvat een groot aantal blootstellingsroutes zoals bodemingestie, consumptie van groenten, drinkwater, enzoverder. Deze categorie wordt gebruikt voor alle woningen en openbare ruimtes. Bodemingestie door kinderen, consumptie van groenten of bescherming van het ecosysteem zijn hierbij vaak de beperkende factor. De bodemkwaliteitscriteria zijn zodanig opgesteld dat ze eveneens beschermend werken voor het grondwater. Criteria voor minder gevoelig bodemgebruik geven bescherming aan ecosystemen, grondwater en mensen die niet wonen op de site. De kwaliteit van de bodem beperkt het gebruik tot kantoorgebouwen, wegen en industrie. Blootgestelde groepen mensen werken in het gebied, of zijn tijdelijk op bezoek (kinderen, ouderen). Er wordt ook rekening gehouden met de bescherming van dieren die op bezoek zijn, de teelt van siergewassen en ecosystemen dicht bij het oppervlaktewater. Deze classificatie biedt geen bescherming aan de mens voor het drinken van grondwater (Rosén, 2010). De bodemkwaliteitscriteria geven het hoogst aanvaardbare niveau van contaminatie voor mens en ecosysteem weer.

Wallonië heeft 3 normen voor verschillende types landgebruik, VR (de referentiewaarde of ook achtergrondwaarde) VS (de screening waarde die aangeeft of een bodem als niet verontreinigd mag beschouwd worden en of verder onderzoek nodig is) en VI (de interventiewaarde waarboven verdere actie vereist is). In de tabel is enkel de laatste, de interventiewaarde opgenomen.

2.10. INTEGRATIE EN EVALUATIE

2.10.1. GRONDWATER

Tabel 9 geeft voor grondwater de voorgestelde waarden weer, samen met de huidige Vlarebo-norm. De huidige waarden kunnen alle behouden blijven.

Tabel 9: Integratie van de voorgestelde waarden voor grondwater, dichloormethaan

	Concentratie (µg/l)
Vlarebo	20
Normvoorstel	20
streefwaarde	0,5

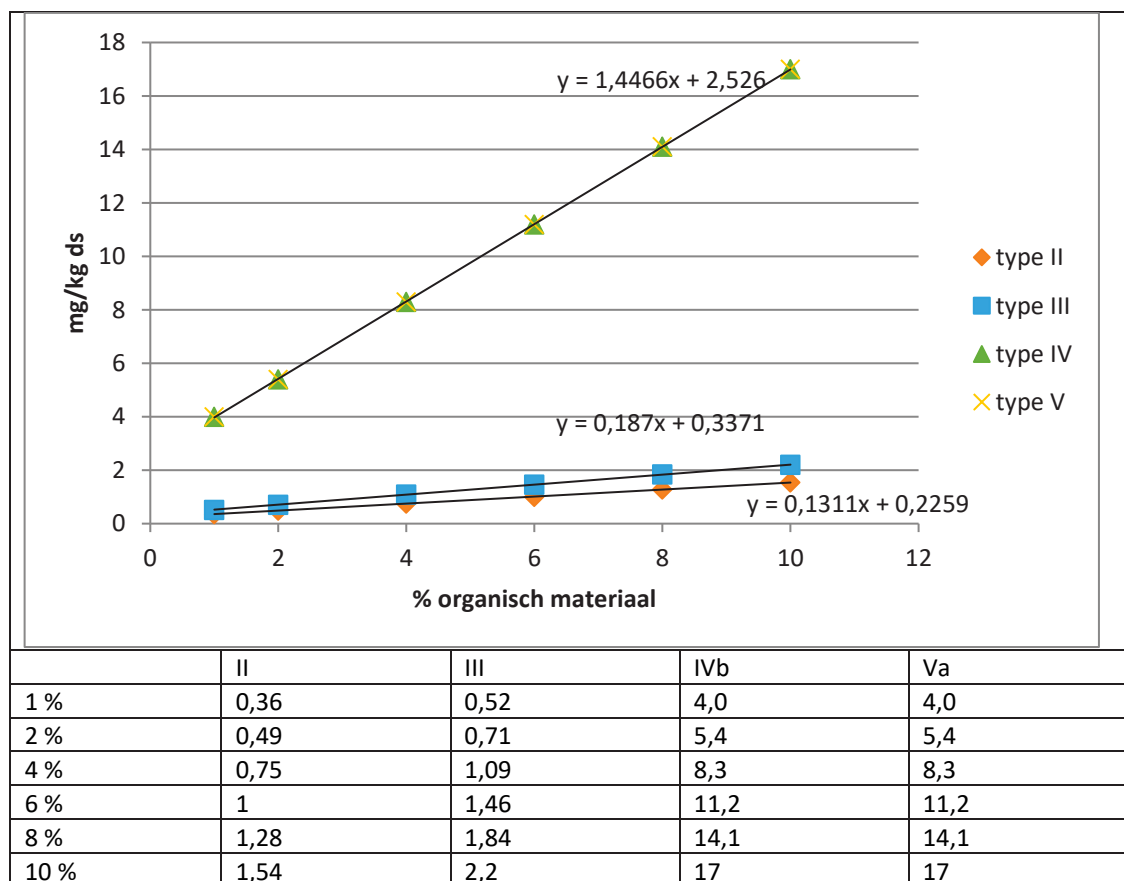
2.10.2. BODEM

Tabel 10 geeft voor bodem de voorgestelde waarden weer, samen met de huidige Vlarebo-norm. Er zijn geen geschikte ecotoxicologisch onderbouwde waarden gevonden. De dataset met gegevens is ook te beperkt voor een eigen afleiding. Er is een lichte stijging van de voorgestelde waarden.

Tabel 10: Integratie van de voorgestelde waarden voor bodem, dichloormethaan (mg/kg droge stof).

	II	III	IV	V
Vlarebo	0,13	0,35	3,5	3,5
Voorstel humaattox	0,49	0,71	5,4	5,4
Voorstel ecotox	-	-	-	-
Streefwaarde	0,02	0,02	0,02	0,02

De omrekening van de voorgestelde – humaattoxologisch onderbouwde – normen in functie van het gehalte organisch materiaal is opgenomen in Figuur 3. Hiervoor werd het standaard bodemtype (generic soil in S-Risk) genomen en werd alleen het gehalte organisch materiaal gewijzigd.



Figuur 3: Variatie van de voorgestelde normen in functie van organisch materiaal, dichloormethaan

2.10.3. VOORSTEL VOOR RICHTWAARDEN

De richtwaarde in bodem wordt berekend als het gemiddelde van de streefwaarde en de bodemsaneringsnorm type II: $(0,02 + 0,49)/2 = 0,26$. Deze waarde wordt vergeleken met de bodemsaneringsnorm type II bij 1 % organisch materiaal: 0,36 mg/kg ds. 80 % hiervan komt overeen met 0,29. Anderzijds, indien de lineaire omrekening zoals in Vlarebo gehanteerd wordt ($0,49/2$), mag de richtwaarde maximaal 0,20 mg/kg ds bedragen. Indien de nieuwe normvoorstellen in Vlarebo worden geïmplementeerd, zou de nieuwe richtwaarde dus 0,20 mg/kg ds worden. De huidige richtwaarde bedraagt 0,05 mg/kg ds.

Voor grondwater bedraagt de huidige richtwaarde 5 µg/l.

HOOFDSTUK 3. TETRACHLOORMETHAAN

3.1. IDENTIFICATIE

tetrachloormethaan	
synoniemen Nederlands:	koolstoftetrachloride
naamgeving Engels:	tetrachloromethane, carbon tetrachloride
CAS-nummer:	56-23-5
EINECS-nummer:	200-262-8
EC-indexnummer:	602-008-00-5
formule:	CCl ₄
molmassa:	153,82
omrekening:	1 ppm = 6,3 mg/m ³ (25 °C)

3.2. GEDRAG IN BODEM EN FYSICOCHEMISCHE EIGENSCHAPPEN

3.2.1. GEDRAG IN BODEM

Tetrachloormethaan komt van nature niet in de bodem voor. Gezien de vluchtigheid en de geringe sorptie, heeft tetrachloormethaan de neiging om uit de bodem te verdampen. Het kan ook uitloggen naar grondwater.

3.2.2. FYSICOCHEMISCHE EIGENSCHAPPEN

→ Oplosbaarheid (S)

Een overzicht van de waarden voor de oplosbaarheid, afkomstig uit overzichtswerken en primaire literatuur, is opgenomen in bijlage B. De gemiddelde oplosbaarheid berekend uit deze gegevens en de standaarddeviatie is opgenomen in Tabel 11.

Tabel 11: Gemiddelde oplosbaarheid (mg/l) van tetrachloormethaan, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)

temperatuur	bron	gemiddelde (standaarddeviatie)	n
normering Vlarebo (2008)			
20 °C	(Verschueren, 1983), (Broholm & Feenstra, 1995), (Tse & Sandler, 1992), (Wright <i>et al.</i> , 1992) in <i>stoffenfiche</i> (Cornelis <i>et al.</i> , 2013)	800	-
literatuur			
experimenteel			
10 °C	experimentele waarden bijlage B	656 (37)	2
20 °C	experimentele waarden bijlage B	796 (70)	7
25 °C	experimentele waarden bijlage B	775 (34)	8
berekend			
25 °C	berekende waarden bijlage B	792 (55)	2
20 °C	berekende waarden bijlage B	702 (0,7)	2

Voor de berekening van de bodemsaneringsnormen opgenomen in Vlarebo (2007) werd gebruik gemaakt van een oplosbaarheid van 800 mg/l bij 20°C uit Verschueren (1983), Broholm and Feenstra (1995), Tse and Sandler (1992) en Wright *et al.* (1992).

We stellen voor de gemiddelde (experimentele) waarde van 775 mg/l (25°C) te hanteren voor de herziening van de normen. We kiezen voor een waarde bij 25 °C omdat voor dampdruk de meeste informatie beschikbaar is bij 25 °C en de gegevens op die manier consistent zijn.

→ Dampdruk (Vp)

Een overzicht van de waarden voor de dampdruk, afkomstig uit overzichtswerken en primaire literatuur, is opgenomen in bijlage B. De gemiddelde dampdruk berekend uit deze gegevens en de standaarddeviatie is opgenomen in Tabel 12.

Tabel 12: Gemiddelde dampdruk (Pa) van tetrachloormethaan, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)

temperatuur	bron	gemiddelde (standaarddeviatie)	n
normering Vlarebo (2008)			
20 °C	(van den Berg, 1994) in <i>stoffenfiche</i> (Cornelis <i>et al.</i> , 2013)	12000	-
literatuur			
20 °C	experimentele waarden, zie bijlage B	14585 (3656)	2
25 °C	experimentele waarden + berekend volgens Antoine-vergelijking, zie bijlage B	14991 (550)	16

Voor de actuele berekening van de bodemsaneringsnormen werd gebruik gemaakt van een dampdruk van 12000 Pa (20°C) uit van den Berg (1994). **Omwille van consistentie van data voor oplosbaarheid en dampdruk, stellen we voor om de gemiddelde dampdruk van 14991 Pa bij 25 °C te nemen.**

→ Henry-coëfficiënt (H)

Een overzicht van de waarden voor de Henry-coëfficiënt, afkomstig uit overzichtswerken en primaire literatuur, is opgenomen in bijlage B. De gemiddelde Henry-coëfficiënt berekend uit deze gegevens en de standaarddeviatie is opgenomen in Tabel 13.

Tabel 13: Gemiddelde Henry-coëfficiënt ($\text{Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$) van tetrachloormethaan, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)

temperatuur	bron	gemiddelde (standaarddeviatie)	n
normering Vlarebo (2008)			
10 °C	Gosset (1987), Tse en Sandler (1992), in stoffenfiche (Cornelis et al., 2013)	1350	-
literatuur			
experimenteel			
10 °C		1196 (200)	2
20 °C		2214 (798)	9
25 °C		2853 (328)	13
berekend (dampdruk/oplosbaarheid)			
10 °C		-	-
20 °C		2341 (63)	1
25 °C		2680 (452)	5

Warneck (2007) gebruikt experimentele gegevens uit de literatuur om een temperatuursafhankelijkheid voor de Henry-coëfficiënt te berekenen. Hij verwerkt hierbij de gegevens van Leighton en Calo (1981), Hunter-Smith et al. (1983), Gosset (1987), Ashworth et al. (1988), Tancrede and Yanagisawa (1990), Wright et al. (1992), Tse et al. (1992), Dewulf et al. (1995), Hansen et al. (1995) en Sangster (2003). Via deze relatie¹⁰ kan een Henry-coëfficiënt berekend worden bij 10 °C ($1310 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$), bij 20 °C ($2195 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$) en bij 25 °C ($2805 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$). **Aangezien de berekende relatie toepasbaar is bij een temperatuur van 10 °C wordt voorgesteld de waarde van $1310 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$ bij 10 °C te hanteren.**

→ Octanol-water verdelingscoëfficiënt (log K_{ow})

Een overzicht van de waarden voor de octanol-water verdelingscoëfficiënt, afkomstig uit overzichtswerken en primaire literatuur, is opgenomen in bijlage B. De logaritmisch gemiddelde octanol-water verdelingscoëfficiënt berekend uit deze gegevens en de standaarddeviatie is opgenomen in Tabel 14.

¹⁰ $\ln(K_H) = -17,69 + 4284,2/T$ met K_H in $\text{mol dm}^{-3} \text{ atm}^{-1}$ en T in K

Tabel 14: Gemiddelde log K_{ow} van tetrachloormethaan, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)

bron	gemiddelde (standaarddeviatie)	n
normering Vlarebo (2008)		
US-EPA (1994b) in <i>stoffenfiche</i> (Cornelis et al., 2013)	2,7	-
literatuur		
experimenteel	2,66 (0,27)	10
Berekend	2,73 (0,30)	3
QSAR	2,74 (0,26)	3
onbepaald	2,72 (0,09)	5
alles	2,69 (0,22)	21

Voor de berekening van de bodemsaneringsnormen zoals opgenomen in Vlarebo (2007) werd gebruik gemaakt van een log K_{ow} van 2,7. **We stellen voor een waarde van 2,66 (K_{ow} = 457) te hanteren voor de herziening van de normen, als gemiddelde van de experimentele waarden.**

→ **Verdelingscoëfficiënt organische koolstof – water (log K_{oc})**

Een overzicht van de waarden voor de koolstof-water verdelingscoëfficiënt, afkomstig uit overzichtswerken en primaire literatuur, is opgenomen in bijlage B. Het richtsnoer voor het bepalen van bodemadsorptie/desorptie (OESO, 2000) vermeldt dat bodems met minder dan 0,3% organische koolstof de correlatie tussen organisch koolstof en adsorptie kunnen verstoren. Daarom beveelt de OESO aan bodems te gebruiken met minstens 0,3 % organisch koolstof. Bodems en sediment waarvan het gerapporteerde OC-gehalte < 0,3 % werden dan ook niet meegenomen in de berekening van de gemiddelde K_{oc}. De logaritmisches gemiddelde koolstof-water verdelingscoëfficiënt berekend uit deze gegevens en de standaarddeviatie is opgenomen in Tabel 14.

Tabel 15: Gemiddelde log K_{oc} van tetrachloormethaan, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)

bron	gemiddelde (standaarddeviatie)	n
normering Vlarebo (2008)		
US-EPA (1994b), (Kile et al., 1995) in <i>stoffenfiche</i> (Cornelis et al., 2013)	2,22	-
literatuur		
Experimenteel bodem	1,79 (0,08)	37
Experimenteel sediment	2,01 (0,06)	38

Voor de berekening van de bodemsaneringsnormen zoals opgenomen in Vlarebo (2007) werd gebruik gemaakt van een log K_{oc} van 2,22. **We stellen voor een waarde van 1,79 (K_{oc} = 62) te hanteren voor de herziening van de normen, als gemiddelde van de experimentele waarden voor bodems met een organisch koolstofgehalte groter dan 0,3%.**

→ **Verdelingscoëfficiënt octanol-lucht (K_{oa})**

Voor de verdelingscoëfficiënt octanol-lucht hebben we maar 1 experimentele waarde teruggevonden in Mackay et al. (2006). Deze auteurs verwijzen naar Abraham et al. (2001) met een gerapporteerde log K_{oa} van 2,79. **We stellen voor de K_{oa} te laten berekenen in S-Risk.**

3.3. VOORKOMEN IN HET MILIEU

3.3.1. BODEM

Tetrachloormethaan komt van nature niet in de bodem voor.

3.3.2. LUCHT

In de huidige stoffenfiche is de achtergrondconcentratie van tetrachloormethaan in lucht gelijk aan $2,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (CCRX, 1994). Recente Vlaamse of Europese gegevens werden niet teruggevonden. In de Verenigde Staten resulteerde een studie in Seattle (metingen 2001 – 2005) in gemiddelde concentraties van $0,1 \text{ ppb}$ ($6,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (Montecastro, 2008). Metingen in landelijk en stedelijk gebied in Canada (2005-2006) resulteerden in gemiddelde concentraties van $0,60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (bereik $0,34 - 1,02$) (Health Canada, 2010b).

De achtergrondconcentratie wordt gelijk gesteld aan $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, gezien tetrachloormethaan niet meer mag gebruikt worden en er dus niet verwacht wordt dat de concentraties in Vlaanderen zullen stijgen.

3.3.3. DRINKWATER

In de huidige stoffenfiche is de achtergrondconcentratie van tetrachloormethaan in drinkwater gelijk aan 0. Er zijn geen VMM-meetgegevens voor tetrachloormethaan in drinkwater. Health Canada (2010b) vermeldt dat concentraties boven de $0,5 - 1 \mu\text{g}/\text{l}$ zelden gedetecteerd worden in Canadese distributienetten. Gegevens voor Nederland rapporteren een gemiddelde concentratie $< 0,1 \mu\text{g}/\text{l}$. **De achtergrondconcentratie wordt gelijk gesteld aan 0.**

3.3.4. VOEDING

US Food and Drug Administration US (2006) heeft van 1991-2003 tetrachloormethaan bepaald in een aantal voedingsmiddelen. Slechts voor enkele beperkte stalen werden hoeveelheden gemeten boven de LOQ (kwantificatielimiet), of werd tetrachloormethaan aanwezig als 'trace' ($< \text{LOQ}$ en $> \text{LOD} - \text{detectielimiet}$) bepaald. **Omwille van het ontbreken van recente informatie over concentraties van tetrachloormethaan in voeding zetten we de achtergrondinname via voeding en de concentraties in levensmiddelen op nul.**

3.4. OVERDRACHT NAAR PLANTEN

De overdracht naar planten wordt berekend in S-Risk.

3.5. OVERDRACHT NAAR DIERLIJKE PRODUCTEN

De overdracht naar vlees en zuivelproducten wordt berekend in S-Risk op basis van de stofeigenschappen. Voor eieren vereist S-Risk de invoer van transferfactoren. Er werden geen experimentele transferfactoren van bodem en/of voeder naar ei teruggevonden. Een bovengrens voor stoffen met een log Kow tussen 2 en 3, afgeleid van Leeman et al. (2007) is 1,06 (Cornelis & Touchant, 2016a). Deze waarde wordt voorlopig overgenomen voor de BTF naar eieren.

3.6. TOXICOLOGIE

3.6.1. TOXICOLOGISCHE TOETSINGSWAARDEN

Het overzicht van de toxicologische toetsingswaarden voor tetrachloormethaan is opgenomen in Tabel 16.

Tabel 16: Overzicht van huidige en voorgestelde toxicologische toetsingswaarden voor tetrachloormethaan

	niet-carcinogeen			carcinogeen		
	oraal (mg/kg.d)	inhalatoir (mg/m ³) ^{a)}	dermaal (mg/kg.d)	oraal (mg/kg.d) ⁻¹	inhalatoir (mg/m ³) ⁻¹	dermaal (mg/kg.d) ⁻¹
huidig						
systemisch	7,14.10 ⁻⁴ (WHO, 1993)	5,6.10 ⁻³ b)/ 1,4.10 ⁻² (Hassauer <i>et al.</i> , 1993)	7,14.10 ⁻⁴	-	-	-
voorgesteld						
systemisch	4.10 ⁻³ (US-EPA, 2010)	1.10 ⁻¹ (US-EPA, 2010)	4.10 ⁻³ (gelijk aan orale waarde)	7.10 ⁻² (US-EPA, 2010)	6.10 ⁻³ (US-EPA, 2010)	7.10 ⁻²
lokaal	-	-	-	-	-	-

^{a)} Bij de toxicologische waarden volgens de normering was er vaak geen consistentie tussen de inhalatoire TDI (hier omgerekend naar een concentratie in lucht) en de toetsingswaarde voor luchtkwaliteit. De inhalatoire TDI was vaak gelijk aan de orale TDI. In deze kolom zijn – bij verschillende waarden – eerst de inhalatoire TDI (omgerekend naar een concentratie in lucht) opgenomen en vervolgens de toetsingswaarde voor luchtkwaliteit.

^{b)} omgerekend uit een orale TDI van 1,6.10⁻³ mg/kg.d met als referentie Hassauer *et al.* (1993) (niet traceerbaar)

Tetrachloormethaan wordt in de huidige bodemsaneringsnormen beschouwd als een niet-carcinogeen. Als TDI en TCL gelden momenteel de respectievelijke waarden van 7,14.10⁻⁴ mg/kg.d (WHO, 1993) en 1,4.10⁻⁵ g/m³ (Hassauer *et al.*, 1993).

Blootstelling aan tetrachloormethaan geeft bij proefdieren aanleiding tot systemische effecten, vnl. levertoxiciteit. Lokale effecten komen noch voor in dierproeven noch bij humane blootstelling.

Voor het afleiden van de orale TDI baseren WHO, US-EPA, ATSDR, Californië en RIVM zich op een subchronische studie (12 weken) op ratten van Bruckner *et al.* (1986). Uit deze studie werd een waarde van 1 mg/kg.d weerhouden als NOAEL voor levertoxiciteit. In zijn recente herevaluatie (US-EPA, 2010) berekent IRIS een benchmark dosis gebaseerd op een verdubbeling van de enzyme-activiteit in de lever (BMDL2X) met als argument dat deze parameter nauwkeuriger is dan 'levertoxiciteit'. Hoewel het toepassen van een veiligheidsfactor 3 omwille van leemten in de database toegepast door US-EPA niet erg overtuigend is omdat er 2 goede subchronische studies beschikbaar zijn wordt de door US-EPA voorgestelde waarde van 4.10⁻³ mg/kg.d overgenomen in dit rapport als voorstel voor de niet-carcinogene orale TDI.

US-EPA heeft in 2010 een RfC afgeleid van 0,1 mg/m³ uit een recente chronische studie op ratten (Nagano *et al.*, 2007) en uit een oudere ratstudie van JBRC (1998). Het effect op het vetgehalte van de lever wordt genomen als symptoom van levertoxiciteit. De RfC is berekend vanuit een BMD₁₀-waarde en met behulp van een PBPK-model. De toegepaste veiligheidsfactor is 100 (3 voor interspeciesvariatie, 10 voor intraspeciesvariatie en 3 voor leemtes in de databank). De RfC geldt zowel voor subchronische als chronische blootstelling. Hoewel de toetsingswaarde van US-EPA een factor 16 hoger ligt dan deze van WHO (1999), wordt toch geopteerd om deze eerste waarde voor te stellen als inhalatoire TCL voor niet-carcinogene effecten, mede omwille van het recente karakter van de afleiding en de gebruikte studie (Nagano *et al.*, 2007).

Volgens WHO zijn er weinig aanwijzingen voor genotoxische effecten van tetrachloormethaan (WHO, 1999). IARC (1999a) beschouwt tetrachloormethaan als mogelijk carcinogeen voor de mens (2B). In de Europese stoffenlijst (bijlage VI van CLP) wordt de stof ingedeeld als 'Verdacht van het veroorzaken van kanker' (Carc. Cat 2). Volgens US-EPA blijkt uit humane studies niet dat er een verband is tussen blootstelling aan CCl_4 en het ontwikkelen van kanker (US-EPA, 2010). De orale hellingsfactor die wordt weerhouden voor dit voorstel van normering is gebaseerd op de meest recente waarde van $7 \cdot 10^{-2} \text{ (mg/kg.d)}^{-1}$ afgeleid door US-EPA (US-EPA, 2010) die op zijn beurt is gebaseerd op 2 chronische studies met ratten en muizen, waarbij de dieren adenomen en carcinomen ontwikkelden in de levercellen (Nagano *et al.*, 2007). Bij deze hellingsfactor ($7 \cdot 10^{-2} \text{ (mg/kg.d)}^{-1}$) hoort een dosis van $1,4 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg.d}$ voor een extra levenslang kankerrisico van $1/10^5$. Deze waarde is beduidend lager dan de voorgestelde orale TDI voor niet-carcinogene effecten ($4 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg.d}$).

IRIS (US-EPA, 2010) geeft eveneens een inhalatoir eenheidsrisico van $6 \cdot 10^{-6} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$, gebaseerd op 2 chronische dierstudies (JBRC, 1998; Nagano *et al.*, 2007). Bij dit eenheidsrisico ($6 \cdot 10^{-6} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$) hoort een concentratie van $1,7 \mu\text{g/m}^3$ voor een extra levenslang kankerrisico van $1/10^5$. Deze concentratie ligt 60x lager dan de voorgestelde TCL van $0,1 \text{ mg/m}^3$ voor niet-kankereffecten.

Omwille van de lage dosis en lage concentratie bij een extra levenslang kankerrisico van $1/10^5$ in vergelijking met de overeenkomstige waarden voor niet-carcinogene effecten, stellen we voor de hellingsfactor en het eenheidsrisico te weerhouden als toxicologische criteria voor tetrachloormethaan.

Uit de resultaten (zie 3.8.3) blijkt evenwel dat bij de berekeningen op basis van carcinogeniteit zeer lage normvoorstellen bekomen worden. Evaluatie van de informatie wijst erop dat carcinogeniteit niet kritisch is voor tetrachloormethaan (onder meer ook ECHA-databank en de Europese afleiding van een limiet voor arbeidersblootstelling (SCOEL, 2009). Daarom wordt een alternatief voorstel gedaan waarbij de US-EPA RfD en RfC genomen worden.

Tabel 17: Overzicht van huidige en alternatief voorstel voor toxicologische toetsingswaarden voor tetrachloormethaan

	niet-carcinogeen			carcinogeen		
	oraal (mg/kg.d)	inhalatoir (mg/m ³) ^{a)}	dermaal (mg/kg.d)	oraal (mg/kg.d) ⁻¹	inhalatoir (mg/m ³) ⁻¹	dermaal (mg/kg.d) ⁻¹
huidig						
systemisch	$7,14 \cdot 10^{-4}$ (WHO, 1993)	$5,6 \cdot 10^{-3}$ b)/ $1,4 \cdot 10^{-2}$ (Hassauer <i>et al.</i> , 1993)	$7,14 \cdot 10^{-4}$	-	-	-
Alternatief voorstel						
systemisch	$4 \cdot 10^{-3}$ (US-EPA, 2010)	$1 \cdot 10^{-1}$ (US-EPA, 2010)	$4 \cdot 10^{-3}$ (gelijk aan orale waarde)	-	-	-

^{a)} Bij de toxicologische waarden volgens de normering was er vaak geen consistentie tussen de inhalatoire TDI (hier omgerekend naar een concentratie in lucht) en de toetsingswaarde voor luchtkwaliteit. De inhalatoire TDI was vaak gelijk aan de orale TDI. In deze kolom zijn – bij verschillende waarden – eerst de inhalatoire TDI (omgerekend naar een concentratie in lucht) opgenomen en vervolgens de toetsingswaarde voor luchtkwaliteit.

^{b)} omgerekend uit een orale TDI van $1,6 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg.d}$ met als referentie Hassauer *et al.* (1993) (niet traceerbaar)

3.6.2. AFGELEIDE TOXICOLOGISCHE TOETSINGSWAARDEN IN LUCHT EN DRINKWATER

→ Lucht

De TCL op basis van niet-carcinogene effecten bedraagt 0,1 mg/m³. Het eenheidsrisico bij levenslange blootstelling via inademing bedraagt 6.10⁻³ (mg/m³)⁻¹ (US-EPA, 2010). Omgerekend naar een extra levenslang kankerrisico van 1.10⁻⁵ resulteert dit in een concentratie van 1,7 µg/m³. **Deze waarde ligt beduidend lager dan de TCL (0,1 mg/m³), en wordt daarom geselecteerd als toetsingswaarde voor de concentratie in lucht (1,7 µg/m³).**

In het alternatieve voorstel wordt als limiet in lucht de niet-carcinogene waarde van 0,1 mg/m³ genomen.

→ Drinkwater

WHO heeft een drinkwateradvieswaarde van 4 µg/l afgeleid van de TDI van 1,4 µg/kg.d (WHO, 1999; 2004), hierbij rekening houdend met een toekenning van 10 % van de TDI aan drinkwater (WHO, 2011). Deze TDI is gebaseerd op de NOAEL van 1 mg/kg.d van de Inname via omgevingsblootstelling aan trichlooretheen

Op basis van de geselecteerde orale hellingsfactor (levenslang 7.10⁻² (mg/kg.d)⁻¹) kan een toetsingswaarde in drinkwater berekend worden van $(1.10^{-5} / 7.10^{-2}) * 60 \text{ (kg)} / 2 \text{ (l/d)} * 1000 \text{ (µg/mg)}$ = 4,3 µg/l. Deze waarde is vergelijkbaar met de drinkwateradvieswaarde van 4 µg/l van WHO.

De toetsingswaarde in drinkwater op basis van de TDI voor niet-carcinogene effecten is $4.10^{-3} \text{ mg/kg.d} * 60 \text{ (kg)} * 0,1/2 \text{ (l/d)} * 1000 \text{ (µg/mg)}$ = 12 µg/l. In deze berekening nemen we de toekenning van 10% van de TDI aan drinkwater over van WHO. De waarde 12 µg/l is minder streng en wordt dus niet weerhouden als toxicologische toetsingswaarde voor tetrachloormethaan in drinkwater.

De drinkwateradvieswaarde van 4 µg/l van WHO wordt weerhouden als toxicologische toetsingswaarde voor tetrachloormethaan in drinkwater.

In het alternatieve voorstel wordt de TDI van 4.10⁻³ mg/kg.d van US-EPA genomen. De resulterende waarde is 12 µg/l en wordt in dit geval weerhouden als toxicologische toetsingswaarde voor tetrachloormethaan in drinkwater.

3.6.3. ABSORPTIEFACTOREN

→ Oraal

De orale absorptiefactor wordt gelijkgesteld aan 1 (Geerts *et al.*, 2016). Er wordt daarom geen omrekening uitgevoerd van de orale toxicologische toetsingswaarden naar de dermale toetsingswaarden.

→ Dermaal via bodem

De dermale absorptiefactor vanuit bodem wordt gelijkgesteld aan nul. De vluchtigheid van tetrachloormethaan is vergelijkbaar met die van benzeen.

→ Dermaal via water

Er zijn geen experimentele dermale permeabiliteitscoëfficiënten voor dichloormethaan (Geerts *et al.*, 2016). We laten S-Risk daarom de dermale permeabiliteitscoëfficiënten voor dichloormethaan berekenen. Mogelijk levert dit een onderschatting op (eigen aan de gebruikte benadering).

3.7. WETTELIJKE LIMIETEN

3.7.1. BUITENLUCHT EN BINNENLUCHT

Buitenlucht

Er is geen wettelijke Europese norm voor tetrachloormethaan in buitenlucht (EG, 2008). Nederland onderscheidt twee milieurisicogrenzen: een niveau waarbij het risico verwaarloosbaar wordt geacht (VR), en een niveau waarbij geen schadelijke effecten zijn te verwachten (MTR). In Nederland gelden de volgende waarden voor tetrachloormethaan in buitenlucht (WHO):

Streefwaarde met verwaarloosbaar risico (VR): $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR): $62 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Binnenlucht

Er is geen wettelijke Belgische norm voor tetrachloormethaan in binnenlucht (BS, 2004).

3.7.2. DRINKWATER

Er is geen Belgische wettelijke waarde voor tetrachloormethaan in drinkwater (BS, 2003).

3.7.3. VOEDING EN VOEDER

Er zijn geen wettelijke limieten voor de concentraties van tetrachloormethaan in voeding (EG, 2006a) of veevoeder (EG, 2002).

3.8. BEREKENING VAN DE NORM

3.8.1. BEREKENINGEN

De berekeningen van de bodemsaneringsnormen werden uitgevoerd met S-Risk versie 1.1.4. Applicatie I voor de berekeningen, Applicatie II met aangepaste bufferspace (0,75 m) voor interpretatie blootstellingsroutes en blootstellingswegen.

3.8.2. GRONDWATER

Het aanvankelijke voorstel voor saneringsnorm in grondwater bedraagt $4 \mu\text{g}/\text{l}$. Deze waarde komt overeen met de toxicologisch bepaalde toetsingswaarde voor drinkwaterkwaliteit onder aanname van carcinogeniteit zonder drempel. Deze norm is hoger dan de streefwaarde voor grondwater van $0,5 \mu\text{g}/\text{l}$. De huidige saneringsnorm voor grondwater bedraagt $2 \mu\text{g}/\text{l}$.

Het alternatieve voorstel voor saneringsnorm in grondwater bedraagt **12 µg/l**. Deze waarde komt overeen met de toxicologische bepaalde toetsingswaarde onder uitsluiting van carcinogeniteit als kritisch eindpunt.

3.8.3. BODEM

Omdat de berekening van een voorstel van bodemsaneringsnorm volgens de eerst voorgestelde keuze van toxicologische waarden tot zeer lage cijfers leidde, is een tweede optie doorerekend om de impact na te gaan.

- Aanvankelijk voorstel van toxicologische waarden

In het aanvankelijke voorstel voor toxicologische waarden zijn de toetsingscriteria voorgesteld door US-EPA geselecteerd. Hierbij wordt zowel rekening gehouden met de carcinogene (systemisch zonder drempel) als niet-carcinogene eindpunten (systemisch met drempel) van tetrachloormethaan. De limieten in lucht en drinkwater bedragen dan respectievelijk 1,7 µg/m³ en 4 µg/l. De vergelijking tussen de huidige bodemsaneringsnormen voor tetrachloormethaan (Vlaamse Regering, 2007) en de herrekende bodemsaneringsnormen is opgenomen in Tabel 18. De resultaten voor deze afzonderlijke eindpunten zijn weergegeven in de tabel, evenals de resultaten indien limieten in lucht of drinkwater zouden resulteren in een lagere bodemsaneringsnorm.

Tabel 18: Berekende bodemsaneringsnormen voor tetrachloormethaan (mg/kg droge stof), oorspronkelijk voorstel toxicologische toetsingswaarden

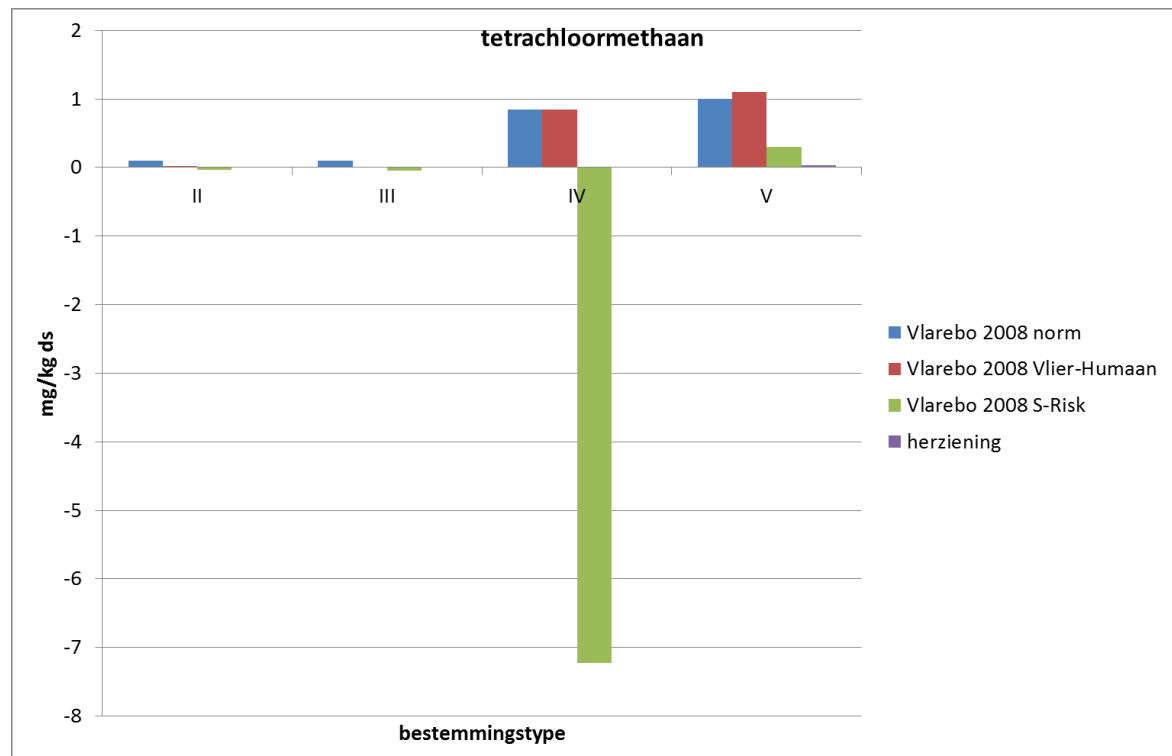
	II	III	IV	V
Vlarebo	0,1	0,1	0,85	1
onderbouwings normen Vlarebo 2008				
tox	0,023	0,015	0,85	2,8
bijstell				1,1 (drinkw)
S-Risk gegevens normen Vlarebo 2008				
S-Risk				
tox	-0,03	-0,05	-19,6 (IVa) -7,23 (IVb)	0,3 (Va) 2 (Vb)
bijstell			0,27 (binnenlucht)	0,5 (lucht)
herziening (dit rapport)				
S-Risk				
tox	0,36 (drempel) 0,014 (kanker)	0,41 (drempel) 0,014 (kanker)	IVa 1597 (drempel) 51,5 (kanker)	Va 5,8 (drempel) 0,12 (kanker)
			IVb 3,4 (drempel) 0,1 (kanker)	Vb 35,3 (drempel) 0,8 (kanker)
bijstell	-	-	IVa 5,0 (lucht) IVb 0,01 (binnenlucht)	Va en Vb 0,03 (binnenlucht) Vb

vet: (weerhouden) waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van tox waarden

vet onderlijnd: weerhouden waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van bijstelling

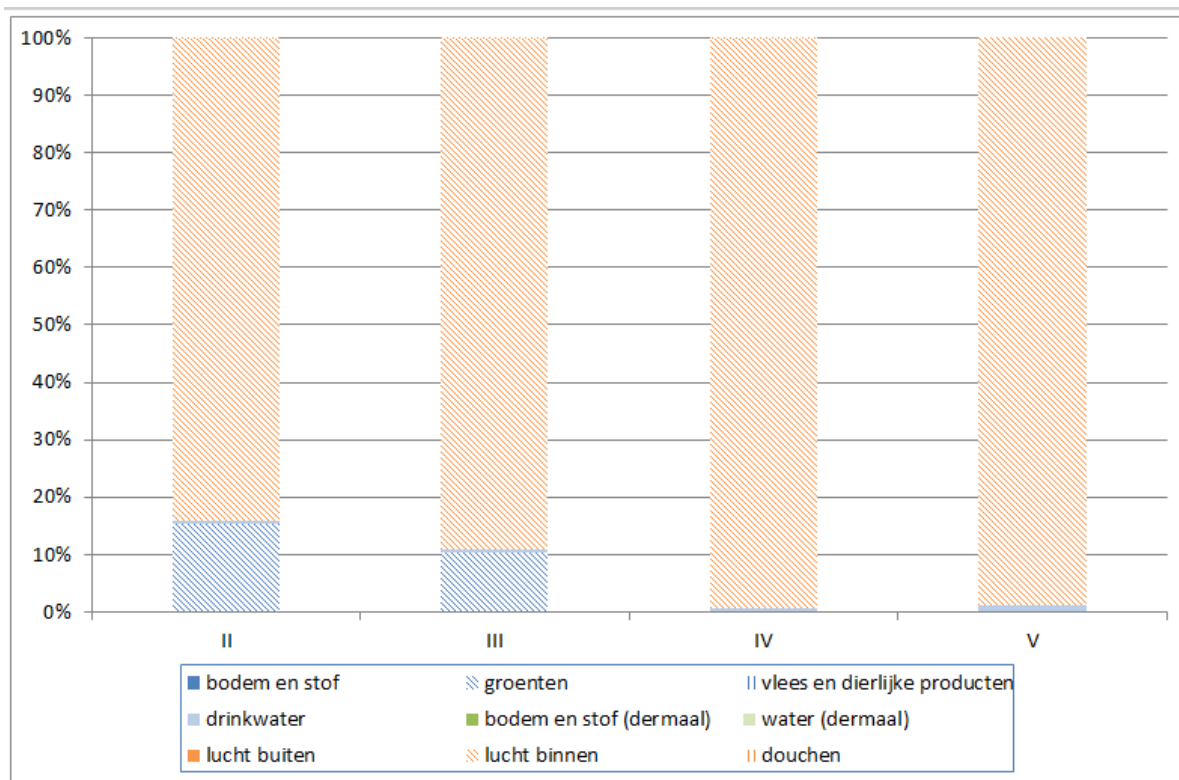
-: de concentratie-indexen zijn niet kritisch, er is geen bijstelling nodig

De streefwaarde voor bodem bedraagt 0,02 mg/kg ds. De huidige Vlarebo-norm is bepaald op 5 keer deze streefwaarde. Bij de berekening met S-Risk volgens de gegevens uit de stoffenfiche overeenkomend met de Vlarebo-normering worden negatieve getallen bekomen in de scenario's met aanwezigheid van kinderen. Dit is het gevolg van de hoge achtergrondblootstelling, die op zich reeds tot een risico-index hoger dan 1 leidt. Bij het nieuwe voorstel is de achtergrondblootstelling verlaagd, waardoor geen negatieve getallen meer optreden. De vergelijking van de finaal voorgestelde cijfers is opgenomen in Figuur 4.



Figuur 4: Vergelijking van de nieuw voorgestelde bodemsaneringsnormen (herziening) met huidige waarden (Vlarebo 2008 norm en Vlarebo 2008 Vlier-Humaan) en berekeningen S-Risk met huidige stoffengegevens (Vlarebo 2008 S-Risk) voor tetrachloormethaan, oorspronkelijk voorstel toxicologische gegevens

De bijdrage van de blootstellingswegen tot het risico voor de verschillende bestemmingstypes is opgenomen in Figuur 5. Deze figuur is berekend op basis van het toxicologisch bepaald normvoorstel voor elk bestemmingstype. De achtergrondblootstelling is verwaarloosbaar (alleen voor lucht werd rekening gehouden met een achtergrondconcentratie). Als gevolg van een combinatie van een verlaging van het toxicologisch criterium voor inademing en de verhoogde uitdamping naar binnenlucht berekend met S-Risk worden vooral bij de bestemmingstypes recreatie en industrie veel lagere voorstellen bekomen dan voorheen.



Figuur 5: Bijdrage van de blootstellingswegen tot het globale risico voor tetrachloormethaan (blauw: oraal, groen: dermaal, oranje: inademing).

- Veronderstelling niet-carcinogeniteit, toxicologische criteria US-EPA

Ter verkenning werd een alternatief voorstel doorgerekend waarbij verondersteld wordt dat tetrachloormethaan niet carcinogeen is. Er wordt uitsluitend getoetst aan de niet-carcinogene criteria. Dit betekent dat de limiet in lucht wijzigt naar $0,1 \text{ mg/m}^3$. De limiet in drinkwater stijgt van 4 naar $12 \text{ } \mu\text{g/l}$, maar dit heeft geen impact op de resultaten omdat deze toetsing niet kritisch is.

Tabel 19: Berekende bodemsaneringsnormen voor tetrachloormethaan (mg/kg droge stof), aanname niet-carcinogeniteit, toetsingscriteria US-EPA

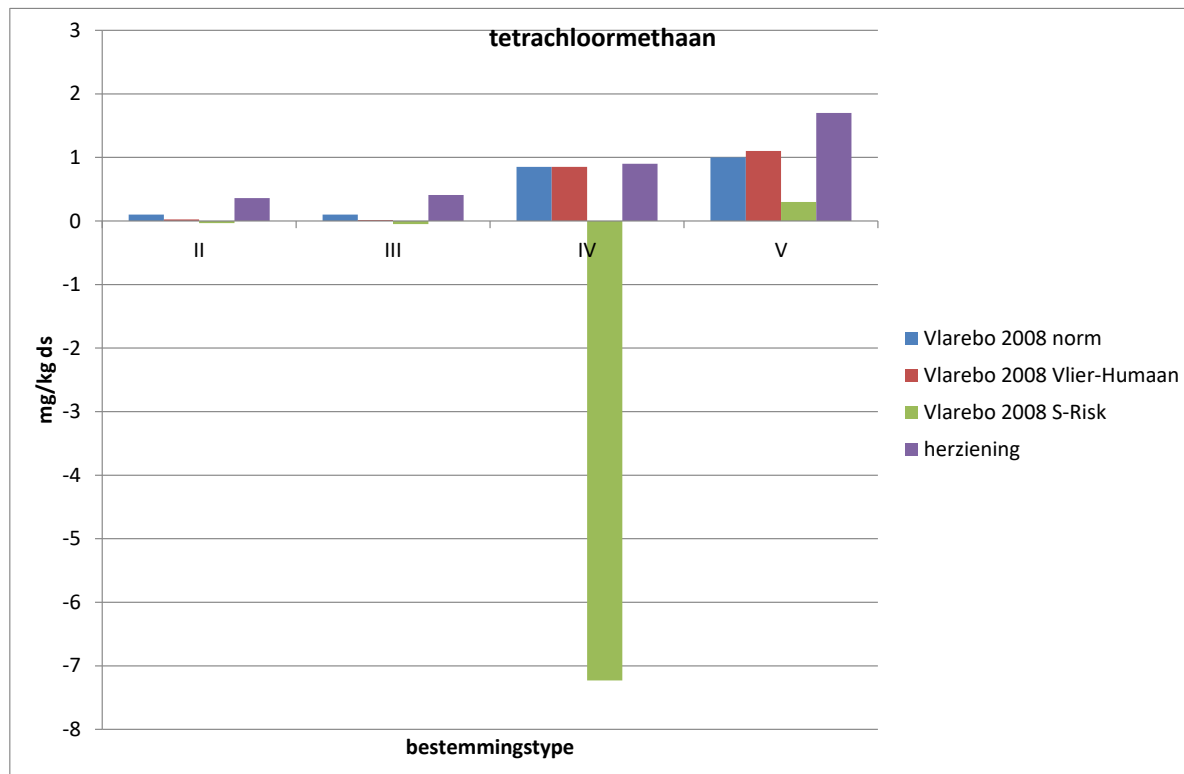
	II	III	IV	V
Vlarebo	0,1	0,1	0,85	1
onderbouwing normen Vlarebo 2008				
tox	0,023	0,015	0,85	2,8
bijstell				1,1 (drinkw)
S-Risk gegevens normen Vlarebo 2008				
S-Risk				
tox	-0,03	-0,05	-19,6 (IVa) -7,23 (IVb)	0,3 (Va) 2 (Vb)
bijstell			0,27 (binnenlucht)	0,5 (lucht)
herziening (dit rapport)				
S-Risk				
tox	0,36 (drempel)	0,41 (drempel)	IVa 1597 (drempel)	Va 5,8 (drempel)
			IVb 3,4 (drempel)	Vb 35,3 (drempel)
bijstell	-	-	IVa 296 (lucht) IVb 0,9 (binnenlucht)	Va en Vb 1,7 (binnenlucht)

vet: (weerhouden) waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van tox waarden

vet onderlijnd: weerhouden waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van bijstelling

:- de concentratie-indexen zijn niet kritisch, er is geen bijstelling nodig

De vergelijking van de bekomen voorstellen voor bodemsaneringsnormen ten opzichte van de resultaten met de stoffengegevens volgens de normen opgenomen in Vlarebo (2007) is weergegeven in Figuur 6. Door tetrachloormethaan als niet-carcinogeen te beschouwen met de data van US-EPA stijgen de voorgestelde normen significant en worden ze ook hoger dan de huidige Vlarebo-normen.



Figuur 6: Vergelijking van de nieuw voorgestelde bodemsaneringsnormen (herziening) met huidige waarden (Vlarebo 2008 norm en Vlarebo 2008 Vlier-Humaan) en berekeningen S-Risk met huidige stoffengegevens (Vlarebo 2008 S-Risk) voor tetrachloormethaan

3.8.4. ECOTOXICOLOGISCHE TOETSINGSWAARDEN

Een gedetailleerde toelichting bij de ecotoxicologische toetsingswaarden is opgenomen in 0Voor tetrachloormethaan zijn er weinig gegevens:

SRC_{eco}: 29 mg/kg ds (de Jong *et al.* (2007)); niveau met 50 % effect

MPC: 0,069 mg/kg ds (de Jong *et al.* (2007)); geen effectniveau

De databank waarop deze gegevens gebaseerd zijn, is zeer beperkt. Er zijn geen toetsingswaarden met een afleiding vergelijkbaar aan de Vlaamse methodiek (gebaseerd op de Canadese methodiek). Waarden voor Vlaanderen zouden zich tussen de PNEC/MPC en de SRC_{eco} bevinden. Dit geeft aan dat ecotoxiciteit waarschijnlijk niet kritischer is dan humane toxiciteit.

3.8.5. STREEFWAARDEN

De streefwaarden voor de bodemkwaliteit van tetrachloormethaan zijn 0,02 mg/kg ds in bodem en 0,5 µg/l in grondwater (Vlarebo¹¹).

¹¹ <https://navigator.emis.vito.be/mijn-navigator?wold=23677>, december 2016

3.9. VERGELIJKING MET BUITENLANDSE NORMEN

Tabel 52 geeft een overzicht van enkele normen voor bodem en grondwater in Wallonië en het buitenland voor tetrachloormethaan.

Tabel 20: Normen voor bodem en grondwater in Wallonië en het buitenland voor tetrachloormethaan.

Land (datum meest recente publicatie)	Norm	Grond (mg/kg.ds)	Grondwater (µg/l)
Nederland¹² (2009)	Interventiewaarde	0,7	10
Canada¹³ (1991)	Soil Quality Guideline	0,1 (<i>agricultural</i>) 5 (<i>residential/parkland</i>) 50 (<i>commercial</i>) 50 (<i>industrial</i>)	
Denemarken (2015)¹⁴	Jord & Grundvands kvalitetskriterium	5	1
Zweden (2008)¹⁵	Generella riktvärden	0,08 (<i>sensitive land use</i>) 0,35 (<i>less sensitive land use</i>)	
Wallonië¹⁶ (2009)	Normes	0,2 (<i>I naturel</i>) 0,2 (<i>II agricole</i>) 0,2 (<i>III résidentiel</i>) 0,2 (<i>IV récréatif ou commercial</i>) 0,2 (<i>V industriel</i>)	8

De Nederlandse interventiewaarden bodemsanering geven aan wanneer de functionele eigenschappen die de bodem heeft voor de mens, dier en plant ernstig zijn verminderd of dreigen te worden verminderd. Ze zijn representatief voor het verontreinigingsniveau waarboven sprake is van een geval van ernstige (bodem)verontreiniging. De interventiewaarden grond gelden voor een droge standaardbodem (10% organisch stof en 25% lutum).

Canada heeft Human Health Soil Quality Guidelines opgesteld die concentraties voor contaminanten in de bodem geven waarbij of waaronder geen aanzienlijk risico voor de volksgezondheid verwacht wordt (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2007). In Canada worden richtlijnen opgesteld voor de mens en voor het ecosysteem, de meest kritische van beide wordt weerhouden als soil quality guideline. De afleiding voor de mens houdt rekening met achtergrondblootstelling afkomstig van lucht, water, bodem, voeding en consumentenproducten. Indirecte blootstellingsroutes veroorzaakt door de verontreinigde bodem zoals vervuild grondwater, vlees, melk en melkproducten, infiltratie in binnenlucht en erosie (depositie) worden tevens beschouwd bij de afleiding van de guidelines.

De Deense kwaliteitscriteria of richtwaarden geven een veilig niveau van verontreiniging waarbij geen negatief effect voor de mens zal optreden. De criteria voor bodem zijn ontwikkeld voor 'zeer gevoelig landgebruik', bijvoorbeeld tuinen en kinderdagverblijven (Rosén, 2010). Het grondwatercriterium is opgesteld voor regio's waar grondwater gebruikt of kan gebruikt worden als drinkwater. Naast gezondheidscriteria worden ook geur en smaak mee in beschouwing genomen.

¹² <https://zoek.officielebekendmakingen.nl/stcrt-2013-16675.html>, geraadpleegd in december 2016

¹³ <http://cegg-rcqe.ccme.ca/en/index.html#void>, geraadpleegd in december 2016

¹⁴ <http://mst.dk/media/131857/kvalitetskriterier-jord-og-drikkevand-juni-2015.pdf>, geraadpleegd December 2016

¹⁵ overgenomen uit <http://www.renaremark.se/filarkiv/exjobb/2010/A6-Rosen.pdf>

¹⁶ <http://environnement.wallonie.be/legis/solsoussol/sol003.htm>, geraadpleegd december 2016

Zweedse (generieke) bodemkwaliteitscriteria worden vastgesteld op basis van kennis over toxicologische en ecotoxicologische effecten. De criteria zijn beschermend voor gezondheid en milieu bij de meerderheid van de vervuilde locaties, ze kunnen echter niet toegepast worden op alle locaties. Wanneer de generieke criteria niet relevant zijn voor de omstandigheden op een verontreinigde locatie, kunnen specifieke richtlijnen berekend worden rekening houdend met de werkelijke omstandigheden ter plaatse. De criteria zijn ontworpen voor 2 beschermingsniveaus: gevoelig bodemgebruik en minder gevoelig bodemgebruik. Gevoelig bodemgebruik omvat een groot aantal blootstellingsroutes zoals bodemingestie, consumptie van groenten, drinkwater, enzoverder. Deze categorie wordt gebruikt voor alle woningen en openbare ruimtes. Bodemingestie door kinderen, consumptie van groenten of bescherming van het ecosysteem zijn hierbij vaak de beperkende factor. De bodemkwaliteitscriteria zijn zodanig opgesteld dat ze eveneens beschermend werken voor het grondwater. Criteria voor minder gevoelig bodemgebruik geven bescherming aan ecosystemen, grondwater en mensen die niet wonen op de site. De kwaliteit van de bodem beperkt het gebruik tot kantoorgebouwen, wegen en industrie. Blootgestelde groepen mensen werken in het gebied, of zijn tijdelijk op bezoek (kinderen, ouderen). Er wordt ook rekening gehouden met de bescherming van dieren die op bezoek zijn, de teelt van siergewassen en ecosystemen dicht bij het oppervlaktewater. Deze classificatie biedt geen bescherming aan de mens voor het drinken van grondwater (Rosén, 2010). De bodemkwaliteitscriteria geven het hoogst aanvaardbare niveau van contaminatie voor mens en ecosysteem weer.

Wallonië heeft 3 normen voor verschillende types landgebruik, VR (de referentiewaarde of ook achtergrondwaarde) VS (de screening waarde die aangeeft of een bodem als niet verontreinigd mag beschouwd worden en of verder onderzoek nodig is) en VI (de interventiewaarde waarboven verdere actie vereist is). In de tabel is enkel de laatste, de interventiewaarde opgenomen.

3.10. INTEGRATIE EN EVALUATIE

3.10.1. GRONDWATER

Tabel 21 geeft voor grondwater de voorgestelde waarden weer, samen met de huidige Vlarebo-norm. Afhankelijk van de beslissing om al dan niet rekening te houden met carcinogeniteit, wordt een saneringsnorm van 4, respectievelijk 12 µg/l voorgesteld. **Door het beleid is beslist om het voorstel niet-carcinogeen (12 µg/l) te weerhouden als waarde voor tetrachloormethaan in grondwater.**

Tabel 21: Integratie van de voorgestelde waarden voor grondwater, tetrachloormethaan. (Het voorstel is in het vet weergegeven)

	Concentratie (µg/l)
Vlarebo	2
Normvoorstel	4 / 12
streefwaarde	0,5

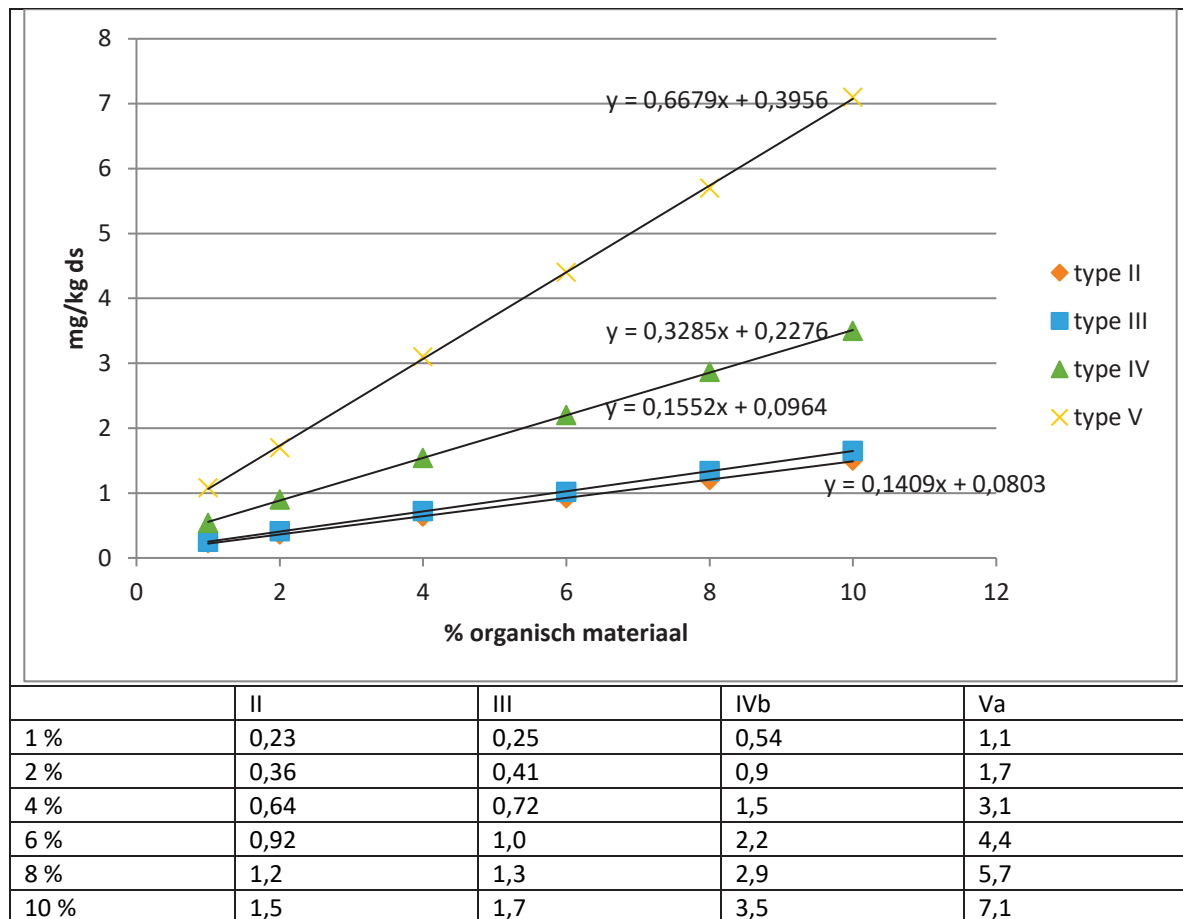
3.10.2. BODEM

Tabel 22 geeft voor bodem de voorgestelde waarden weer, samen met de huidige Vlarebo-norm. Er zijn geen geschikte ecotoxicologisch onderbouwde waarden gevonden. De dataset met gegevens is ook te beperkt voor een eigen afleiding. Er is een daling van de voorgestelde waarden indien voor de carcinogene optie gekozen wordt. De bodemsaneringsnorm zou dan moeten opgetrokken worden tot 5 * de streefwaarde en zou voor alle bestemmingstypes gelijk worden aan 0,1. Voor de niet-carcinogene optie stijgen de voorgestelde waarden en is geen bijstelling nodig. **Door het beleid is beslist om het voorstel niet-carcinogeen te weerhouden als waarde voor tetrachloormethaan in bodem.**

Tabel 22: Integratie van de voorgestelde waarden voor bodem, tetrachloormethaan, het voorstel is in het vet weergegeven (mg/kg droge stof). In het voorstel 'carcinogeen' bedraagt de limiet in lucht 1,7 µg/m³, in het voorstel 'niet carcinogeen' bedraagt de limiet in lucht 100 µg/m³.

	II	III	IV	V
Vlarebo	0,1	0,1	0,85	1
Voorstel humaattox carcinogeen	0,014	0,014	0,01	0,03
Voorstel humaattox niet-carcinogeen	0,36	0,41	0,9	1,7
Voorstel ecotox	-	-	-	-
Integratie voorstel carcinogeen	0,1	0,1	0,1	0,1
Integratie voorstel niet-carcinogeen	0,36	0,41	0,9	1,7
Streefwaarde	0,02	0,02	0,02	0,02

De omrekening van de voorgestelde – humaattoxologisch onderbouwde – normen in functie van het gehalte organisch materiaal is opgenomen in Figuur 7. Hiervoor werd het standaard bodemtype (generic soil in S-Risk) genomen en werd alleen het gehalte organisch materiaal gewijzigd.



Figuur 7: Variatie van de voorgestelde normen in functie van organisch materiaal, tetrachloormethaan

3.10.3. VOORSTEL VOOR RICHTWAARDEN

Indien de bodemsaneringsnorm type II opgetrokken is omwille van analytische redenen, wordt de richtwaarde gelijk aan 3* de streefwaarde en in dit geval dus 0,06 mg/kg ds. In het alternatieve voorstel wordt de richtwaarde berekend als het gemiddelde van de streefwaarde en de bodemsaneringsnorm type II: $(0,02 + 0,36)/2 = 0,19$ mg/kg ds. Deze waarde wordt vergeleken met de bodemsaneringsnorm type II bij 1 % organisch materiaal: 0,23. 80 % hiervan komt overeen met 0,18 mg/kg ds. Anderzijds, indien de lineaire omrekening zoals in Vlarebo gehanteerd wordt $(0,36/2)$, mag de richtwaarde maximaal 0,14 mg/kg ds bedragen. Indien de nieuwe normvoorstellen in Vlarebo worden geïmplementeerd, zou de nieuwe richtwaarde dus 0,14 mg/kg ds worden. De huidige richtwaarde bedraagt 0,04 mg/kg ds.

De huidige richtwaarde voor grondwater bedraagt 1,2 µg/l.

HOOFDSTUK 4. TRICHLOORETHEEN

4.1. IDENTIFICATIE

trichlooretheen	
synoniemen Nederlands:	trichloorethyleen, TCE
naamgeving Engels:	trichloroethylene, trichloroethene, ethylene trichloride, TCE
CAS-nummer:	79-01-6
EINECS-nummer:	201-167-4
EC-indexnummer:	602-027-00-9
formule:	C ₂ HCl ₃
molmassa:	131,39
omrekening:	1 ppm = 5,38 mg/m ³ (25°C)

4.2. GEDRAG IN BODEM EN FYSICOCHEMISCHE EIGENSCHAPPEN

4.2.1. GEDRAG IN BODEM

Trichlooretheen verdeelt zich snel vanuit oppervlaktewater naar de lucht. Verdamping uit bodem zou langzamer zijn dan uit water, maar sneller dan deze van andere vluchtige organische componenten (ATSDR, 2014b). Experimentele en berekende Koc-waarden wijzen op een gemiddelde tot hoge mobiliteit van trichlooretheen in de bodem. De mobiliteit van trichlooretheen in de bodem wordt bevestigd door gemeten trichlooretheenconcentraties in grondwater (ATSDR, 2014b).

Trichlooretheen is moeilijk afbreekbaar in de bodem; een hoger gehalte aan organisch koolstof in de bodem, heeft wel een positieve impact op de mate van biodegradatie. Cometabolisatie met aromatische stoffen zoals fenol of toluen, en isopreen (een structuuranaloog van trichlooretheen) doet de afbraak van trichlooretheen toenemen.

Anaerobe degradatie van trichlooretheen treedt op maar kan problematisch zijn omdat vinylchloride, een humaan carcinogeen, één van de afbraakproducten is (ATSDR, 2014b).

4.2.2. FYSICOCHEMISCHE EIGENSCHAPPEN

→ Oplosbaarheid (S)

Een overzicht van de waarden voor de oplosbaarheid, afkomstig uit overzichtswerken en primaire literatuur, is opgenomen in bijlage B. De gemiddelde oplosbaarheid berekend uit deze gegevens en de standaarddeviatie zijn opgenomen in Tabel 23.

Tabel 23: Gemiddelde oplosbaarheid (mg/l) van trichlooretheen, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van de normering opgenomen in Vlarebo (2007)

temperatuur	bron	gemiddelde (standaarddeviatie)	n
normering Vlarebo (2008)			
20 °C	Tse <i>et al.</i> (1992); Wright <i>et al.</i> (1992) in stoffenfiche (Cornelis <i>et al.</i> , 2013)	1400	-
literatuur			
experimenteel			
10 °C	experimentele waarden bijlage B	1061	1
20 °C	experimentele waarden bijlage B	1349 (167)	5
25 °C	experimentele waarden bijlage B	1371,5 (294)	6
berekend			
20 °C	berekende waarden bijlage B	1350	1
onbekend			
10 °C	waarden bijlage B	1280	1
20 °C	waarden bijlage B	1192,5 (131)	2
25 °C	waarden bijlage B	1194 (133)	2

Voor de berekening van de bodemsaneringsnormen opgenomen in Vlarebo (2007) werd gebruik gemaakt van een oplosbaarheid van 1400 mg/l bij 20°C uit Tse and Sandler (1992) en Wright *et al.* (1992).

De gemiddelde waarde van de gemeten oplosbaarheid en de oplosbaarheid waarvan niet bekend is of het om gemeten of berekende waarden gaat is 1327 mg/l bij 25°C. We stellen voor enkel die waarden te gebruiken waarvan geweten is dat het om experimentele waarden gaat en dus **de gemiddelde experimentele waarde van 1372 mg/l (25°C) te hanteren voor de herziening van de normen**. We kiezen voor een waarde bij 25 °C omdat voor dampdruk de meeste informatie beschikbaar is bij 25 °C en de gegevens op die manier consistent zijn.

→ Dampdruk (Vp)

Een overzicht van de waarden voor de dampdruk, afkomstig uit overzichtswerken en primaire literatuur, is opgenomen in bijlage B. De gemiddelde dampdruk berekend uit deze gegevens en de standaarddeviatie is opgenomen in Tabel 24.

Tabel 24: Gemiddelde dampdruk (Pa) van trichlooretheen, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van de normering opgenomen in Vlarebo (2007)

temperatuur	bron	gemiddelde (standaarddeviatie)	n
normering Vlarebo (2008)			
20 °C	Verschuieren (1983) in stoffenfiche (Cornelis <i>et al.</i> , 2013)	8000	-
literatuur			
20 °C	berekend volgens Antoine-vergelijking, zie bijlage B	7999	1
25 °C	experimentele waarden + berekend volgens Antoine-vergelijking, zie bijlage B	9635 (276)	8
25 °C	experimentele waarden + berekend volgens Antoine + niet gekend, zie bijlage B	9614 (264)	10

Voor de actuele berekening van de bodemsaneringsnormen werd gebruik gemaakt van een dampdruk van 8000 Pa (20°C) uit Verschueren (1983). De gemiddelde dampdruk bij 25°C op basis van experimentele data en data berekend met de Antoine-vergelijking is 9635 Pa. Indien we bovendien de data waarvan niet bekend is of ze gemeten of berekend zijn gebruiken, bedraagt de gemiddelde dampdruk 9614 Pa (25°C). **Omwille van consistentie tussen data voor oplosbaarheid en dampdruk, stellen we voor om de gemiddelde dampdruk van 9635 Pa bij 25 °C te nemen, gebaseerd op experimentele data én data berekend met de Antoine-vergelijking.**

→ Henry-coëfficiënt (H)

Een overzicht van de waarden voor de Henry-coëfficiënt, afkomstig uit overzichtswerken en primaire literatuur, is opgenomen in bijlage B. De gemiddelde Henry-coëfficiënt berekend uit deze gegevens en de standaarddeviatie zijn opgenomen in Tabel 25.

Tabel 25: Gemiddelde Henry-coëfficiënt ($\text{Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$) van trichlooretheen, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van de normering opgenomen in Vlarebo (2008)

temperatuur	bron	gemiddelde (standaarddeviatie)	n
normering Vlarebo (2008)			
10 °C	Gosset (1987), Wright et al. (1992) Tse en Sandler (1992), in stoffenfiche (Cornelis et al., 2013)	419	-
literatuur			
experimenteel			
10 °C		439 (78)	5
20 °C		850 (126)	15
25 °C		971 (151)	18
berekend (dampdruk/oplosbaarheid)			
10 °C		-	-
20 °C		1103	1
25 °C		1017 (236)	4

Voor de berekening van de bodemsaneringsnormen opgenomen in Vlarebo (2007) werd gebruik gemaakt van een Henry-coëfficiënt van $419 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$ bij 10°C (Gosset, 1987; Tse & Sandler, 1992; Wright et al., 1992).

De gemiddelde experimentele Henry-coëfficiënt bedraagt $439 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$ bij 10 °C en $971 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$ bij 25 °C. Warneck (2007) berekende een Henry-coëfficiënt van $425 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$ bij 10°C, deze waarde leunt dicht aan bij de gemiddelde experimentele waarde van $439 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$ bij dezelfde temperatuur.

Meerdere auteurs hebben de Henry-coëfficiënt bij 25°C berekend uit de experimentele dampdruk en oplosbaarheid. De gemiddelde waarde van de aldus berekende Henry-coëfficiënten bedraagt $1017 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$ (25°C), wat 50 eenheden hoger is dan de gemiddelde experimentele waarde. Een Henry-coëfficiënt bij 10°C die werd berekend uit dampdruk en oplosbaarheid werd niet gevonden in de literatuur.

Aangezien een gemiddelde experimentele waarde beschikbaar is voor 10°C stellen we voor **de Henry-coëfficiënt van $439 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$ (10°C) te gebruiken voor de normering.**

→ Octanol-water verdelingscoëfficiënt (log K_{ow})

Een overzicht van de waarden voor de octanol-water verdelingscoëfficiënt, afkomstig uit overzichtswerken en primaire literatuur, is opgenomen in bijlage B. De logaritmisches gemiddelde octanol-water verdelingscoëfficiënt berekend uit deze gegevens en de standaarddeviatie zijn opgenomen in Tabel 26.

Tabel 26: Gemiddelde log K_{ow} van trichlooretheen, vergelijking met de waarde gebruikt ter onderbouwing van de normering opgenomen in Vlarebo (2007)

bron	gemiddelde (standaarddeviatie)	n
normering Vlarebo (2008)		
US-EPA (1994) in <i>stoffenfiche</i> (Cornelis et al., 2013)	2,4	-
literatuur		
experimenteel	2,52 (0,20)	6
QSAR/berekend	2,66 (0,19)	3
onbepaald	2,33 (0,06)	2
alles	2,52 (0,20)	11

Voor de berekening van de bodemsaneringsnormen zoals opgenomen in Vlarebo (2007) werd gebruik gemaakt van een log K_{ow} van 2,4 (US-EPA, 1994). **We stellen voor een waarde van 2,52 (K_{ow} = 331) te hanteren voor de herziening van de normen, als gemiddelde van de experimentele waarden.**

→ Verdelingscoëfficiënt organische koolstof – water (log K_{oc})

Een overzicht van de waarden voor de koolstof-water verdelingscoëfficiënt, afkomstig uit overzichtswerken en primaire literatuur, is opgenomen in bijlage B. De logaritmisches gemiddelde koolstof-water verdelingscoëfficiënt berekend uit deze gegevens en de standaarddeviatie is opgenomen in Tabel 27.

Tabel 27: Gemiddelde log K_{oc} van trichlooretheen, vergelijking met de waarde gebruikt ter onderbouwing van de normering opgenomen in Vlarebo (2007)

bron	gemiddelde (standaarddeviatie)	n
normering Vlarebo (2008)		
US-EPA (1994) in <i>stoffenfiche</i> (Cornelis et al., 2013)	1,94	-
literatuur		
Experimenteel bodem	1,99 (0,50)	33
Experimenteel sediment (zoet water)	1,97 (0,53)	2

Voor de berekening van de bodemsaneringsnormen zoals opgenomen in Vlarebo (2007) werd gebruik gemaakt van een log K_{oc} van 1,94 (US-EPA, 2014).

In haar richtsnoer 106 voor het bepalen van bodemadsorptie/desorptie beveelt de OESO aan bodems te gebruiken met minstens 0,3 % organisch koolstof (OESO, 2000). Bodems en sediment waarvan het gerapporteerde OC-gehalte < 0,3 % werden dan ook niet meegenomen in de berekening van de gemiddelde K_{oc}. Ook adsorptie van bodems op grote diepte (±10 m) werd buiten beschouwing gelaten. **We stellen voor een waarde van 1,994 (K_{oc} = 98) te hanteren voor de herziening van de normen, als gemiddelde van de experimentele waarden voor bodem (organische koolstof ≥ 0,3 % en diepte < 10 m).**

→ **Verdelingscoëfficiënt octanol-lucht (log K_{oa})**

Voor de verdelingscoëfficiënt octanol-lucht hebben we maar 1 experimentele waarde teruggevonden in Mackay *et al.* (2006). Deze auteurs verwijzen naar Abraham *et al.* (2001) met een gerapporteerde log K_{oa} van 2,99. We stellen voor de K_{oa} te laten berekenen in S-Risk.

4.3. VOORKOMEN IN HET MILIEU

4.3.1. BODEM

Trichlooretheen komt van nature niet voor in de bodem.

4.3.2. LUCHT

→ **Buitenlucht**

VMM meet trichlooretheen niet in het meetnet, we hebben wel gegevens teruggevonden in Nederland. Hieruit blijkt dat de gemeten concentraties in buitenlucht grotendeels lager zijn dan de bepaling- of detectielimiet van ongeveer 0,4 µg/m³. **We nemen daarom een achtergrondconcentratie van 0,2 µg/m³ (helft detectielimiet) of 2.10⁻⁴ mg/m³ als achtergrondconcentratie in lucht.**

→ **Binnenlucht**

Er zijn geen waarden gevonden voor trichlooretheen in binnenlucht.

4.3.3. DRINKWATER

In de huidige stoffenfiche is de achtergrondconcentratie van trichlooretheen in drinkwater gelijk aan 0. VMM heeft recente meetgegevens voor tri- + tetrachlooretheen in drinkwater gepubliceerd (VMM, 2014a). Metingen werden uitgevoerd in onder andere waterproductiecentra, reservoirs en watertorens van leveringsgebieden verspreid over gans Vlaanderen. In 13 van 92 campagnes (14%) werden meetbare concentraties tri- + tetrachlooretheen teruggevonden. De mediane waarden variëren van 0 tot 0,985 µg/l; deze hoogste mediaan werd gemeten in een leveringsgebied in Oost-Limburg. In 79 van de 92 campagnes werden de concentraties gerapporteerd als 0 µg/l tri- + tetrachlooretheen.

Eveneens in de loop van 2014 bemonsterde VITO in opdracht van VMM 20 leveringsgebieden. Drinkwaterstalen werden genomen in scholen verspreid over Vlaanderen. De gemeten concentratie voor tri- + tetrachlooretheen wordt gerapporteerd als 0 µg/l voor alle drinkwaterstalen.

WHO vermeldt dat concentraties in oppervlaktewater meestal lager zijn dan 1 µg/l omwille van de hoge vluchtigheid van trichlooretheen; concentraties in grondwater kunnen hoger zijn (gewoonlijk < 100 µg/l) omdat vervluchtiging en biodegradatie er beperkt zijn (WHO, 2011). In stalen van drinkwater van het openbaar net in Canada was de gemiddelde concentratie 1 µg/l of minder. Op verschillende locaties verspreid over de Verenigde Staten van Amerika, werd trichlooretheen gemeten (detectielimiet 0,2 µg/l) in 91 van 945 (9.6%) stalen van afgewerkt water dat gewonnen werd uit grondwater. De mediane concentratie in positieve stalen bedroeg 1 µg/l (WHO, 2005).

De achtergrondconcentratie van trichlooretheen wordt gelijk gesteld aan 0 µg/l.

4.3.4. VOEDING

De achtergrondinname via voeding bedraagt $5,7 \cdot 10^{-5}$ mg/kg.d volgens de stoffen fiche.

In een recente studie werd de aanwezigheid van trichlooretheen gemeten in 377 voedingsmiddelen die op de Belgische markt beschikbaar zijn (Medeiros Vinci *et al.*, 2015). Slechts in 4 van de 14 voedselcategorieën was trichlooretheen aanwezig in meetbare concentraties: zuivel, vetten en oliën, kant-en-klare maaltijden, en suiker en snoepgoed. De maximale concentraties in positieve stalen varieerden van 0,1 tot 0,3 mg/kg. Het percentage van voorkomen ging van 2 % tot 9 %.

Op basis van de gemeten concentraties in deze Belgische studie, en het voedselconsumptiepatroon van Belgische volwassenen, kunnen we een inname berekenen van $9,84 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.d. Voor peuters, andere kinderen en adolescenten (EFSA-categorieën) bedragen de berekende innames respectievelijk $1,06 \cdot 10^{-2}$ mg/kg.d, $8,19 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d en $1,29 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d. Deze innameschattingen zijn gebaseerd op maximale concentraties en geven bijgevolg een ruime overschatting.

Wanneer we rekening houden met het percentage positieve stalen, en de niet-gedetecteerde concentraties gelijk stellen aan nul, krijgen we een totale innameschatting (zonder drinkwater) van trichlooretheen van $3,05 \cdot 10^{-5}$ mg/kg.d voor volwassenen. Voor peuters, andere kinderen, en adolescenten bedragen de berekende innames respectievelijk $3,23 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.d, $2,51 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.d en $4,08 \cdot 10^{-5}$ mg/kg.d.

Innameschattingen op basis van de gemiddelde concentratie per voedingsmiddelengroep geven hetzelfde resultaat als berekeningen op basis van maximale concentraties.

Voedselstalen van een Canadese totale-dieetstudie uit 2007 werden geanalyseerd op de aanwezigheid van trichlooretheen (Cao *et al.*, 2016). In totaal werden 153 soorten voedsel geanalyseerd, verdeeld over 13 categorieën: zuivel, vlees, kip en eieren, vis, soep in blik, granen, groente, fruit, vet en olie, drank, babyvoeding, snacks, en gemengde voedingsmiddelen.

Het voedsel werd bereid zoals voor consumptie, en voor voedsel dat zowel bereid als niet bereid wordt gegeten, werden gemengde stalen gebruikt van rauw en bereid voedingsmiddel (1:1). De auteurs rapporteren een gemiddelde waarde per voedingsmiddel.

Op basis van de gemeten concentraties in deze Canadese studie, en het voedselconsumptiepatroon van Belgische volwassenen, kunnen we een inname berekenen van $6,13 \cdot 10^{-6}$ mg/kg.d. Voor peuters, andere kinderen, en adolescenten bedragen de berekende innames respectievelijk $2,75 \cdot 10^{-5}$ mg/kg.d, $2,11 \cdot 10^{-5}$ mg/kg.d en $6,67 \cdot 10^{-6}$ mg/kg.d.

Het EU-Risk Assessment Report van trichlooretheen, bevat een innameschatting via voeding, die is berekend door het EUSES model (ECB, 2004). EUSES bevat 2 submodellen, een regionaal en een lokaal. Het regionale model berekent achtergrondwaarden, terwijl het lokale model worst-case berekeningen uitvoert. In het kader van de normering is het regionale model het relevante model. De berekende inname via voeding (zonder drinkwater) bedraagt $1,0 \cdot 10^{-5}$ mg/kg.d (regionaal model). De regionale blootstelling wordt gedomineerd door blootstelling via de lucht ($1,3 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.d) (Tabel 28).

Tabel 28: Inname via omgevingsblootstelling aan trichlooretheen (ECB, 2004)

Medium	Inname via omgevingsblootstelling (mg/kg.d)
Lucht	$1,3 \times 10^{-4}$
Drinkwater	$5,0 \times 10^{-6}$
Vis	$1,0 \times 10^{-5}$
Blad/stengelgewassen	6×10^{-8}
Wortelgewassen	8×10^{-8}
Vlees	$1,4 \times 10^{-9}$
Melk	4×10^{-9}
Totale inname via lucht + drinkwater + voeding	$1,5 \times 10^{-4}$
Totale inname via voeding (zonder drinkwater)	$1,0 \times 10^{-5}$

De US Food and Drug Administration (2006) heeft van 1991 tot 2003 trichlooretheen bepaald in een aantal voedingsmiddelen. Trichlooretheen werd in een aantal gevallen teruggevonden, vooral in vette levensmiddelen zoals boter, vlees, aardappelchips, chocoladecake en avocado. In 2003 werden 72 levensmiddelen geanalyseerd, waarvan 50 traceerbare hoeveelheden bevatten <LOQ en >LOD, en de andere concentraties bevatten > LOQ. Wanneer al deze concentraties gecombineerd worden met het voedselconsumptiepatroon voor de Belgische bevolking, worden innames berekend van $3,6 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.d, $2,9 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.d, $8,4 \cdot 10^{-5}$ mg/kg.d en $7,3 \cdot 10^{-5}$ mg/kg.d voor peuters, andere kinderen, adolescenten en volwassenen.

Omdat de stalen geanalyseerd door Medeiros Vinci *et al.* (2015) recent bepaald zijn op de Belgische markt, beslissen we om de inname in S-Risk te berekenen op basis van deze studie (rekening houdend met het percentage positieve stalen), zoals getoond in Tabel 29.

Tabel 29: Berekende innames en hieruit afgeleide innames voor de verschillende leeftijdsgroepen in S-Risk voor trichlooretheen door de Belgische bevolking op basis van maximale concentratiedata gemeten door Medeiros Vinci *et al.* (2015) en consumptiedata van EFSA.

Leeftijd EFSA	Inname (mg/kg.d)	Leeftijd S-Risk (jaar)	Inname (mg/kg.d)
12-35 maanden	$3,23 \cdot 10^{-4}$	1 - < 3	$3,23 \cdot 10^{-4}$
36 maanden- 9 jaar	$2,51 \cdot 10^{-4}$	3 - < 6	$2,51 \cdot 10^{-4}$
10-17 jaar	$4,08 \cdot 10^{-5}$	6 - < 10	$2,51 \cdot 10^{-4}$
18-64 jaar	$3,05 \cdot 10^{-5}$	10 - < 15	$4,08 \cdot 10^{-5}$
		15 - < 21	$3,57 \cdot 10^{-5}$
		21 - < 31, 31 - < 41, 41 - < 51, 51 - < 61 en > 61	$3,05 \cdot 10^{-5}$

4.4. OVERDRACHT NAAR PLANTEN

De overdracht naar planten wordt berekend in S-Risk.

4.5. OVERDRACHT NAAR DIERLIJKE PRODUCTEN

De overdracht naar vlees en zuivelproducten wordt berekend in S-Risk op basis van de stoffeigenschappen. Voor eieren vereist S-Risk de invoer van transferfactoren. Er werden geen experimentele transferfactoren van bodem en/of voeder naar ei teruggevonden. Een bovengrens (P95) van de biotransferfactor (BTF) voor stoffen met een log Kow tussen 2 en 3, afgeleid van Leeman *et al.* (2007) is 1,06 (Cornelis & Touchant, 2016a). Deze BTF-waarde wordt voorlopig overgenomen voor de normering.

4.6. TOXICOLOGIE

4.6.1. TOXICOLOGISCHE TOETSINGSWAARDEN

Het overzicht van de toxicologische toetsingswaarden voor trichlooretheen is opgenomen in Tabel 30. De niet-carcinogene dermale toetsingswaarde wordt gelijkgesteld aan de niet-carcinogene orale toetsingswaarde.

Tabel 30: Overzicht van huidige en voorgestelde toxicologische toetsingswaarden voor trichlooretheen

	niet-carcinogeen			carcinogeen		
	oraal (mg/kg.d)	inhalatoir (mg/m ³) ^{a)}	dermaal (mg/kg.d)	oraal (mg/kg.d) ⁻¹	inhalatoir (mg/m ³) ⁻¹	dermaal (mg/kg.d) ⁻¹
huidig						
systemisch	2,38.10 ⁻² (WHO, 1993)	8,3.10 ⁻² (oraal) / 1,0 (WHO, 1987a)	2,38.10 ⁻²	--	-	-
voorgesteld						
systemisch	5.10 ⁻⁴ (US-EPA, 2011b)	2.10 ⁻³ (US-EPA, 2011b)	5.10 ⁻⁴	5.10 ⁻² (volw.) 7,5.10 ⁻² (3 - < 15 jr) 1,15.10 ⁻¹ (1 - < 3 jr) (US-EPA, 2011b)	4.10 ⁻³ (volw.) 6.10 ⁻³ (3 - < 15 jr) 9,2.10 ⁻³ (1 - < 3 jr) (US-EPA, 2011b)	5.10 ⁻² (volw.) 7,5.10 ⁻² (3 - < 15 jr) 1,15.10 ⁻¹ (1 - < 3 jr) -
lokaal	-	-	-	-	-	-

^{a)} Bij de toxicologische waarden volgens de normering was er vaak geen consistentie tussen de inhalatoire TDI (hier omgerekend naar een concentratie in lucht) en de toetsingswaarde voor luchtkwaliteit. De inhalatoire TDI was vaak gelijk aan de orale TDI. In deze kolom zijn – bij verschillende waarden – eerst de inhalatoire TDI (omgerekend naar een concentratie in lucht) opgenomen en vervolgens de toetsingswaarde voor luchtkwaliteit.

^{b)} Omdat de studies niet het vroege levensstadium omvatten, stelt US-EPA voor om het eenheidsrisico en de hellingsfactor te vermenigvuldigen met leeftijdsafhankelijke factoren (factor 10 voor < 2 jaar, factor 3 voor 2 - < 16 jaar en factor 1 voor ouder dan of gelijk aan 16 jaar) om rekening te houden met mogelijk verhoogde gevoeligheid tijdens de kindertijd. Voor trichlooretheen geldt deze correctie alleen voor het aandeel nierkanker in het totale risico, omdat alleen voor nierkanker een mutageen werkingsmechanisme werd aangetoond. We herrekenen de leeftijdsafhankelijke factoren naar deze voor een totaal kankerrisico en houden rekening met de leeftijden in S-Risk. Dit leidt tot een leeftijdsafhankelijke factor van 2,3 voor de leeftijd van < 3 jaar en 1,5 voor de leeftijd van 3 - < 15 jaar.

Trichlooretheen wordt in de achtergrondgegevens van de huidige bodemsaneringsnormen beschouwd als een niet-carcinogeen. Als TDI_{oraal} en TCL gelden momenteel respectievelijk 2,38.10⁻² mg/kg.d (WHO, 1993) en 1,0.10⁻³ g/m³ (WHO, 1987a). Trichlooretheen wordt onmiddellijk geabsorbeerd (15-100% bij ratten) en vervolgens via de bloedbaan snel verdeeld naar vrijwel alle organen en weefsels. In de risicokarakterisering wordt uitgegaan van 100% absorptie voor alle blootstellingsroutes (ECB, 2004). Lokale effecten werden niet vastgesteld. De voornaamste systemische effecten zijn vastgesteld in het centrale zenuwstelsel, de nieren en de lever (ECB, 2004). Trichlooretheen wordt bij proefdieren snel gemetaboliseerd. Bij de mens is de metabolisatie minder efficiënt maar wel relevant voor de toxische effecten.

Het nieuwe voorstel voor de niet-carcinogene TDI van 5.10⁻⁴ mg/kg.d is overgenomen uit het recente IRIS-rapport van US-EPA (2011b), waarin één generieke RfD is afgeleid uit een aantal specifieke RfD-waarden voor kritische effecten op verschillende organen (zenuwstelsel, nieren, lever). Deze generieke RfD valt binnen de 20% van de laagste RfD's voor de afzonderlijke effecten. De meest gevoelige eindpunten zijn de ontwikkeling van de foetus en het immunologisch systeem.

Californië (OEHHA, 2008) en Duitsland (Hassauer *et al.*, 1999) hebben een chronische TCL afgeleid voor trichlooretheen van respectievelijk $0,6 \text{ mg/m}^3$ en $0,54 \text{ mg/m}^3$. Deze waarden zijn vergelijkbaar. De toetsingswaarde van OEHHA is gebaseerd op effecten bij arbeiders, terwijl deze van Duitsland gebaseerd is op een rattenstudie. In het recente IRIS-rapport (US-EPA, 2011b) is een generieke RfC bepaald van $2 \cdot 10^{-3} \text{ mg/m}^3$. Deze generieke RfC is bepaald op basis van RfC's voor de kritische effecten van trichlooretheen (zenuwstelsel, nieren, lever). Wegens de uitgebreide onderbouwing stellen we de RfC van $2 \cdot 10^{-3} \text{ mg/m}^3$ voor als toetsingswaarde voor niet-carcinogene effecten. ATSDR heeft in een ontwerprapport de RfD en RfC van US-EPA overgenomen als MRL's voor chronische en intermediaire blootstelling (ATSDR, 2014b).

Uit het merendeel van de uitgevoerde studies blijkt dat trichlooretheen na metabolisatie genotoxisch is. IARC beschouwt de stof als carcinogeen voor de mens (groep 1) (IARC, 2014). De stof is ingedeeld als 'kan kanker veroorzaken – verdacht van het veroorzaken van genetische schade' volgens de EU-CLP Verordening. In de EU-RAR wordt aangenomen dat er geen drempelwaarde kan worden bepaald voor dit effect. Als voorstel voor een orale hellingsfactor nemen we de waarde van $5 \cdot 10^{-2} (\text{mg/kg.d})^{-1}$ over van US-EPA (US-EPA, 2011b). Deze waarde is afgeleid via route-naar-route extrapolatie van gegevens uit een humane inhalatiestudie (Charbotel *et al.*, 2006). De bijhorende dosis bij een extra levenslang kankerrisico van $1/10^5$, is $2 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg.d}$; deze waarde ligt 2,5x lager dan de voorgestelde orale TDI voor niet-carcinogene effecten ($5 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg.d}$).

WHO (2005) leidt een lagere hellingsfactor af ($7,8 \cdot 10^{-4} (\text{mg/kg.d})^{-1}$) op basis van de dataset van NTP (1988; 1990) waarin ratten oraal werden blootgesteld aan trichlooretheen gedurende 103 weken. De hellingsfactor werd berekend op basis van het optreden van gepoolde gecombineerde tubulaire-celcarcinomen en adenocarcinomen in de nieren van mannelijke ratten.

Op basis van de humane inhalatiestudie van Charbotel (2006) leidt US-EPA een eenheidsrisico af van $4 \times 10^{-6} (\mu\text{g/m}^3)^{-1}$ voor niertumoren; deze waarde is gecorrigeerd voor mogelijke non-Hodgkin lymfomen en levertumoren.

Voor het afleiden van een eenheidsrisico voor inhalatie beschouwt WHO (2000b) trichlooretheen als een genotoxisch carcinogeen. Op basis van twee chronische studies met muizen (Maltoni *et al.*, 1986) en ratten (Maltoni *et al.*, 1988) berekent WHO een eenheidsrisico $4,3 \times 10^{-7} (\mu\text{g/m}^3)^{-1}$ voor Leydig cel tumoren bij ratten (WHO, 2000b). Deze waarde wordt bevestigd voor trichlooretheen in binnenhuislucht (WHO, 2010).

Aangezien de studie van Charbotel (2006) gebaseerd is op humane data van een goede kwaliteit, kan interspeciesextrapolatie en de hiermee gepaard gaande onzekerheid vermeden worden. Daarom worden de hellingsfactor ($5 \cdot 10^{-2} (\text{mg/kg.d})^{-1}$) en het eenheidsrisico ($4 \times 10^{-6} (\mu\text{g/m}^3)^{-1}$) die door US-EPA zijn afgeleid uit deze studie geselecteerd als toxicologische criteria. Deze waarden ligt respectievelijk twee en één grootteorde(s) boven deze van de WHO.

Wanneer het eenheidsrisico van US-EPA (2011b) ($4 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g/m}^3)^{-1}$) omgezet wordt naar een concentratie bij een extra levenslang kankerrisico van $1/10^5$, dan bekomen we een waarde van $2,5 \mu\text{g/m}^3$. Deze waarde ligt een weinig boven de voorgestelde toetsingswaarde voor niet-carcinogene effecten ($2 \mu\text{g/m}^3$).

Het toepassen van leeftijdsaanpassingen wordt door US-EPA enkel aanbevolen bij het inschatten van het kankerrisico voor carcinogene stoffen met een mutageen werkingsmechanisme. In het geval van trichlooretheen is dit alleen voor nierkankers aangetoond, zodat de leeftijdsaanpassing enkel geldt voor het aandeel van de nierkankers in het totale kankerrisico. De impact van de leeftijdsaanpassingen op het levenslange risico is minimaal. Desalniettemin zal bij plaatsspecifieke blootstellingsscenario's met hogere blootstelling tijdens (zeer) jonge leeftijd, de impact van de leeftijdsgebonden factoren toenemen en bijgevolg ook het belang van het toepassen ervan.

Omdat uit de normberekeningen (zie 4.8.3) blijkt dat de resultaten met de initieel voorgestelde toetsingswaarden zeer laag liggen (zelfs indien voor de niet-carcinogene beoordeling de achtergrondblootstelling weggelaten wordt), wordt een alternatief voorstel voor toxicologische toetsingswaarden geformuleerd. Dit voorstel is opgenomen in Tabel 31.

Tabel 31: Overzicht van huidige en alternatief voorstel voor toxicologische toetsingswaarden voor trichlooretheen

	niet-carcinogeen			carcinogeen		
	oraal (mg/kg.d)	inhalatoir (mg/m ³) ^a	dermaal (mg/kg.d)	oraal (mg/kg.d) ⁻¹	inhalatoir (mg/m ³) ⁻¹	dermaal (mg/kg.d) ⁻¹
huidig						
systemisch	2,38.10 ⁻² (WHO, 1993)	8,3.10 ⁻² (oraal) / 1,0 (WHO, 1987a)	2,38.10 ⁻²	--	-	-
voorgesteld						
systemisch	1,46.10 ⁻³ WHO (2005)	6.10 ⁻¹ OEHHA (2008)	1,46.10 ⁻³	7,8.10 ⁻⁴ WHO (2005)	4,3.10 ⁻⁴ WHO (2000b)	7,8.10 ⁻⁴ WHO (2005)
lokaal	-	-	-	-	-	-

4.6.2. AFGELEIDE TOXICOLOGISCHE TOETSINGSWAARDEN IN LUCHT EN DRINKWATER

→ Lucht

De TCL op basis van niet-carcinogene effecten bedraagt 2 µg/m³. Het eenheidsrisico bij levenslange blootstelling via inademing bedraagt 4.10⁻³ (mg/m³)⁻¹ (US-EPA, 2011b). Omgerekend naar een extra levenslang kankerrisico van 1.10⁻⁵ resulteert dit in een concentratie van 2,5 µg/m³. Deze waarde ligt iets hoger dan de TCL voor niet-carcinogene effecten (2 µg/m³). Daarom wordt **de TCL geselecteerd als toetsingswaarde voor de concentratie van trichlooretheen in lucht (2 µg/m³)**.

Op basis van het **alternatieve voorstel** hebben we een TCL van 600 µg/m³ (OEHHA, 2008) voor niet-kanker eindpunten en **23 µg/m³ (WHO, 2000b) voor kanker als eindpunt**. De waarde voor carcinogene effecten is het strengst en wordt daarom als limiet in lucht geselecteerd.

→ Drinkwater

WHO heeft een voorlopige drinkwateradvieswaarde van 20 µg/l afgeleid van de TDI van 1,46 µg/kg.d, hierbij rekening houdend met een toekenning van 50 % van de TDI aan drinkwater (WHO, 2011). Deze waarde is voorlopig omwille van de onvolkomenheid van de toxicologische databank. Ze wordt door WHO als beschermend beschouwd voor niet-carcinogene en carcinogene effecten.

In het normeringsvoorstel weerhouden we niet de TDI voor niet-carcinogene effecten van WHO, maar wel de RfD van US-EPA van 0,5 µg/kg.d. Uit deze geselecteerde waarde voor niet-carcinogene effecten kan een toetsingswaarde in drinkwater berekend worden van (0,5 µg/kg.d * 60 (kg)*0,5/2 (l/d) = 7,5 µg/l. In deze berekening nemen we de toekenning van 50% van de TDI aan drinkwater over van WHO. De waarde van 7,5 µg/l is lager dan de voorlopige advieswaarde van WHO (20 µg/l).

Op basis van de geselecteerde orale hellingsfactor (levenslang $5 \cdot 10^{-2} \text{ (mg/kg.d)}^{-1}$) kan een toetsingswaarde in drinkwater berekend worden van $(1 \cdot 10^{-5} / 5 \cdot 10^{-2}) * 60 \text{ (kg)} / 2 \text{ (l/d)} * 1000 \text{ (}\mu\text{g/mg)} = 6 \text{ }\mu\text{g/l}$.

De waarde voor carcinogene effecten is strenger en wordt dus weerhouden als toxicologische toetsingswaarde voor trichlooretheen in drinkwater (6 $\mu\text{g/l}$).

In het **alternatieve voorstel hebben we een waarde van 20 $\mu\text{g/l}$** (afleiding door WHO) voor niet-carcinogene effecten. Vertrekkend van het eenheidsrisico van $7,8 \cdot 10^{-4} \text{ (mg/kg.d)}^{-1}$ kan een waarde van 400 $\mu\text{g/l}$ berekend worden. De niet-carcinogene waarde wordt weerhouden (20 $\mu\text{g/l}$).

4.6.3. ABSORPTIEFACTOREN

→ Oraal

De orale absorptiefactor wordt gelijkgesteld aan 1 (Geerts *et al.*, 2016).

→ Dermaal via bodem

De dermale absorptiefactor vanuit bodem wordt gelijkgesteld aan 0,0059 (Poet *et al.*, 2000; Spalt *et al.*, 2009).

→ Dermaal via water

Er zijn verschillende experimentele waarden beschikbaar voor de dermale permeabiliteitscoëfficiënt (Geerts *et al.*, 2011). Er is ongeveer een factor 10 tot 20 verschil tussen de *in vivo* humane studies (hand in water) (0,015 cm/hr) en de *in vitro* studies met humane huid (0,28 en 0,12 cm/hr); de *in vitro* studies met humane huid meten een hogere absorptie dan de *in vivo* studie en zijn dus conservatiever. **Daarom geven we de voorkeur aan de *in vitro* humane studies en nemen we daarvan de meest recente waarde, met name 0,12 cm/hr** (Nakai, *et al.*, 1999).

4.7. WETTELIJKE LIMIETEN

4.7.1. BUITENLUCHT EN BINNENLUCHT

Buitenlucht

Er zijn geen wettelijke limieten voor trichlooretheen in buitenlucht in Vlaanderen.

In Nederland gelden de volgende waarden voor trichlooretheen in buitenlucht (RIVM-TRI):

Streefwaarde met verwaarloosbaar risico (VR): 2 $\mu\text{g/m}^3$

Maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR): 200 $\mu\text{g/m}^3$.

Binnenlucht

De **Vlaamse richtwaarde voor het binnenmilieu voor trichlooretheen is 200 µg/m³** (BS, 2004). Deze waarde verschilt van de richtwaarde van 0,2 µg/m³ (interventiewaarde 2,5 µg/m³) in het aangepaste Vlaamse Binnenmilieubesluit dat gepubliceerd werd op 7 september 2018 (BS, 2018). Dit besluit was nog niet gepubliceerd op het moment van de herziening van de normering.

WHO heeft geen veilige waarde voor trichlooretheen voorgesteld omwille van het carcinogene karakter. In Nederland bedraagt de advieswaarde 200 µg/m³, in Hong Kong wordt 143 µg/m³ beschouwd als een waarde voor goede binnenluchtkwaliteit. In de Franse richtwaarden worden concentraties gegeven bij een bepaald risico (Anses). De waarden zijn 2 µg/m³ bij een extra levenslang kankerrisico van 1/10⁻⁶ en 20 µg/m³ bij 1.10⁻⁵ (Stranger *et al.*, 2013). Dit is hoger dan de hier voorgestelde **toxicologische waarde voor lucht van 2 µg/m³**.

4.7.2. DRINKWATER

De Europese en bijgevolg ook de Belgische maximale waarde voor tetra- en trichlooretheen samen is 10 µg/l (EG, 1998; BS, 2003). Dit is hoger dan de hier voorgestelde toxicologische waarde voor drinkwater van 6 µg/l.

4.7.3. VOEDING EN VOEDER

Er zijn geen wettelijke limieten voor de concentraties van trichlooretheen in voeding (EG, 2006a) of veevoeder (EG, 2002).

4.8. BEREKENING VAN DE NORM

4.8.1. BEREKENINGEN

De berekeningen van de bodemsaneringsnormen werden uitgevoerd met S-Risk versie 1.1.4. Applicatie I voor de berekeningen, Applicatie II met aangepaste bufferspace (0,75 m) voor interpretatie blootstellingsroutes en blootstellingswegen.

4.8.2. GRONDWATER

Het initiële voorstel van saneringsnorm op basis van de toxicologisch bepaalde toetsingswaarde voor drinkwaterkwaliteit bedraagt 6 µg/l. In het alternatieve voorstel bedraagt de waarde 20 µg/l. Er bestaat ook een Belgische norm voor drinkwater die 10 µg/l bedraagt voor de som van tri- en tetrachlooretheen. Achtergrondinformatie over de al dan niet humaan-toxicologische basis voor deze wettelijke norm is niet voorhanden.

De huidige saneringsnorm voor grondwater bedraagt 70 µg/l.

De mogelijke voorstellen van saneringsnorm) liggen hoger dan de streefwaarde voor grondwater van 0,5 µg/l. De waarde van 10 µg/l geldt voor de som van twee stoffen.

4.8.3. BODEM

Er is gerekend voor twee types eindpunten: systemisch met drempel en systemisch zonder drempel (carcinogeen). In het initiële voorstel werd gerekend met de door US-EPA afgeleide toetsingswaarden (zie Tabel 30). In een alternatief voorstel werd gerekend met de niet-carcinogene toetsingswaarden van WHO en OEHA en de carcinogene toetsingswaarden van WHO (zie Tabel 31). Voor drinkwater werd getoetst aan de wettelijke limiet van 10 µg/l (geldig voor de som van trichlooretheen en tetrachlooretheen, toegekend aan trichlooretheen). Voor buitenlucht werd de toxicologische limiet gehanteerd, voor binnenlucht werden berekeningen uitgevoerd met de wettelijke richtwaarde gehanteerd en met de toxicologische toetsingswaarde. De resultaten voor de afzonderlijke eindpunten zijn weergegeven in de tabel, evenals de resultaten indien limieten in lucht of drinkwater zouden resulteren in een lagere bodemsaneringsnorm.

- met achtergrondblootstelling via voeding

Een eerste set berekeningen werd uitgevoerd met de waarden voor achtergrondblootstelling via voeding zoals berekend voor België (zie 4.3.4). De vergelijking tussen de huidige bodemsaneringsnormen voor trichlooretheen (Vlarebo 2008) en de herrekenende bodemsaneringsnormen is opgenomen in Tabel 32.

Tabel 32: Berekenende bodemsaneringsnormen (mg/kg droge stof) voor trichlooretheen, met achtergrondblootstelling via voeding, toxicologie volgens Tabel 30 en wettelijke limiet in binnenlucht (200 µg/m³).

	II	III	IV	V
Vlarebo	0,65	1,4	10	10
onderbouwing Vlarebo-normering (2008)				
tox	0,65	1,5	10	10
bijstell				1,1 (drinkw)
S-Risk gegevens Vlarebo-normering (2008)				
S-Risk				
tox	1,35	1,41	11530 (IVa) 10,5 (IVb)	17,9 (Va) 111 (Vb)
				22 (drinkwater)
herziening (dit rapport)				
S-Risk				
tox	0,009 (drempel) 0,05 (kanker)	0,009 (drempel) 0,06 (kanker)	IVa 24 (drempel) 216 (kanker)	Va 0,38 (drempel) 0,69 (kanker)
			IVb 0,07 (drempel) 0,44 (kanker)	Vb 2,4 (drempel) 3,4 (kanker)
bijstell	-	-	IVa 23,5 (buitenlucht)	-

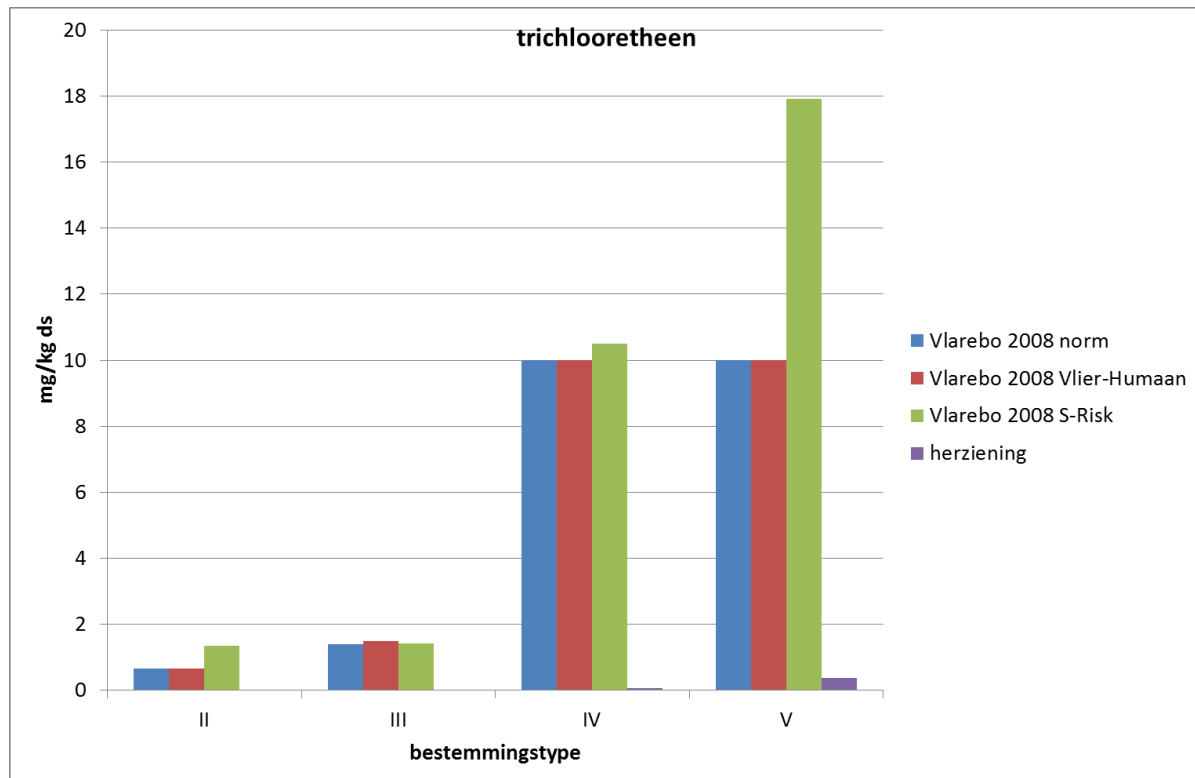
vet: (weerhouden) waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van tox waarden

vet onderlijnd: weerhouden waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van bijstelling

-: de concentratie-indexen zijn niet kritisch, er is geen bijstelling nodig

De vergelijking van de bekomen voorstellen voor bodemsaneringsnormen ten opzichte van de resultaten met de stoffengegevens volgens de normen opgenomen in Vlarebo (2007) is weergegeven in Figuur 8. De berekeningen voor het niet-carcinogene eindpunt geven – vooral voor types II, III en IV – beduidend lagere voorstellen dan de berekeningen voor het carcinogene eindpunt.

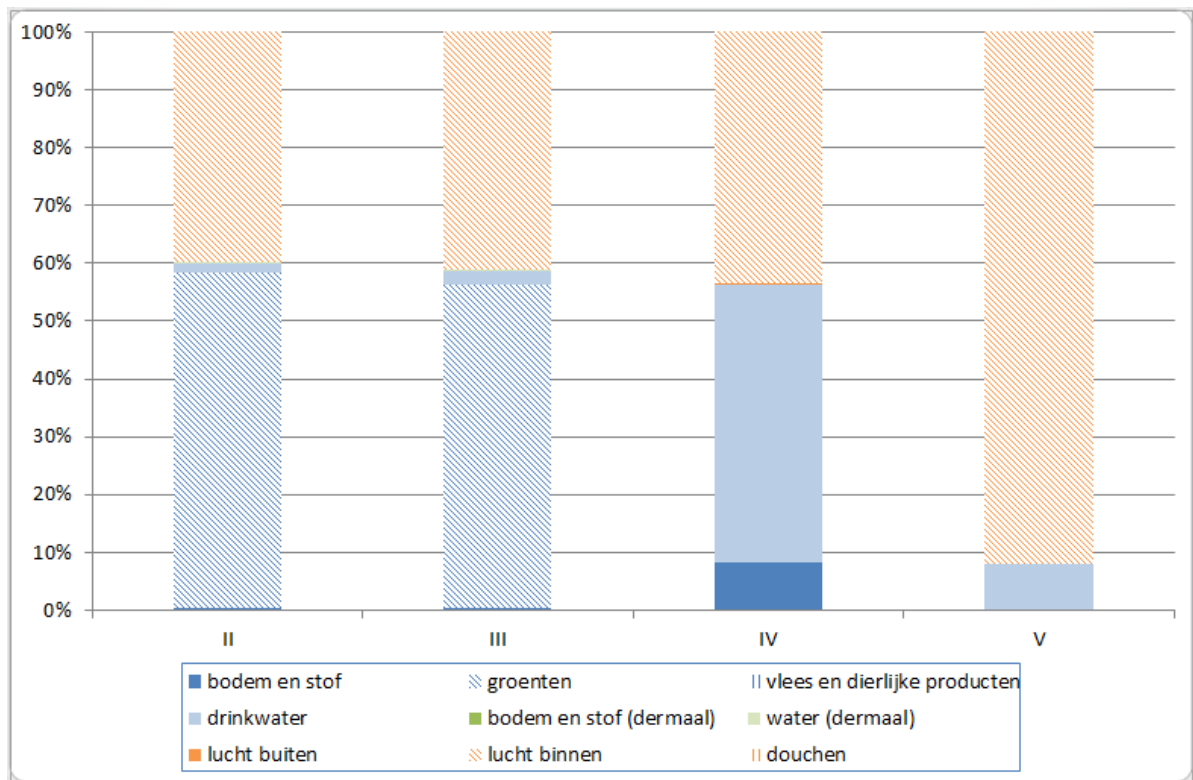
Dit heeft voor een deel te maken met de orale achtergrondblootstelling, die voor kinderen ongeveer 50 % van de TDI invult. Daarnaast is het orale carcinogene criterium strenger dan het niet-carcinogene criterium, het inhalatoire carcinogene criterium is iets minder streng. Bovendien leidt een levenslange uitmiddeling tot lagere blootstelling en dus verhoudingsgewijs hogere normen.



Figuur 8: Vergelijking van de nieuw voorgestelde bodemsaneringsnormen (herziening) met huidige waarden (Vlarebo 2008 norm en Vlarebo 2008 Vlier-Humaan) en berekeningen S-Risk met huidige stoffengegevens (Vlarebo 2008 S-Risk) voor trichlooretheen, toxicologie volgens Tabel 30 en met achtergrondblootstelling via voeding

Gezien de hoge waarde voor de limiet in binnenlucht (richtwaarde binnenmilieubesluit) in vergelijking met de toxicologische criteria is er geen bijstelling op basis van deze limiet.

De bijdrage van de blootstellingswegen tot het risico voor de verschillende bestemmingstypes is opgenomen in Figuur 9. We zien dat de orale blootstellingswegen tussen 50 en 60 % bijdragen tot de risico-index. Dit is het gevolg van de hoge orale achtergrondblootstelling.



Figuur 9: Bijdrage van de blootstellingswegen tot het globale risico voor trichlooretheen (blauw: oraal, groen: dermaal, oranje: inademing), met achtergrondblootstelling via voeding, toxicologie volgens Tabel 30

Alternatief werden dezelfde berekeningen uitgevoerd met de toxicologische limiet voor binnenlucht ($2 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Door de lage limiet voor binnenlucht wordt deze toetsing kritisch in bestemmingstypes IV en V, waardoor de voorgestelde waarden beduidend dalen (Tabel 33).

Tabel 33: Berekende bodemsaneringsnormen (mg/kg droge stof) voor trichlooretheen, met achtergrondblootstelling via voeding, toxicologie volgens Tabel 30 en overeenstemmende toxicologische limiet in binnenlucht ($2 \mu\text{g}/\text{m}^3$)

	II	III	IV	V
Vlarebo	0,65	1,4	10	10
onderbouwing Vlarebo-normering (2008)				
tox	0,65	1,5	10	10
bijstell				1,1 (drinkw)
S-Risk gegevens Vlarebo-normering (2008)				
S-Risk				
tox	1,35	1,41	11530 (IVa) 10,5 (IVb)	17,9 (Va) 111 (Vb)
				22 (drinkwater)
herziening (dit rapport)				
S-Risk				
tox	0,009 (drempel) 0,05 (kanker)	0,009 (drempel) 0,06 (kanker)	IVa 24,4 (drempel) 216 (kanker)	Va 0,38 (drempel) 0,69 (kanker)
			IVb 0,07 (drempel) 0,44 (kanker)	Vb 2,4 (drempel) 3,4 (kanker)
bijstell	-	-	IVa 23,5 (buitenlucht) IVb 0,07 (binnenlucht)	Va en Vb 0,13 (binnenlucht)

vet: (weerhouden) waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van tox waarden

vet onderlijnd: weerhouden waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van bijstelling

--: de concentratie-indexen zijn niet kritisch, er is geen bijstelling nodig

- zonder achtergrondblootstelling via voeding

Een tweede set berekeningen werd uitgevoerd met de waarden voor achtergrondblootstelling via voeding gelijk aan 0, zodat de impact hiervan op de normvoorstellen kan geëvalueerd worden. De achtergrondblootstelling via inademing weegt minder door omdat deze maar een 10 % (volwassenen) tot 20 % (kinderen) van de TCL invult. De achtergrondblootstelling via lucht werd in de hiernavolgende berekeningen behouden. De vergelijking tussen de huidige bodemsaneringsnormen voor trichlooretheen (Vlarebo 2008) en de herrekenende bodemsaneringsnormen is opgenomen in Tabel 34.

Tabel 34: Berekende bodemsaneringsnormen (mg/kg droge stof) voor trichlooretheen zonder achtergrondblootstelling voeding, toxicologie volgens Tabel 30 en wettelijke limiet in binnenlucht (200 µg/m³).

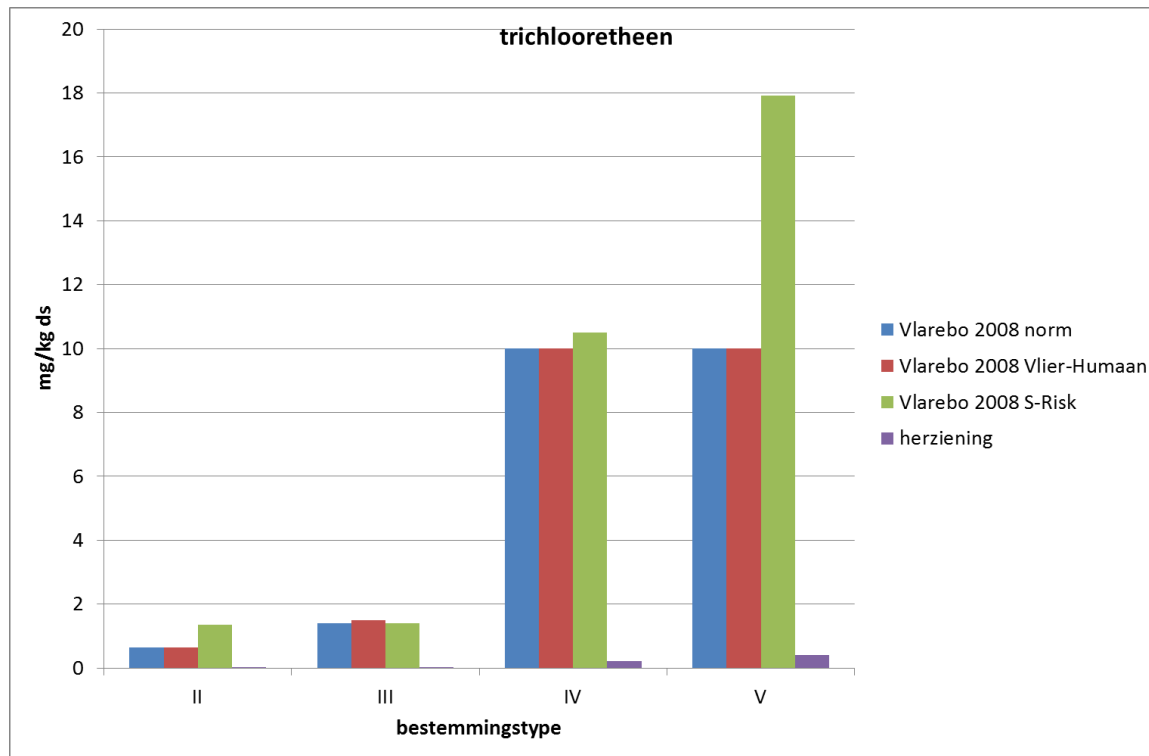
	II	III	IV	V
Vlarebo	0,65	1,4	10	10
onderbouwing normen Vlarebo 2008				
tox	0,65	1,5	10	10
bijstell				1,1 (drinkw)
S-Risk gegevens normen Vlarebo 2008				
S-Risk				
tox	1,35	1,41	11530 (IVa) 10,5 (IVb)	17,9 (Va) 111 (Vb)
				22 (drinkwater)
herziening (dit rapport)				
S-Risk				
tox	0,03 (drempel) 0,05 (kanker)	0,03 (drempel) 0,06 (kanker)	IVa 77,8 (drempel) 216 (kanker)	Va 0,41 (drempel) 0,69 (kanker)
			IVb 0,22 (drempel) 0,44 (kanker)	Vb 2,5 (drempel) 3,4 (kanker)
bijstell	-	-	IVa 23,5 (buitenlucht)	-

vet: (weerhouden) waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van tox waarden

vet onderlijnd: weerhouden waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van bijstelling

-: de concentratie-indexen zijn niet kritisch, er is geen bijstelling nodig

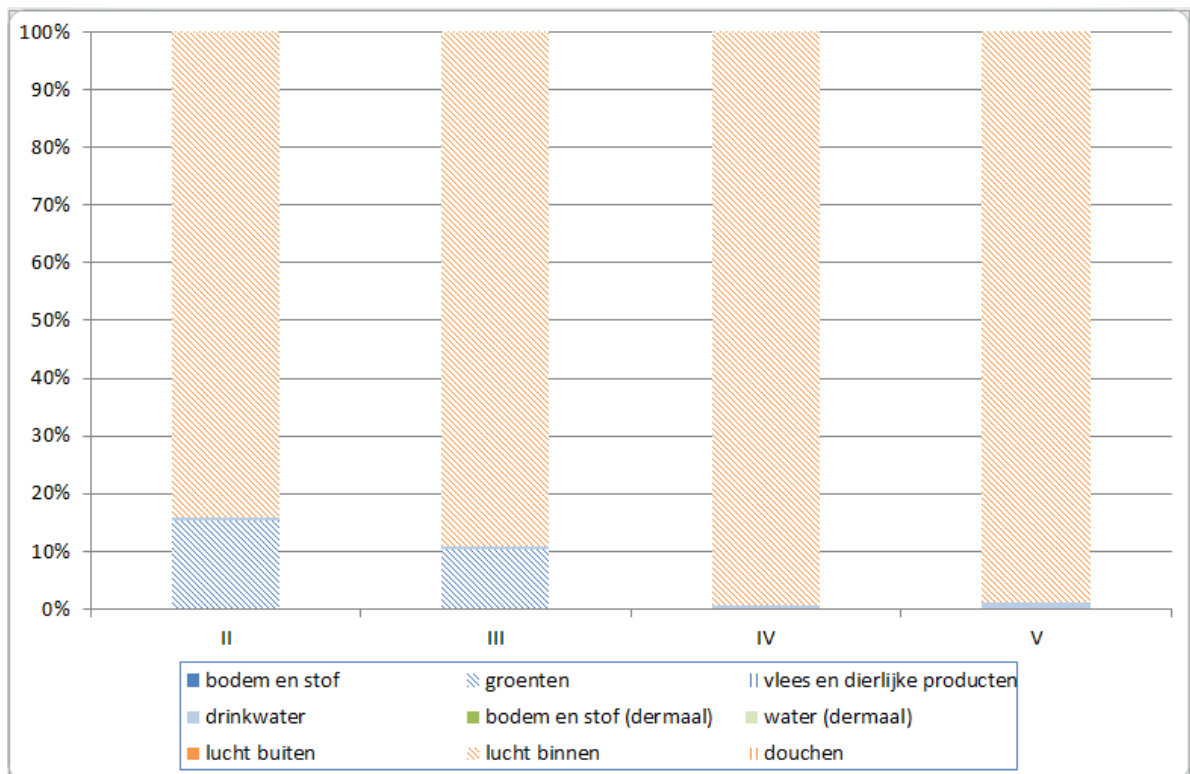
De vergelijking van de bekomen voorstellen voor bodemsaneringsnormen ten opzichte van de resultaten met de stoffengegevens volgens de normen opgenomen in Vlarebo (2007) is weergegeven in Figuur 10.



Figuur 10: Vergelijking van de nieuw voorgestelde bodemsaneringsnormen (herziening) met huidige waarden (Vlarebo 2008 norm en Vlarebo 2008 Vlier-Humaan) en berekeningen S-Risk met huidige stoffengegevens (Vlarebo 2008 S-Risk) voor trichlooretheen, zonder achtergrondblootstelling via voeding, toxicologie volgens Tabel 30.

De nieuw voorgestelde waarden stijgen weliswaar, maar ze blijven zeer laag in vergelijking met de huidige normen en de berekeningen met S-Risk met de stoffengegevens van de normering Vlarebo 2008. De belangrijkste reden is de verstrenging van de toxicologische criteria voor zowel orale als inhalatoire weg. De waarden voor type II en III liggen ook zeer dicht bij de streefwaarde (0,02 mg/kg ds).

De bijdrage van de blootstellingswegen tot het risico voor de verschillende bestemmingstypes is opgenomen in Figuur 11. De achtergrondblootstelling is laag (alleen voor lucht werd rekening gehouden met een achtergrondconcentratie). De orale bijdrage tot de risico-index daalt dan ook beduidend.



Figuur 11: Bijdrage van de blootstellingswegen tot het globale risico voor trichlooretheen (blauw: oraal, groen: dermaal, oranje: inademing), zonder achtergrondblootstelling via voeding en toxicologie volgens Tabel 30

- met alternatief voorstel voor toxicologische toetsingswaarden (Tabel 31) en met de wettelijke limiet voor binnenlucht ($200 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Een derde set berekeningen werd uitgevoerd met de waarden voor achtergrondblootstelling via voeding zoals berekend voor België (zie 4.3.4). Voor drinkwater werd getoetst aan de wettelijke limiet van $10 \mu\text{g}/\text{l}$ (geldig voor de som van trichlooretheen en tetrachlooretheen, toegekend aan trichlooretheen). Voor buitenlucht werd de alternatieve toxicologische limiet van $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gehanteerd (zie 4.6.2), voor binnenlucht werd de wettelijke richtwaarde ($200 \mu\text{g}/\text{m}^3$) gehanteerd. Er is gerekend met de alternatieve toxicologische toetsingswaarden voor systemisch met drempel en systemisch zonder drempel (carcinogeen) (Tabel 31).

De vergelijking tussen de huidige bodemsaneringsnormen voor trichlooretheen (Vlarebo 2008) en de herrekende bodemsaneringsnormen is opgenomen in Tabel 35.

Tabel 35: Berekende bodemsaneringsnormen (mg/kg droge stof) voor trichlooretheen, met achtergrondblootstelling via voeding, toxicologie volgens Tabel 31 en wettelijke limiet in binnenlucht (200 µg/m³) .

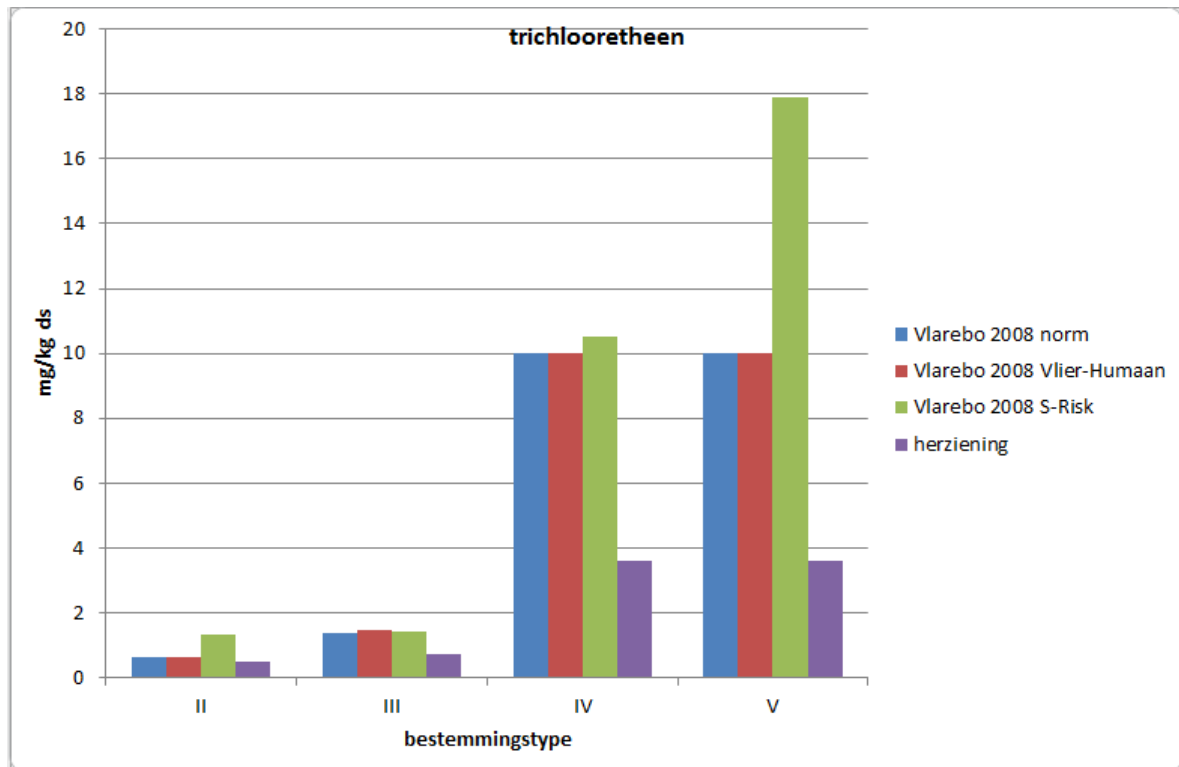
	II	III	IV	V
Vlarebo	0,65	1,4	10	10
onderbouwing normen Vlarebo 2008				
tox	0,65	1,5	10	10
bijstell				1,1 (drinkw)
S-Risk gegevens normen Vlarebo 2008				
S-Risk				
tox	1,35	1,41	11530 (IVa) 10,5 (IVb)	17,9 (Va) 111 (Vb)
				22 (drinkwater)
herziening (dit rapport)				
S-Risk				
tox	0,49 (drempel) 0,80 (kanker)	0,72 (drempel) 0,82 (kanker)	IVa 833 (drempel) 27790 (kanker)	Va 42,3 (drempel) 6,74 (kanker)
			IVb 27,3 (drempel) 5,25 (kanker)	Vb 57,0 (drempel) 44,1 (kanker)
bijstell	-	-	IVa 270 (buitenlucht) IVb 3,6 (drinkwater)	Va en Vb 3,6 (drinkwater)

vet: (weerhouden) waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van tox waarden

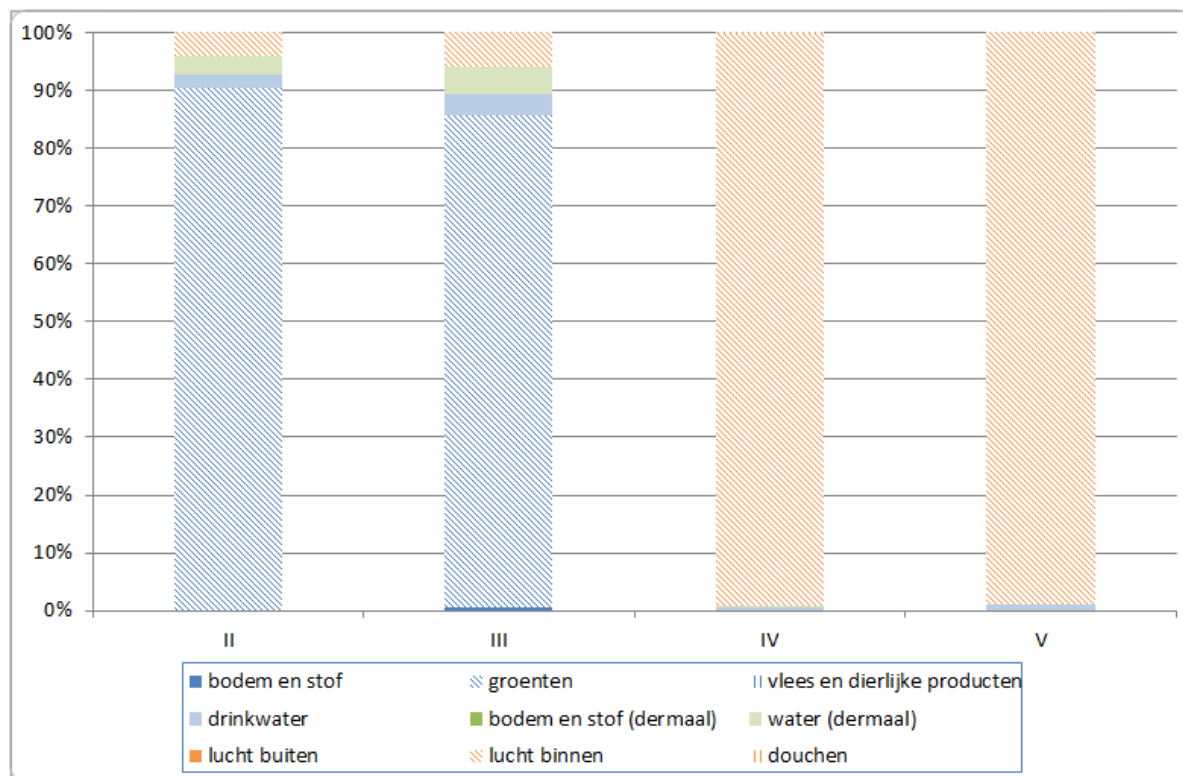
vet onderlijnd: weerhouden waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van bijstelling

-: de concentratie-indexen zijn niet kritisch, er is geen bijstelling nodig

De vergelijking van de bekomen voorstellen voor bodemsaneringsnormen ten opzichte van de resultaten met de stoffengegevens volgens de normen opgenomen in Vlarebo (2007) is weergegeven in Figuur 12. Voor bestemmingstype II en III liggen de waarden in dezelfde grootteorde als de vroeger berekende waarden ter onderbouwing van de huidige bodemsaneringsnormen. Voor types IV en V blijft er een sterkere daling, die het gevolg is van de bijstelling op basis van drinkwaterkwaliteit. Deze bijstelling werd in de onderbouwing van de Vlarebo-normen niet meegenomen (maar was wel strenger).



Figuur 12: Vergelijking van de nieuw voorgestelde bodemsaneringsnormen (herziening) met huidige waarden (Vlarebo 2008 norm en Vlarebo 2008 Vlier-Humaan) en berekeningen S-Risk met huidige stoffengegevens (Vlarebo 2008 S-Risk) voor trichlooretheen, toxicologie volgens Tabel 31 en de wettelijke limiet voor binnenlucht ($200 \mu\text{g}/\text{m}^3$).



Figuur 13: Bijdrage van de blootstellingswegen tot het globale risico voor trichlooretheen (blauw: oraal, groen: dermaal, oranje: inademing), met alternatieve toxicologische toetsingswaarden en de wettelijke limiet voor binnenlucht.

- met alternatief voorstel voor toxicologische toetsingswaarden (Tabel 31) en met de toxicologische limiet voor binnenlucht ($23 \mu\text{g}/\text{m}^3$)

Een vierde set berekeningen werd uitgevoerd met de waarden voor achtergrondblootstelling via voeding zoals berekend voor België (zie 4.3.4). Voor drinkwater werd getoetst aan de wettelijke limiet van $10 \mu\text{g}/\text{l}$ (geldig voor de som van trichlooretheen en tetrachlooretheen, toegekend aan trichlooretheen). Voor buitenlucht en binnenlucht werd de alternatieve toxicologische limiet van $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gehanteerd (zie 4.6.2). Er is gerekend met de alternatieve toxicologische toetsingswaarden voor systemisch met drempel en systemisch zonder drempel (carcinogeen) (Tabel 31).

De vergelijking tussen de huidige bodemsaneringsnormen voor trichlooretheen (Vlarebo 2008) en de herrekenende bodemsaneringsnormen is opgenomen in Tabel 45.

Tabel 36: Berekende bodemsaneringsnormen (mg/kg droge stof) voor trichlooretheen met alternatieve toxicologische toetsingswaarden (Tabel 31) en de toxicologische limiet voor binnenlucht (23 µg/m³) .

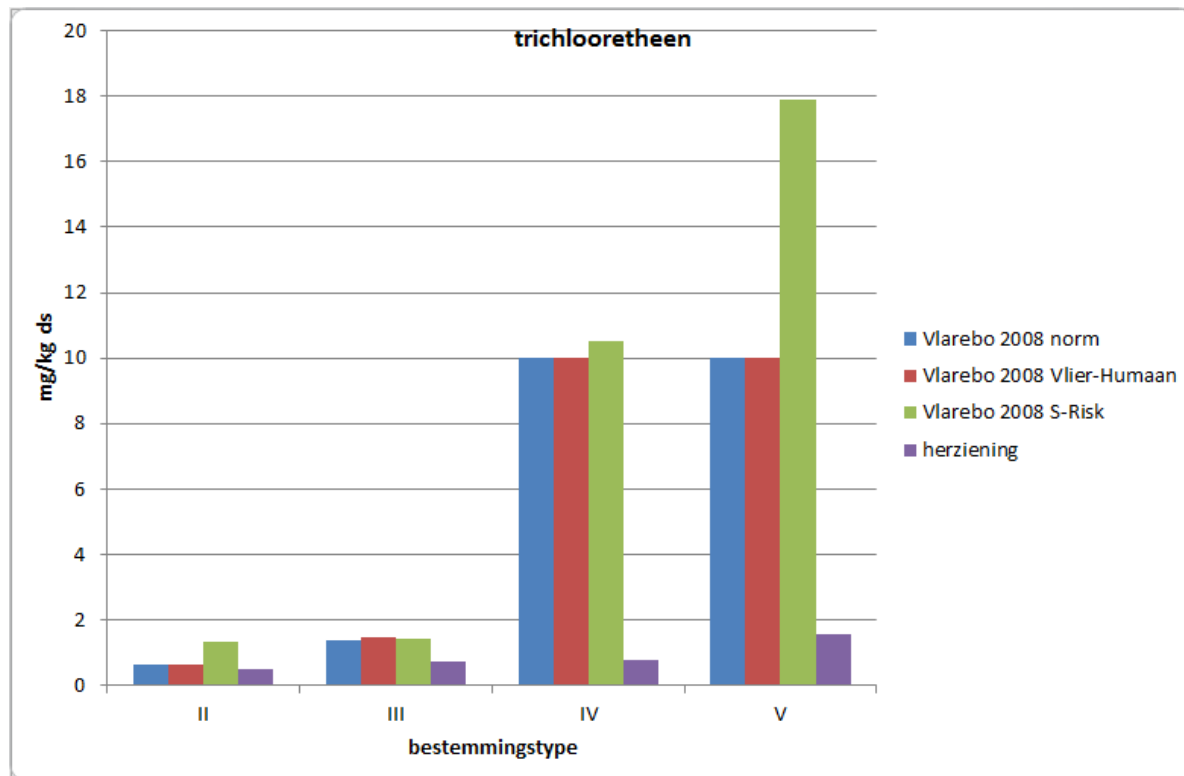
	II	III	IV	V
Vlarebo	0,65	1,4	10	10
onderbouwing normen Vlarebo 2008				
tox	0,65	1,5	10	10
bijstell				1,1 (drinkw)
S-Risk gegevens normen Vlarebo 2008				
S-Risk				
tox	1,35	1,41	11530 (IVa) 10,5 (IVb)	17,9 (Va) 111 (Vb)
				22 (drinkwater)
herziening (dit rapport)				
S-Risk				
tox	0,49 (drempel) 0,80 (kanker)	0,72 (drempel) 0,82 (kanker)	IVa 833 (drempel) 2779 (kanker)	Va 42,3 (drempel) 6,7 (kanker)
			IVb 27,3 (drempel) 5,25 (kanker)	Vb 57,0 (drempel) 44,1 (kanker)
bijstell	-	-	IVa 270 (buitenlucht) IVb 0,78 (binnenlucht)	Va en Vb 1,55 (binnenlucht)

vet: (weerhouden) waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van tox waarden

vet onderlijnd: weerhouden waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van bijstelling

-: de concentratie-indexen zijn niet kritisch, er is geen bijstelling nodig

Het gebruik van de toxicologische limiet voor binnenlucht heeft geen impact op de voorgestelde waarden voor type II en III. De voorgestelde waarden voor type IV en V dalen significant omwille van de bijstelling voor binnenlucht (eindpunt kanker).



Figuur 14: Vergelijking van de nieuw voorgestelde bodemsaneringsnormen (herziening) met huidige waarden (Vlarebo 2008 norm en Vlarebo 2008 Vlier-Humaan) en berekeningen S-Risk met huidige stoffengegevens (Vlarebo 2008 S-Risk) voor trichlooretheen, met alternatieve toxicologische toetsingswaarden en de toxicologische limiet voor binnenlucht ($23 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

4.8.4. ECOTOXICOLOGISCHE TOETSINGSWAARDEN

Een gedetailleerde toelichting bij de ecotoxicologische toetsingswaarden is opgenomen in 0. Voor trichlooretheen zijn er weinig gegevens:

SRC_{eco}: 27 mg/kg ds (de Jong *et al.* (2007)); niveau met 50 % effect

MPC: 0,68 mg/kg ds (de Jong *et al.* (2007)); geen effectniveau

PNEC: 0,2 - 1 mg/kg ds; geen effectniveau

SQG_{sc}: 3 mg/kg ds landbouw, park en residentieel landgebruik (CCME (2006a))

50 mg/kg ds commercieel en industrieel landgebruik (CCME (2006a))

De databank waarop deze gegevens gebaseerd zijn, is zeer beperkt. De SQC-waarden, die voor Vlaanderen kunnen overgenomen worden, zijn gebaseerd op gegevens voor sla, radijs en regenwormen. De overige waarden zijn vrijwel alle afgeleid op basis van aquatische data en evenwichtspartitie.

4.8.5. STREEFWAARDEN

De streefwaarden voor de bodemkwaliteit van trichlooretheen zijn 0,02 mg/kg ds in bodem en 0,5 $\mu\text{g}/\text{l}$ in grondwater (Vlarebo¹⁷).

¹⁷ <https://navigator.emis.vito.be/mijn-navigator?wold=23677>, december 2016

4.9. VERGELIJKING MET BUITENLANDSE NORMEN

Tabel 37 geeft een overzicht van enkele normen voor bodem en grondwater in Wallonië en het buitenland voor trichlooretheen.

Tabel 37: Normen voor bodem en grondwater in Wallonië en het buitenland voor trichlooretheen.

Land (datum meest recente publicatie)	Norm	Grond (mg/kg.ds)	Grondwater (µg/l)
Nederland¹⁸ (2009)	Interventiewaarde	2,5	500
Verenigde Staten¹⁹ (2016)	Screening Level (target cancer risk = $1 \cdot 10^{-6}$, hazard quotient = 1)	0,94 (<i>resident soil</i>) 6,0 (<i>industrial soil</i>)	0,18
Canada²⁰ (2006)	Soil Quality Guideline	0,01 (<i>agricultural</i>) 0,01 (<i>residential/parkland</i>) 0,01 (<i>commercial</i>) 0,01 (<i>industrial</i>)	
Denemarken (2015)²¹	Jord & Grundvands kvalitetskriterium	5	1
Zweden (2008)²²	Generella riktvärden	0,2 (<i>sensitive land use</i>) 0,6 (<i>less sensitive land use</i>)	
Wallonië²³ (2009)	Normes	3 (<i>I naturel</i>) 3 (<i>II agricole</i>) 3 (<i>III résidentiel</i>) 3 (<i>IV récréatif ou commercial</i>) 9 (<i>V industriel</i>)	290

De Nederlandse interventiewaarden bodemsanering geven aan wanneer de functionele eigenschappen die de bodem heeft voor de mens, dier en plant ernstig zijn verminderd of dreigen te worden verminderd. Ze zijn representatief voor het verontreinigingsniveau waarboven sprake is van een geval van ernstige (bodem)verontreiniging. De interventiewaarden grond gelden voor een droge standaardbodem (10% organisch stof en 25% lutum).

Screening Levels, zoals toegepast in de Verenigde Staten zijn risico gebaseerde concentraties afgeleid van gestandaardiseerde vergelijkingen waarin blootstellingsinformatie en EPA toxiciteitsdata (target cancer risk = $1 \cdot 10^{-6}$, hazard quotient = 1) gecombineerd worden. Ze zijn beschermend voor de mens met inbegrip van kwetsbare groepen. Screening Levels zijn echter niet altijd toepasbaar op alle sites en houden geen rekening met niet humane eindpunten zoals ecologische effecten. Screening levels zijn berekend zonder locatie-specifieke informatie. Screening Levels zijn de facto geen saneringsnormen, en mogen niet als zodanig worden toegepast. Wanneer de screening level niet overschreden wordt, is geen actie vereist, bij overschrijding is een verdere evaluatie van de potentiële risico's aangewezen.

¹⁸ <https://zoek.officielebekendmakingen.nl/stcrt-2013-16675.html>, geraadpleegd in december 2016

¹⁹ <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables-may-2016>, geraadpleegd december 2016

²⁰ <http://cegg-rcqe.ccme.ca/en/index.html#void>, geraadpleegd in december 2016

²¹ <http://mst.dk/media/131857/kvalitetskriterier-jord-og-drikkevand-juni-2015.pdf>, geraadpleegd December 2016

²² overgenomen uit <http://www.renaremark.se/filarkiv/exjobb/2010/A6-Rosen.pdf>

²³ <http://environnement.wallonie.be/legis/solsoussol/sol003.htm>, geraadpleegd december 2016

Canada heeft Human Health Soil Quality Guidelines opgesteld die concentraties voor contaminanten in de bodem geven waarbij of waaronder geen aanzienlijk risico voor de volksgezondheid verwacht wordt (Canadian Council of Ministers of the Environment (2007)). In Canada worden richtlijnen opgesteld voor de mens en voor het ecosysteem, de meest kritische van beide wordt weerhouden als soil quality guideline. De afleiding voor de mens houdt rekening met achtergrondblootstelling afkomstig van lucht, water, bodem, voeding en consumentenproducten. Indirecte blootstellingsroutes veroorzaakt door de verontreinigde bodem zoals vervuild grondwater, vlees, melk en melkproducten, infiltratie in binnenlucht en erosie (depositie) worden tevens beschouwd bij de afleiding van de guidelines.

De Deense kwaliteitscriteria of richtwaarden geven een veilig niveau van verontreiniging waarbij geen negatief effect voor de mens zal optreden. De criteria voor bodem zijn ontwikkeld voor 'zeer gevoelig landgebruik', bijvoorbeeld tuinen en kinderdagverblijven (Rosén, 2010). Het grondwatercriterium is opgesteld voor regio's waar grondwater gebruikt of kan gebruikt worden als drinkwater. Naast gezondheidscriteria worden ook geur en smaak mee in beschouwing genomen.

Zweedse (generieke) bodemkwaliteitscriteria worden vastgesteld op basis van kennis over toxicologische en ecotoxicologische effecten. De criteria zijn beschermend voor gezondheid en milieu bij de meerderheid van de vervuilde locaties, ze kunnen echter niet toegepast worden op alle locaties. Wanneer de generieke criteria niet relevant zijn voor de omstandigheden op een verontreinigde locatie, kunnen specifieke richtlijnen berekend worden rekening houdend met de werkelijke omstandigheden ter plaatse. De criteria zijn ontworpen voor 2 beschermingsniveaus: gevoelig bodemgebruik en minder gevoelig bodemgebruik. Gevoelig bodemgebruik omvat een groot aantal blootstellingsroutes zoals bodemingestie, consumptie van groenten, drinkwater, enzoverder. Deze categorie wordt gebruikt voor alle woningen en openbare ruimtes. Bodemingestie door kinderen, consumptie van groenten of bescherming van het ecosysteem zijn hierbij vaak de beperkende factor. De bodemkwaliteitscriteria zijn zodanig opgesteld dat ze eveneens beschermend werken voor het grondwater. Criteria voor minder gevoelig bodemgebruik geven bescherming aan ecosystemen, grondwater en mensen die niet wonen op de site. De kwaliteit van de bodem beperkt het gebruik tot kantoorgebouwen, wegen en industrie. Blootgestelde groepen mensen werken in het gebied, of zijn tijdelijk op bezoek (kinderen, ouderen). Er wordt ook rekening gehouden met de bescherming van dieren die op bezoek zijn, de teelt van siergewassen en ecosystemen dicht bij het oppervlaktewater. Deze classificatie biedt geen bescherming aan de mens voor het drinken van grondwater (Rosén, 2010). De bodemkwaliteitscriteria geven het hoogst aanvaardbare niveau van contaminatie voor mens en ecosysteem weer.

Wallonië heeft 3 normen voor verschillende types landgebruik, VR (de referentiewaarde of ook achtergrondwaarde) VS (de screening waarde die aangeeft of een bodem als niet verontreinigd mag beschouwd worden en of verder onderzoek nodig is) en VI (de interventiewaarde waarboven verdere actie vereist is). In de tabel is enkel de laatste, de interventiewaarde opgenomen.

4.10. INTEGRATIE EN EVALUATIE

4.10.1. GRONDWATER

Tabel 38 geeft voor grondwater de voorgestelde waarden weer, samen met de huidige Vlarebo-norm. Indien de laagste waarden voor toxiciteit van trichlooretheen gehanteerd worden, dan bedraagt de voorgestelde saneringsnorm 6 µg/l of de wettelijke waarde van 10 µg/l. Indien de hogere waarden voor de toxiciteit van trichlooretheen gehanteerd worden, dan bedraagt de voorgestelde saneringsnorm 10 µg/l (wettelijke waarde) omdat de toxicologische waarde hoger ligt. Er wordt wel opgemerkt dat de wettelijke waarde geldt voor de som van trichlooretheen en tetrachlooretheen (en dat hier in een risicobeoordeling dus rekening mee moet gehouden worden). **Door het beleid is beslist om de wettelijke waarde van 10 µg/l (voor de som van trichlooretheen en tetrachlooretheen) te weerhouden als waarde voor trichlooretheen in grondwater.**

Tabel 38: Integratie van de voorgestelde waarden voor grondwater, trichlooretheen. (Het voorstel is in het vet weergegeven)

	Concentratie (µg/l)
Vlarebo	70
Normvoorstel	6 / 10
streefwaarde	0,5

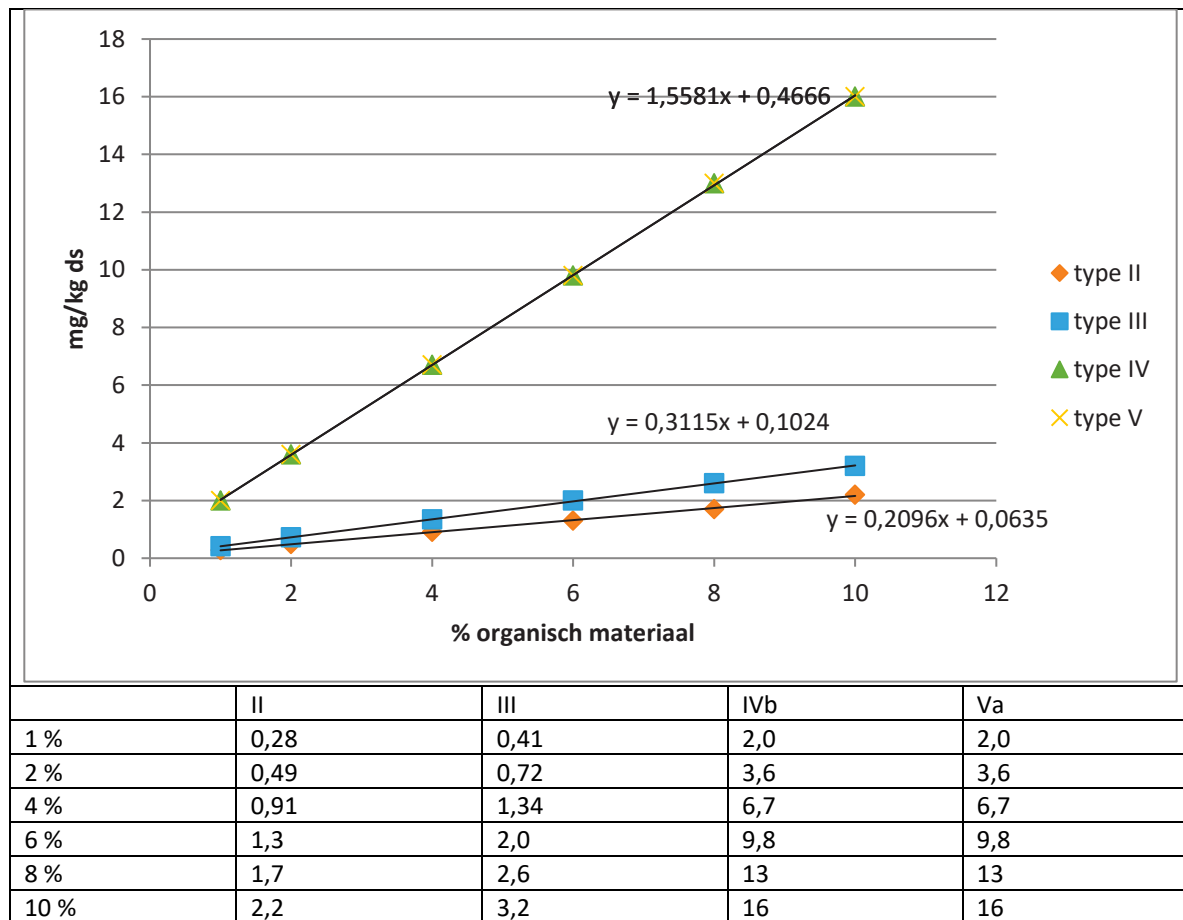
4.10.2. BODEM

Tabel 39 geeft voor bodem de voorgestelde waarden weer, samen met de huidige Vlarebo-norm. Alleen de rekenresultaten waarbij de achtergrond via voeding meegenomen is, zijn opgenomen. De ecotoxicologisch onderbouwde waarden zijn minder streng of vergelijkbaar met de humaan toxicologisch onderbouwde waarden. **Door het beleid is beslist om voor de optie van minder strenge toetsingswaarden (Tabel 31) in combinatie met richtwaarde binnenlucht te kiezen, hiermee liggen de waarden voldoende ver van de streefwaarde.** Er is wel een verlaging van de waarden ten opzichte van de huidige Vlarebo-normen.

Tabel 39: Integratie van de voorgestelde waarden voor bodem, trichlooretheen (mg/kg ds). (Het voorstel is in het vet weergegeven)

	II	III	IV	V
Vlarebo	0,65	1,4	10	10
Voorstel humaan tox volgens Tabel 30				
Richtwaarde binnenlucht	0,009	0,009	0,07	0,38
Toxicologische waarde binnenlucht	0,009	0,009	0,07	0,13
Voorstel humaan tox volgens Tabel 31				
Richtwaarde binnenlucht	0,49	0,72	3,6	3,6
Toxicologische waarde binnenlucht	0,49	0,72	0,78	1,55
Voorstel ecotox	3	3	3	50
Integratie voorstel carcinogeen				
Streefwaarde	0,02	0,02	0,02	0,02

De omrekening van de voorgestelde – humaan toxicologisch onderbouwde – normen in functie van het gehalte organisch materiaal is opgenomen in Figuur 7. Hiervoor werd het standaard bodemtype (generic soil in S-Risk) genomen en werd alleen het gehalte organisch materiaal gewijzigd.



Figuur 15: Variatie van de voorgestelde normen in functie van organisch materiaal, tetrachloormethaan

4.10.3. VOORSTEL VOOR RICHTWAARDEN

De **richtwaarde in bodem** wordt berekend als het gemiddelde van de streefwaarde en de bodemsaneringsnorm type II: $(0,02 + 0,49)/2 = 0,26$. Deze waarde wordt vergeleken met de bodemsaneringsnorm type II bij 1 % organisch materiaal: 0,28 mg/kg ds. 80 % hiervan komt overeen met 0,22. Anderzijds, indien de lineaire omrekening zoals in Vlarebo gehanteerd wordt $(0,49/2)$, mag de richtwaarde maximaal 0,20 mg/kg ds bedragen. Indien de nieuwe normvoorstellen in Vlarebo worden geïmplementeerd, zou de nieuwe richtwaarde dus 0,20 mg/kg ds worden. De huidige richtwaarde bedraagt 0,26 mg/kg ds.

Voor grondwater bedraagt de huidige richtwaarde 5 µg/l.

HOOFDSTUK 5. 1,1,1-TRICHOORETHAAN

5.1. IDENTIFICATIE

1,1,1-trichloorethaan	
synoniemen Nederlands:	methylchloroform
naamgeving Engels:	1,1,1-trichloroethane, methyl chloroform
CAS-nummer:	71-55-6
EINECS-nummer:	200-756-3
EC-indexnummer:	602-013-00-2
formule:	C ₂ H ₃ Cl ₃
molmassa:	133,40
omrekening:	1 ppm = 5,4 mg/m ³ (20°C)

5.2. GEDRAG IN BODEM EN FYSICOCHEMISCHE EIGENSCHAPPEN

5.2.1. GEDRAG IN BODEM

Het belangrijkste proces dat het lot van 1,1,1-trichloorethaan in het milieu bepaalt, is verdamping, zowel vanuit oppervlaktewater als vanuit de bodem. 1,1,1-Trichloorethaan heeft een matige oplosbaarheid, en zal vanuit de dampfase in de lucht gedeeltelijk oplossen in regen en zo op de bodem terecht komen. Men gaat ervan uit dat de stof die via regen uit de lucht wordt verwijderd snel opnieuw zal verdampen (ATSDR, 2006).

Experimentele log K_{oc}-waarden zijn laag. Men kan dan ook verwachten dat 1,1,1-trichloorethaan een hoge mobiliteit heeft in de bodem en zal uitloggen naar het grondwater. 1,1,1-Trichloorethaan zal niet aanzienlijk adsorberen aan sediment.

Incubatie van 1,1,1-trichloorethaan in bodem onder aerobe omstandigheden leverde geen meetbare biodegradatie op. Wanneer micro-organismen eerst werden geactiveerd door methaan te gebruiken als voedingsbron, trad 46% biodegradatie op in 6 dagen. Anaerobe biodegradatie is langzaam (6% in 6 dagen) (ATSDR, 2006)

5.2.2. FYSICOCHEMISCHE EIGENSCHAPPEN

→ Oplosbaarheid (S)

Een overzicht van de waarden voor de oplosbaarheid, afkomstig uit overzichtswerken en primaire literatuur, is opgenomen in bijlage B. De gemiddelde oplosbaarheid berekend uit deze gegevens en de standaarddeviatie zijn opgenomen in Tabel 40.

Tabel 40: Gemiddelde oplosbaarheid (mg/l) van 1,1,1-trichloorethaan, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)

temperatuur	bron	gemiddelde (standaarddeviatie)	n
normering Vlarebo (2008)			
20 °C	Gemiddelde van 6 gegevens, in <i>stoffenfiche</i> (Cornelis et al., 2013)	1020	-
literatuur			
experimenteel			
10 °C	experimentele waarden bijlage B	1746 (48)	3
20 °C	experimentele waarden bijlage B	1505 (612)	10
25 °C	experimentele waarden bijlage B	1430 (168)	7
berekend			
25 °C	berekende waarden bijlage B	1931 (1099)	3
onbekend			
25 °C	waarde bijlage B	1304	1

Voor de berekening van de bodemsaneringsnormen opgenomen in Vlarebo (2007) werd gebruik gemaakt van een oplosbaarheid van 1020 mg/l bij 20°C. Deze waarde is een gemiddelde van 6 gegevens.

Van één waarde (1304 mg/l bij 25°C) is niet geweten of het om een gemeten of berekende oplosbaarheid gaat. Bij 25°C zijn 7 experimentele waarden van oplosbaarheid gevonden. Het gemiddelde van de berekende waarden heeft een zeer grote standaarddeviatie, die te wijten is aan de bijdrage van één zeer hoge berekende waarde (3200 mg/l). We stellen voor **de gemiddelde experimentele waarde van 1430 mg/l (25°C) te hanteren voor de herziening van de normen**. We kiezen voor een waarde bij 25 °C omdat voor dampdruk de meeste informatie beschikbaar is bij 25 °C en de gegevens op die manier consistent zijn.

→ Dampdruk (Vp)

Een overzicht van de waarden voor de dampdruk, afkomstig uit overzichtswerken en primaire literatuur, is opgenomen in bijlage B. De gemiddelde dampdruk berekend uit deze gegevens en de standaarddeviatie zijn opgenomen in Tabel 41.

Tabel 41: Gemiddelde dampdruk (Pa) van 1,1,1-trichloorethaan, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)

temperatuur	bron	gemiddelde (standaarddeviatie)	n
normering Vlarebo (2008)			
20 °C	Gemiddelde van 6 gegevens, in <i>stoffenfiche</i> (Cornelis et al., 2013)	14346	-
literatuur			
25 °C	berekend volgens Antoine-vergelijking, zie bijlage B	16550 (715)	5
25 °C	experimentele waarden + berekend volgens Antoine-vergelijking, zie bijlage B	16540 (640)	6

Voor de actuele berekening van de bodemsaneringsnormen werd gebruik gemaakt van een dampdruk van 14346 Pa (20°C). Deze waarde is een gemiddelde van 6 gegevens.

Er is slechts één experimentele waarde gevonden die gemeten is bij 25°C, namelijk 16490 Pa. De gemiddelde dampdruk van data berekend met de Antoine-vergelijking ligt iets hoger en bedraagt 16550 Pa (± 715 , $n=5$). De gemiddelde dampdruk bij 25°C op basis van de ene experimentele waarde én data berekend met de Antoine-vergelijking is 16540 Pa. **Omwille van consistentie van data voor oplosbaarheid en dampdruk, stellen we voor om de gemiddelde dampdruk van 16540 Pa bij 25 °C te nemen**, gebaseerd op één experimentele waarde én data berekend met de Antoine-vergelijking.

→ Henry-coëfficiënt (H)

Een overzicht van de waarden voor de Henry-coëfficiënt, afkomstig uit overzichtswerken en primaire literatuur, is opgenomen in bijlage B. De gemiddelde Henry-coëfficiënt berekend uit deze gegevens en de standaarddeviatie zijn opgenomen in Tabel 42.

Tabel 42: Gemiddelde Henry-coëfficiënt (Pa.m³/mol) van 1,1,1-trichloorethaan, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)

temperatuur	bron	gemiddelde (standaarddeviatie)	n
normering Vlarebo (2008)			
10 °C	<i>Regressie op basis van 23 metingen, in stoffenfiche (Cornelis et al., 2013)</i>	726	-
literatuur			
experimenteel			
10 °C		830 (125)	5
20 °C		1440 (228)	14
25 °C		1576 (566)	15
Berekend (dampdruk/oplosbaarheid)			
10 °C		-	-
20 °C		720	1
25 °C		2875	1

Voor de berekening van de bodemsaneringsnormen opgenomen in Vlarebo (2007) werd gebruik gemaakt van een Henry-coëfficiënt van 726 Pa.m³/mol bij 10°C. Deze waarde is bepaald op basis van een regressie van 23 metingen.

De gemiddelde experimentele Henry-coëfficiënt bij 10°C, 20°C en 25°C bedraagt respectievelijk 830, 1440, en 1576 Pa.m³/mol. Warneck (2007) berekende Henry-coëfficiënten van 857 Pa.m³/mol (10°C), 1338 Pa.m³/mol (20°C) en 1653 Pa.m³/mol (25°C). Deze waarden leunen dicht aan bij de gemiddelde experimentele waarden bij de overeenkomstige temperaturen.

De Henry-coëfficiënt bij 20°C en 25°C, berekend uit experimentele dampdruk en oplosbaarheid is respectievelijk de helft (720 Pa.m³/mol) en bijna het dubbele (2875 Pa.m³/mol) van de gemeten waarde bij de overeenkomstige temperatuur. Een aldus berekende Henry-coëfficiënt bij 10°C werd niet gevonden in de literatuur.

Aangezien een gemiddelde experimentele waarde beschikbaar is voor zowel 10°C als 25°C, stellen we voor **de Henry-coëfficiënt van 830 Pa.m³/mol (10°C) te gebruiken voor de normering**.

→ Octanol-water verdelingscoëfficiënt (log K_{ow})

Een overzicht van de waarden voor de octanol-water verdelingscoëfficiënt, afkomstig uit overzichtswerken en primaire literatuur, is opgenomen in bijlage B. De logaritmisches gemiddelde octanol-water verdelingscoëfficiënt berekend uit deze gegevens en de standaarddeviatie zijn opgenomen in Tabel 43.

Tabel 43: Gemiddelde log K_{ow} van 1,1,1-trichloorethaan, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)

bron	gemiddelde (standaarddeviatie)	n
normering Vlarebo (2008)		
Gemiddelde van 12 gegevens, in stoffenfiche (Cornelis et al., 2013)	2,45	-
literatuur		
experimenteel	2,42 (0,12)	5
QSAR/berekend	2,3 (0,26)	4
onbepaald	2,17	1
alles	2,35 (0,19)	10

Voor de berekening van de bodemsaneringsnormen zoals opgenomen in Vlarebo (2007) werd gebruik gemaakt van een log K_{ow} van 2,45. Deze waarde is een gemiddelde van 12 gegevens. **We stellen voor een waarde van 2,42 (K_{ow} = 263) te hanteren voor de herziening van de normen, als gemiddelde van de experimentele waarden.**

→ Verdelingscoëfficiënt organische koolstof – water (log K_{oc})

Een overzicht van de waarden voor de koolstof-water verdelingscoëfficiënt, afkomstig uit overzichtswerken en primaire literatuur, is opgenomen in bijlage B. De logaritmisches gemiddelde koolstof-water verdelingscoëfficiënt berekend uit deze gegevens en de standaarddeviatie is opgenomen in Tabel 44.

Tabel 44: Gemiddelde log K_{oc} van 1,1,1-trichloorethaan, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)

bron	gemiddelde (standaarddeviatie)	n
normering Vlarebo (2008)		
Gemiddelde van 12 gegevens, in stoffenfiche (Cornelis et al., 2013)	2,01	-
literatuur		
Experimenteel bodem	2,01 (0,69)	8
Experimenteel sediment (zoet water)	1,99	1

Voor de berekening van de bodemsaneringsnormen zoals opgenomen in Vlarebo (2007) werd gebruik gemaakt van een log K_{oc} van 1,94 (US-EPA, 2014).

In haar richtsnoer 106 voor het bepalen van bodemadsorptie/desorptie beveelt de OESO aan bodems te gebruiken met minstens 0,3 % organisch koolstof (OESO, 2000). Bodems en sediment waarvan het gerapporteerde OC-gehalte < 0,3 % werden dan ook niet meegenomen in de berekening van de gemiddelde K_{oc}.

De experimentele waarde van 1,99 voor sediment is het gemiddelde van 7 waarden gemeten in de Leie bij temperaturen van 2,3 - 25 °C.

We stellen voor een waarde van 2,01 (Koc =102) te hanteren voor de herziening van de normen, als gemiddelde van de experimentele waarden voor bodem.

→ **Verdelingscoëfficiënt octanol-lucht**

Voor de verdelingscoëfficiënt octanol-lucht hebben we maar 1 experimentele waarde teruggevonden in Mackay *et al.* (2006). Deze auteurs verwijzen naar Abraham *et al.* (2001) met een gerapporteerde log K_{oa} van 2,7. We stellen voor de K_{oa} te laten berekenen in S-Risk.

5.3. VOORKOMEN IN HET MILIEU

5.3.1. BODEM

1,1,1-Trichloorethaan komt van nature niet voor in de bodem.

5.3.2. LUCHT

→ **Buitenlucht**

In de huidige normering is de achtergrondconcentratie van 1,1,1-trichloorethaan in lucht gelijk aan 0,3 µg/m³.

VMM (2014b) maakt melding van een jaargemiddelde concentratie van 0,1 µg/m³, gemeten in 2013. Deze waarde wordt aangenomen voor buiten- en binnenlucht.

→ **Binnenlucht**

Er werden geen gegevens gevonden voor 1,1,1-trichloorethaan in binnenlucht.

5.3.3. DRINKWATER

Er zijn geen concentraties in drinkwater teruggevonden. De achtergrondconcentratie in drinkwater wordt gelijk gesteld aan nul.

5.3.4. VOEDING

In de huidige normering is de achtergrond via voeding gelijk aan 7.10⁻⁵ mg/kg.d.

De US Food and Drug Administration (2006) heeft van 1991 tot 2003 1,1,1-trichloorethaan bepaald in een aantal voedingsmiddelen. In 2003 werden 19 levensmiddelen geanalyseerd, waarvan 18 traceerbare hoeveelheden bevatten <LOQ en >LOD, en 1 een concentratie bevatte > LOQ. Wanneer al deze concentraties gecombineerd worden met het voedselconsumptiepatroon voor de Belgische bevolking (beschikbaar op de website van EFSA via <http://www.efsa.europa.eu/en/food-consumption/comprehensive-database> - chronisch, level 1), worden innames berekend van 2,9.10⁻⁴ mg/kg.d, 2,3.10⁻⁴ mg/kg.d, 6,4.10⁻⁵ mg/kg.d en 5,3.10⁻⁵ mg/kg.d voor peuters (12-35 maanden), andere kinderen (36 maanden-9 jaar), adolescenten (10-17 jaar) en volwassenen (18-64 jaar).

In een recente studie werd de aanwezigheid van 1,1,1-trichloorethaan gemeten in 377 voedingsmiddelen die op de Belgische markt beschikbaar zijn (Medeiros Vinci *et al.*, 2015). De maximale concentraties in positieve stalen varieerden van 0,1 tot 0,7 mg/kg. Deze laatste werd gemeten in kant-en-klare maaltijden. Het percentage van voorkomen lagen het hoogst bij sauzen (79%) en kant-en-klare maaltijden (47%).

Op basis van de gemeten concentraties en het voedselconsumptiepatroon van Belgische volwassenen kunnen we een inname berekenen van $5,05 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d (geen drinkwater). Voor peuters, andere kinderen, en adolescenten bedragen de berekende innames respectievelijk $1,92 \cdot 10^{-2}$ mg/kg.d, $1,54 \cdot 10^{-2}$ mg/kg.d en $5,33 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d. Deze innameschattingen zijn gebaseerd op maximale concentraties, en geven bijgevolg vermoedelijk een ruime overschatting.

Wanneer we rekening houden met het percentage positieve stalen, en de niet-gedetectedeerde concentraties gelijk stellen aan nul, krijgen we een totale innameschatting (zonder drinkwater) van 1,1,1-trichloorethaan van $1,36 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d voor volwassenen. Voor peuters, andere kinderen, en adolescenten bedragen de berekende innames respectievelijk $5,88 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d, $4,64 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d en $1,44 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d.

Tabel 45: Berekende innames en hieruit afgeleide innames voor de verschillende leeftijdsgroepen in S-Risk voor 1,1,1-trichloorethaan door de Belgische bevolking op basis van concentratiedata gemeten door Medeiros Vinci *et al.* (2015) (maximaal en gemiddeld) en consumptiedata van EFSA.

Leeftijd EFSA	Inname (mg/kg.d)	Leeftijd S-Risk (jaar)	Inname max – gem (mg/kg.d)
12-35 maanden	$5,88 \cdot 10^{-3}$	1 - < 3	$5,88 \cdot 10^{-3}$ - $3,47 \cdot 10^{-3}$
36 maanden- 9 jaar	$4,64 \cdot 10^{-3}$	3 - < 6	$4,64 \cdot 10^{-3}$ - $2,74 \cdot 10^{-3}$
10-17 jaar	$1,44 \cdot 10^{-3}$	6 - < 10	$4,64 \cdot 10^{-3}$ - $2,74 \cdot 10^{-3}$
18-64 jaar	$1,36 \cdot 10^{-3}$	10 - < 15	$1,44 \cdot 10^{-3}$ - $8,76 \cdot 10^{-4}$
		15 - < 21	$1,44 \cdot 10^{-3}$ - $8,29 \cdot 10^{-4}$
		21- < 31, 31- < 41, 41 - < 51, 51- < 61 en > 61	$1,36 \cdot 10^{-3}$ - $7,82 \cdot 10^{-4}$

Op basis van de gemeten data van de Belgische studie²⁴ voor 1,1,1-trichloorethaan hebben we een gemiddelde concentratie berekend per voedingsmiddelengroep. De totale inname (zonder drinkwater) op basis van deze gemiddelde concentraties en % voorkomen, bedraagt $7,82 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.d voor volwassenen, $3,47 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d voor peuters, $2,74 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d voor andere kinderen en $8,76 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.d. voor adolescenten. De innameschattingen op basis van gemiddelde waarden liggen per leeftijdscategorie ongeveer 1,7x lager dan de innameschattingen op basis van maximale waarden. Het zijn deze waarden die we gebruiken voor de normberekening, zie ook Tabel 45.

5.4. OVERDRACHT NAAR PLANTEN

De overdracht naar planten wordt berekend in S-Risk.

²⁴ Persoonlijke communicatie J. Van Loco, FOD Volksgezondheid RT-project nr. 08/2 BENZENE, Benzeen in voedingsmiddelen, een samenwerking van het WIV en de UGent.

5.5. OVERDRACHT NAAR DIERLIJKE PRODUCTEN

De overdracht naar vlees en zuivelproducten wordt berekend in S-Risk op basis van de stoffeigenschappen. Voor eieren vereist S-Risk de invoer van transferfactoren. Er werden geen experimentele transferfactoren van bodem en/of voeder naar ei teruggevonden. Een bovengrens (P95) van de biotransferfactor (BTF) voor stoffen met een log Kow tussen 2 en 3, afgeleid van Leeman et al. (2007) is 1,06 (Cornelis & Touchant, 2016a). Deze BTF-waarde wordt voorlopig overgenomen voor de normering.

5.6. TOXICOLOGIE

5.6.1. TOXICOLOGISCHE TOETSINGSWAARDEN

Het overzicht van de toxicologische toetsingswaarden voor 1,1,1-trichloorethaan is opgenomen in Tabel 46.

Tabel 46: Overzicht van huidige en voorgestelde toxicologische toetsingswaarden voor 1,1,1-trichloorethaan

	niet-carcinogeen			carcinogeen		
	oraal (mg/kg.d)	inhalatoir (mg/m ³)	dermaal (mg/kg.d)	oraal (mg/kg.d) ⁻¹	inhalatoir (mg/m ³) ⁻¹	dermaal (mg/kg.d) ⁻¹
huidig						
systemisch	5,8.10 ⁻¹ (WHO, 1996)	0,82 (Hassauer <i>et al.</i> , 1993)	5,8.10 ⁻¹	-	-	-
voorgesteld						
systemisch	6.10 ⁻¹ (WHO, 2003a)	1 (OEHHA, 2006b)	6.10 ⁻¹	-	-	-
lokaal	-	-	-	-	-	-

In de achtergrondgegevens van de huidige bodemsaneringsnormen wordt 1,1,1-trichloorethaan beschouwd als een niet-carcinogeen met als toxicologische criteria een TDI_{oraal} van 0,580 mg/kg. (WHO, 1996) en een TCL van 8,2.10⁻⁴ g/m³ (Hassauer *et al.*, 1993). Blootstelling aan 1,1,1-trichloorethaan geeft bij proefdieren aanleiding tot systemische effecten, vnl. neurotoxiciteit en afname van het lichaamsgewicht. Lokale effecten werden nog niet vastgesteld in dierproeven noch na humane blootstelling.

Zowel WHO als US-EPA en ATSDR nemen een 90 dagen durende orale dieetstudie bij ratten van NTP (2000) als vertrekpunt voor het afleiden van een toetsingswaarde voor 1,1,1-trichloorethaan. Significant gewichtsverlies gemeten zowel bij vrouwelijke als bij mannelijke ratten blootgesteld aan 600 mg/kg.d vormt het uitgangspunt voor WHO (2003a) voor het afleiden van de niet-carcinogene orale TDI van 0,6 mg/kg.d (met toepassing van veiligheidsfactoren van 10 voor intraspeciesverschillen, 10 voor interspeciesverschillen en 10 voor omrekenen van subchronische data naar chronische). Deze TDI wordt geselecteerd voor de normering.

Het huidige voorstel voor de niet-carcinogene inhalatoire TCL van 1 mg/m³ is gebaseerd op de chronische REL (1 mg/m³) bepaald door OEHHA (2006b), die op zijn beurt werd afgeleid op basis van neurotoxiciteit uit een studie met woestijnratten die gedurende 3 maanden continu werden blootgesteld (Rosengren *et al.*, 1985). Vanuit het voorzorgsprincipe werd ervoor geopteerd een TCL voor te stellen die lager is dan de subchronische MRL van 3,8 mg/m³ afgeleid door ATSDR (2006).

IARC (indeling in groep 3), de EU en WHO beschouwen 1,1,1-trichloorethaan niet als carcinogeen voor de mens en voor proefdieren. US-EPA heeft geen eenheidsrisico afgeleid omdat de beschikbare testresultaten ontoereikend zijn voor het inschatten van het carcinogene karakter van 1,1,1-trichloorethaan.

5.6.2. AFGELEIDE TOXICOLOGISCHE TOETSINGSWAARDEN IN LUCHT EN DRINKWATER

→ Lucht

1,1,1-trichloorethaan wordt niet beschouwd als een carcinogene stof via inademing.

De TCL op basis van niet-carcinogene effecten bedraagt 1 mg/m³. Deze waarde wordt geselecteerd als toetsingswaarde voor de concentratie van 1,1,1-trichloorethaan in lucht (1 mg/m³).

→ Drinkwater

In de huidige normering is de limietwaarde voor drinkwater gelijk aan 2 mg/l. 1,1,1-trichloorethaan wordt niet beschouwd als een carcinogene stof via orale inname.

WHO acht het niet nodig een formele advieswaarde voor drinkwater af te leiden omdat zij van mening is dat de concentraties die gemeten worden in drinkwater (meestal < 20 µg/l) ver beneden de waarde ligt die aanleiding geeft tot bezorgdheid over de gezondheid. Het aandeel van andere bronnen dan drinkwater in de blootstelling aan 1,1,1-trichloorethaan lijkt toe te nemen. WHO vermeldt dat een waarde van 2 mg/l kan worden afgeleid die gebaseerd is op een TDI van 0,6 mg/kg (WHO, 2011).

In het huidige normeringsvoorstel behouden we de TDI voor niet-carcinogene effecten van WHO, met dien verstande dat deze door WHO naar boven is afgerond van 0,58 mg/kg.d (WHO, 1996) naar 0,6 mg/kg.d (WHO, 2003a).

De waarde van 2 mg/l wordt weerhouden als toxicologische toetsingswaarde voor 1,1,1-trichloorethaan in drinkwater.

5.6.3. ABSORPTIEFACTOREN

→ Oraal

De orale absorptiefactor wordt gelijkgesteld aan 1 (Geerts et al., 2011).

→ Dermaal via bodem

De dermale absorptiefactor vanuit bodem wordt gelijkgesteld aan 0 (verwaarloosbare absorptie, aanbeveling US-EPA Region III: 0,05 %).

→ Dermaal via water

Fan (2007) bepaalde de dermale absorptie in water van 1,1,1-trichloorethaan na onderdompeling van hand en voorarm van vrijwilligers gedurende 30 en 60 minuten, bij reële concentraties (Fan *et al.*, 2007). De gemiddelde Kp-waarde bedroeg 0,167 cm/hr met een variatiecoëfficiënt van 0,26 cm/hr. Wilschut (1995) maakt melding van een experimentele *in vitro* bepaalde Kp-waarde voor 1,1,1-trichloorethaan van 0,0045 cm/hr (Wilschut *et al.*, 1995).

We geven de voorkeur aan de humane studie van Fan (2007) waarin een **Kp-waarde van 0,167 cm/hr** gemeten is bij reële concentraties.

5.7. WETTELIJKE LIMIETEN

5.7.1. BUITENLUCHT EN BINNENLUCHT

Buitenlucht

Er zijn geen wettelijke waarden voor 1,1,1-trichloorethaan in buitenlucht. In Nederland gelden de volgende beleidsmatig vastgestelde waarden voor 1,1,1-trichloorethaan in buitenlucht (RIVM):

Streefwaarde met verwaarloosbaar risico (VR): 3,8 µg/m³

Maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR): 380 µg/m³.

Binnenlucht

Er is geen wettelijke Belgische norm voor 1,1,1-trichloorethaan in binnenlucht (BS, 2004).

5.7.2. DRINKWATER

Er is geen Belgische wettelijke waarde voor 1,1,1-trichloorethaan in drinkwater (BS, 2003). Nederland hanteert een voorlopige MTR-waarde van 7 mg/l, in afwachting van een Europese norm (Fleuren *et al.*, 2009).

5.7.3. VOEDING EN VOEDER

Er zijn geen wettelijke limieten voor de concentraties van 1,1,1-trichloorethaan in voeding (EG, 2006a) of veevoeder (EG, 2002).

5.8. BEREKENING VAN DE NORM

5.8.1. BEREKENINGEN

De berekeningen van de bodemsaneringsnormen werden uitgevoerd met S-Risk versie 1.1.4. Applicatie I voor de berekeningen, Applicatie II met aangepaste bufferspace (0,75 m) voor interpretatie blootstellingsroutes en blootstellingswegen.

5.8.2. GRONDWATER

Het voorstel voor saneringsnorm in grondwater bedraagt 2000 µg/l. Deze waarde komt overeen met de toxicologisch bepaalde toetsingswaarde voor drinkwaterkwaliteit. De huidige saneringsnorm voor grondwater bedraagt 500 µg/l. De herkomst van deze waarde kan niet getraceerd worden.

De voorgestelde waarde voor de saneringsnorm (2000 µg/l) ligt hoger dan de streefwaarde voor grondwater van 1 µg/l.

1,1,1-trichloorethaan is echter momenteel de facto een 'screeningsparameter' voor de afbraakparameters (en ook voor 1,4-dioxaan). Voor de afbreekparameters zijn geen normen opgenomen, en ze worden in de courante praktijk ook niet gemeten. Daarom is het niet aangewezen om de norm te verhogen (beleidsbeslissing).

5.8.3. BODEM

De vergelijking tussen de huidige bodemsaneringsnormen voor 1,1,1-trichloorethaan (Vlaamse Regering, 2007) en de herrekenende bodemsaneringsnormen is opgenomen in Tabel 47. Er is gerekend voor één type eindpunten: systemisch met drempel. De resultaten voor deze afzonderlijke eindpunten zijn weergegeven in de tabel, evenals de resultaten indien limieten in lucht of drinkwater zouden resulteren in een lagere bodemsaneringsnorm. Voor voeding werd de Belgische schatting (gemiddelde waarden) te weerhouden

Tabel 47: Berekenende bodemsaneringsnormen voor 1,1,1-trichloorethaan (mg/kg droge stof). (Het voorstel is in het vet weergegeven). Het voorstel werd berekend bij een toetsingswaarde in lucht van 1000 µg/m³ (TCL op basis van niet-carcinogene effecten).

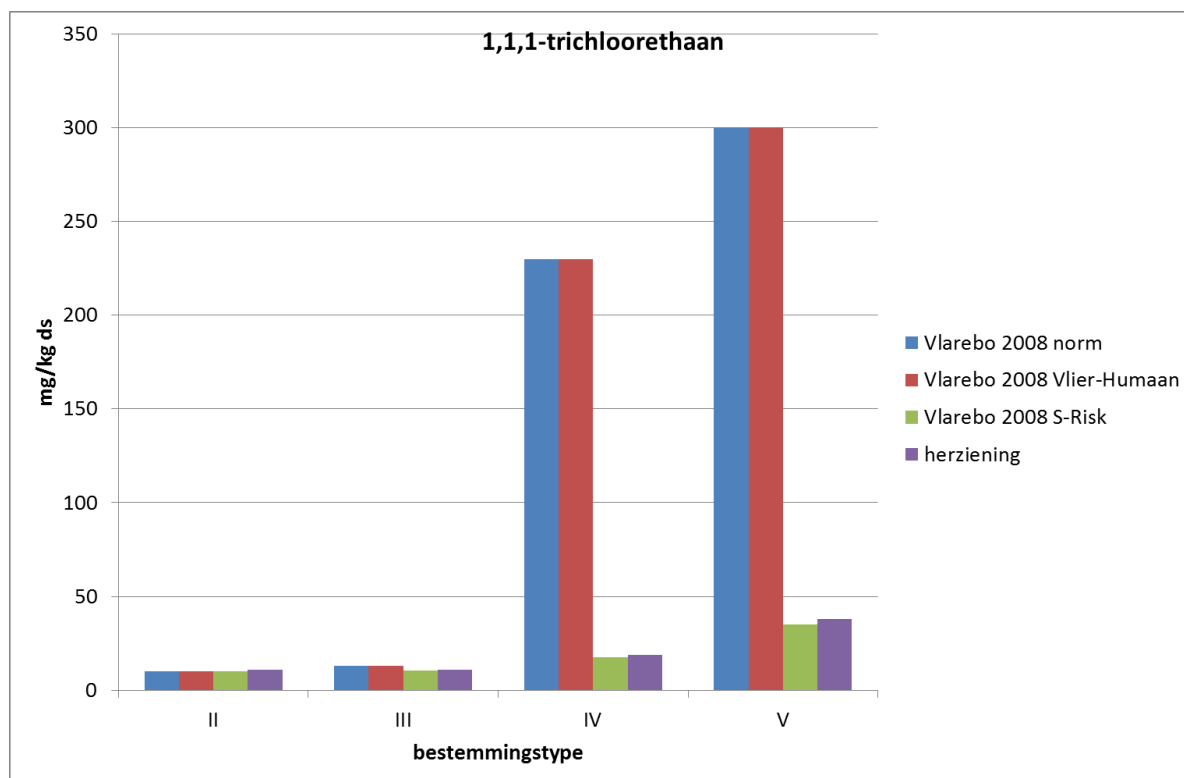
	II	III	IV	V
Vlarebo	10	13	230	300
onderbouwing normen Vlarebo 2008				
tox	10	13	230	300
bijstell				
S-Risk gegevens normen Vlarebo 2008				
S-Risk				
tox	10	10	414600 (IVa)	122 (Va)
bijstell			72 (IVb)	35 (binnenlucht) 817 (Vb)
bijstell			18 (binnenlucht)	35 (binnenlucht)
herziening (dit rapport)				
S-Risk				
tox	11 (drempel)	11 (drempel)	IVa 421200 (drempel)	Va 131 (drempel)
			IVb 76 (drempel)	Vb 872 (drempel)
bijstell	-	-	IVb 19 (binnenlucht)	Va en Vb 38 (binnenlucht)

vet: (weerhouden) waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van tox waarden

vet onderlijnd: weerhouden waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van bijsstelling

-: de concentratie-indexen zijn niet kritisch, er is geen bijsstelling nodig

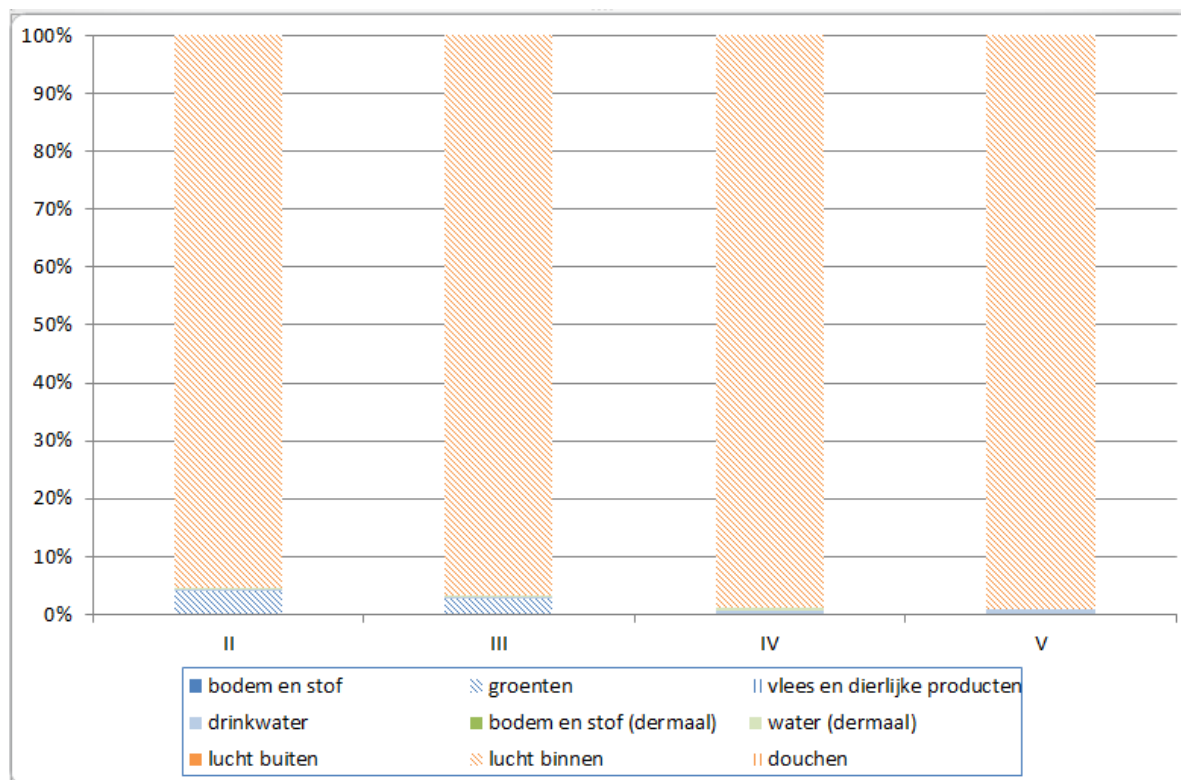
De vergelijking van de bekomen voorstellen voor bodemsaneringsnormen ten opzichte van de resultaten met de stoffengegevens volgens de normen opgenomen in Vlarebo (2007) is weergegeven in Figuur 16.



Figuur 16: Vergelijking van de nieuw voorgestelde bodemsaneringsnormen (herziening) met huidige waarden (Vlarebo 2008 norm en Vlarebo 2008 Vlier-Humaan) en berekeningen S-Risk met huidige stoffengegevens (Vlarebo 2008 S-Risk) voor 1,1,1-trichloorethaan.

De nieuw voorgestelde bodemsaneringsnormen voor type II en III zijn vergelijkbaar met de huidige waarden. Dit is een gevolg van de daling van de orale en dermale blootstelling in de S-Risk berekeningen in vergelijking met Vlier-Humaan, gecompenseerd door de stijging van de blootstelling via inademing. Bij de types IV en V is er een sterke daling, dit is het gevolg van de toename van de blootstelling via inademing. De toxicologische data zijn immers nauwelijks gewijzigd.

De bijdrage van de blootstellingswegen tot het risico voor de verschillende bestemmingstypes is opgenomen in Figuur 17. De achtergrondblootstelling is verwaarloosbaar (minder dan 1 % van de toxicologische toetsingswaarde).



Figuur 17: Bijdrage van de blootstellingswegen tot het globale risico voor 1,1,1-trichloorethaan (blauw: oraal, groen: dermaal, oranje: inademing)

5.8.4. ECOTOXICOLOGISCHE TOETSINGSWAARDEN

Een gedetailleerde toelichting bij de ecotoxicologische toetsingswaarden is opgenomen in 0. Voor 1,1,1-trichloorethaan zijn er weinig gegevens:

SRC_{eco}: 10 mg/kg ds (de Jong *et al.* (2007)); niveau met 50 % effect

MPC: 0,15 mg/kg ds (de Jong *et al.* (2007)); geen effectniveau

De databank waarop deze gegevens gebaseerd zijn, is zeer beperkt. Vergelijking met de humaan toxicologische waarden geeft aan dat ecotoxicologisch onderbouwde criteria mogelijk strenger zouden zijn. De SRC is bepaald op basis van aquatische data en evenwichtspartitie. Voor bodem waren alleen geschikte gegevens voor bodemrespiratie beschikbaar. De bekomen SRC lag in dezelfde grootteorde als de SRC op basis van aquatische data.

5.8.5. STREEFWAARDEN

De streefwaarden voor de bodemkwaliteit van 1,1,1-trichloorethaan zijn 0,02 mg/kg ds in bodem en 1 µg/l in grondwater (Vlarebo²⁵).

²⁵ <https://navigator.emis.vito.be/mijn-navigator?wold=23677>, december 2016

5.9. VERGELIJKING MET BUITENLANDSE NORMEN

Tabel 48 geeft een overzicht van enkele normen voor bodem en grondwater in Wallonië en het buitenland voor 1,1,1-trichloorethaan.

Tabel 48: Normen voor bodem en grondwater in Wallonië en het buitenland voor 1,1,1-trichloorethaan.

Land (datum meest recente publicatie)	Norm	Grond (mg/kg.ds)	Grondwater (µg/l)
Nederland²⁶ (2009)	Interventiewaarde	15	300
Verenigde Staten²⁷ (2016)	Screening Level (target cancer risk = 1.10^{-6} , hazard quotient = 1)	8100 (<i>resident soil</i>) 36 000 (<i>industrial soil</i>)	2800
Canada²⁸ (1991)	Soil Quality Guideline	0,1 (<i>agricultural</i>) 5 (<i>residential/parkland</i>) 50 (<i>commercial</i>) 50 (<i>industrial</i>)	
Denemarken (2015)²⁹	Jord & Grundvands kvalitetskriterium	200	1
Zweden (2008)³⁰	Soil quality criteria	5 (<i>sensitive land use</i>) 30 (<i>less sensitive land use</i>)	
Wallonië³¹ (2009)	Normes	9 (<i>I naturel</i>) 6 (<i>II agricole</i>) 17 (<i>III résidentiel</i>) 17 (<i>IV récréatif ou commercial</i>) 158 (<i>V industriel</i>)	8450

De Nederlandse interventiewaarden bodemsanering geven aan wanneer de functionele eigenschappen die de bodem heeft voor de mens, dier en plant ernstig zijn verminderd of dreigen te worden verminderd. Ze zijn representatief voor het verontreinigingsniveau waarboven sprake is van een geval van ernstige (bodem)verontreiniging. De interventiewaarden grond gelden voor een droge standaardbodem (10% organisch stof en 25% lutum).

Screening Levels, zoals toegepast in de Verenigde Staten zijn risico gebaseerde concentraties afgeleid van gestandaardiseerde vergelijkingen waarin blootstellingsinformatie en EPA toxiciteitsdata (target cancer risk = 1.10^{-6} , hazard quotient = 1) gecombineerd worden. Ze zijn beschermend voor de mens met inbegrip van kwetsbare groepen. Screening Levels zijn echter niet altijd toepasbaar op alle sites en houden geen rekening met niet humane eindpunten zoals ecologische effecten. Screening levels zijn berekend zonder locatie-specifieke informatie. Screening Levels zijn de facto geen saneringsnormen, en mogen niet als zodanig worden toegepast. Wanneer de screening level niet overschreden wordt, is geen actie vereist, bij overschrijding is een verdere evaluatie van de potentiële risico's aangewezen.

²⁶ <https://zoek.officielebekendmakingen.nl/stcrt-2013-16675.html>, geraadpleegd in december 2016

²⁷ <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables-may-2016>, geraadpleegd december 2016

²⁸ <http://cegg-rcqe.ccme.ca/en/index.html#void>, geraadpleegd in december 2016

²⁹ <http://mst.dk/media/131857/kvalitetskriterier-jord-og-drikkevand-juni-2015.pdf>, geraadpleegd December 2016

³⁰ overgenomen uit <http://www.renaremark.se/filarkiv/exjobb/2010/A6-Rosen.pdf>

³¹ <http://environnement.wallonie.be/legis/solsoussol/sol003.htm>, geraadpleegd december 2016

Canada heeft Human Health Soil Quality Guidelines opgesteld die concentraties voor contaminanten in de bodem geven waarbij of waaronder geen aanzienlijk risico voor de volksgezondheid verwacht wordt (Canadian Council of Ministers of the Environment (2007)). In Canada worden richtlijnen opgesteld voor de mens en voor het ecosysteem, de meest kritische van beide wordt weerhouden als soil quality guideline. De afleiding voor de mens houdt rekening met achtergrondblootstelling afkomstig van lucht, water, bodem, voeding en consumentenproducten. Indirecte blootstellingsroutes veroorzaakt door de verontreinigde bodem zoals vervuild grondwater, vlees, melk en melkproducten, infiltratie in binnenlucht en erosie (depositie) worden tevens beschouwd bij de afleiding van de guidelines.

De Deense kwaliteitscriteria of richtwaarden geven een veilig niveau van verontreiniging waarbij geen negatief effect voor de mens zal optreden. De criteria voor bodem zijn ontwikkeld voor 'zeer gevoelig landgebruik', bijvoorbeeld tuinen en kinderdagverblijven (Rosén, 2010). Het grondwatercriterium is opgesteld voor regio's waar grondwater gebruikt of kan gebruikt worden als drinkwater. Naast gezondheidscriteria worden ook geur en smaak mee in beschouwing genomen.

Zweedse (generieke) bodemkwaliteitscriteria worden vastgesteld op basis van kennis over toxicologische en ecotoxicologische effecten. De criteria zijn beschermend voor gezondheid en milieu bij de meerderheid van de vervuilde locaties, ze kunnen echter niet toegepast worden op alle locaties. Wanneer de generieke criteria niet relevant zijn voor de omstandigheden op een verontreinigde locatie, kunnen specifieke richtlijnen berekend worden rekening houdend met de werkelijke omstandigheden ter plaatse. De criteria zijn ontworpen voor 2 beschermingsniveaus: gevoelig bodemgebruik en minder gevoelig bodemgebruik. Gevoelig bodemgebruik omvat een groot aantal blootstellingsroutes zoals bodemingestie, consumptie van groenten, drinkwater, enzoverder. Deze categorie wordt gebruikt voor alle woningen en openbare ruimtes. Bodemingestie door kinderen, consumptie van groenten of bescherming van het ecosysteem zijn hierbij vaak de beperkende factor. De bodemkwaliteitscriteria zijn zodanig opgesteld dat ze eveneens beschermend werken voor het grondwater. Criteria voor minder gevoelig bodemgebruik geven bescherming aan ecosystemen, grondwater en mensen die niet wonen op de site. De kwaliteit van de bodem beperkt het gebruik tot kantoorgebouwen, wegen en industrie. Blootgestelde groepen mensen werken in het gebied, of zijn tijdelijk op bezoek (kinderen, ouderen). Er wordt ook rekening gehouden met de bescherming van dieren die op bezoek zijn, de teelt van siergewassen en ecosystemen dicht bij het oppervlaktewater. Deze classificatie biedt geen bescherming aan de mens voor het drinken van grondwater (Rosén, 2010). De bodemkwaliteitscriteria geven het hoogst aanvaardbare niveau van contaminatie voor mens en ecosysteem weer.

5.10. INTEGRATIE EN EVALUATIE

5.10.1. GRONDWATER

Tabel 49 geeft voor grondwater de voorgestelde waarden weer, samen met de huidige Vlarebo-norm. Er wordt een verhoging van de bodemsaneringsnorm voorgesteld. 1,1,1-trichloorethaan is echter momenteel de facto een 'screeningsparameter' voor de afbraakparameters (en ook voor 1,4-dioxaan). Voor de afbreekparameters zijn geen normen opgenomen, en ze worden in de courante praktijk ook niet gemeten. Daarom is het niet aangewezen om de norm te verhogen, de norm van 500 µg/l blijft behouden (beleidsbeslissing).

Tabel 49: Integratie van de voorgestelde waarden voor grondwater, 1,1,1-trichloorethaan

	Concentratie (µg/l)
Vlarebo	500
Normvoorstel	2000
streefwaarde	1

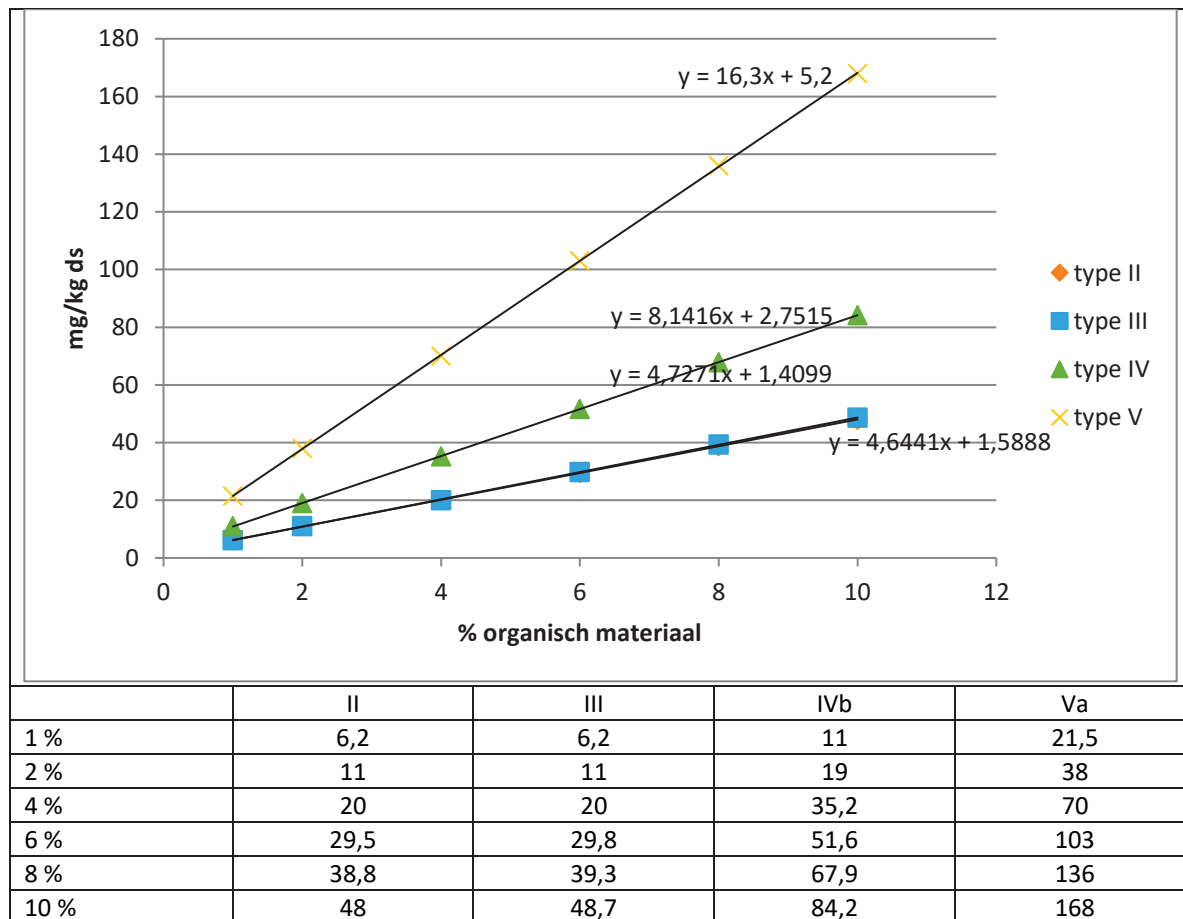
5.10.2. BODEM

Tabel 50 geeft voor bodem de voorgestelde waarden weer, samen met de huidige Vlarebo-norm. Voor types II en III wijzigen de voorgestelde normen weinig, voor types IV en V wordt een daling van de bodemsaneringsnormen voorgesteld. Er is geen conflict met de streefwaarde.

Tabel 50: Integratie van de voorgestelde waarden voor bodem, 1,1,1-trichloorethaan (mg/kg ds).

	II	III	IV	V
Vlarebo	10	13	230	300
Voorstel humaattox	11	11	19	38
Voorstel ecotox	-	-	-	-
Streefwaarde	0,02	0,02	0,02	0,02

De omrekening van de voorgestelde – humaattoxologisch onderbouwde – normen in functie van het gehalte organisch materiaal is opgenomen in Figuur 18. Hiervoor werd het standaard bodemtype (generic soil in S-Risk) genomen en werd alleen het gehalte organisch materiaal gewijzigd.



Figuur 18: Variatie van de voorgestelde normen in functie van organisch materiaal, 1,1,1-trichloorethaan

5.10.3. VOORSTEL VOOR RICHTWAARDEN

De richtwaarde voor bodem wordt berekend als het gemiddelde van de streefwaarde en de bodemsaneringsnorm type II. Dit komt neer op $(0,02 + 11)/2 = 6 \text{ mg/kg ds}$. De berekening op basis van 80 % van de bodemsaneringsnorm type II bij 1 % organisch materiaal komt op 5 mg/kg ds. Indien lineair omgerekend wordt vanuit de waarde bij 2 % organisch materiaal, zoals in Vlarebo voorzien voor deze stoffen, dan wordt de richtwaarde 4 mg/kg ds. Deze laatste waarde wordt voorgesteld. De huidige richtwaarde voor bodem bedraagt 4 mg/kg ds.

De huidige richtwaarde voor grondwater bedraagt 5 µg/l.

HOOFDSTUK 6. TETRACHLOORETHEEN

6.1. IDENTIFICATIE

tetrachlooretheen	
synoniemen Nederlands:	tetrachloorethyleen
naamgeving Engels:	tetrachloroethylene, tetrachloroethene, perchloroethylene
CAS-nummer:	127-18-4
EINECS-nummer:	204-825-9
EC-indexnummer:	602-028-00-4
formule:	C ₂ Cl ₄
molmassa:	165,83
omrekening:	1 ppm = 6,78 mg/m ³ (25 °C)

6.2. GEDRAG IN BODEM EN FYSICOCHEMISCHE EIGENSCHAPPEN

6.2.1. GEDRAG IN BODEM

Gezien zijn vluchtigheid, hoge dampdruk en Henry-coëfficiënt heeft tetrachlooretheen de neiging te vervluchtigen uit bodem en water. Tetrachlooretheen heeft een gemiddeld tot hoge mobiliteit in de bodem.

Tetrachlooretheen kan degraderen onder anaerobe omstandigheden (ATSDR, 1997).

6.2.2. FYSICOCHEMISCHE EIGENSCHAPPEN

→ Oplosbaarheid (S)

Een overzicht van de waarden voor de oplosbaarheid, afkomstig uit overzichtswerken en primaire literatuur, is opgenomen in bijlage B. De gemiddelde oplosbaarheid berekend uit deze gegevens en de standaarddeviatie is opgenomen in Tabel 51.

Tabel 51: Gemiddelde oplosbaarheid (mg/l) van tetrachlooretheen, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van de normering opgenomen in Vlarebo (2007)

temperatuur	bron	gemiddelde (standaarddeviatie)	n
normering Vlarebo (2008)			
25 °C	Verschueren (1983) in stoffenfiche (Cornelis <i>et al.</i> , 2013)	150	-
literatuur			
10 °C	experimentele waarden bijlage B	149	1
20 °C	experimentele waarden bijlage B	203 (55)	3
25 °C	experimentele waarden bijlage B	312 (140)	7

Voor de berekening van de bodemsaneringsnormen opgenomen in Vlarebo (2007) werd gebruik gemaakt van een oplosbaarheid van 150 mg/l bij 25°C uit Verschueren (1983). **We stellen voor de gemiddelde waarde van 312 mg/l (25°C) te hanteren voor de herziening van de normen.** We kiezen voor een waarde bij 25 °C omdat voor de dampdruk de meeste informatie beschikbaar is bij 25 °C en de gegevens op die manier consistent zijn.

→ Dampdruk (Vp)

Een overzicht van de waarden voor de dampdruk, afkomstig uit overzichtswerken en primaire literatuur, is opgenomen in bijlage B. De gemiddelde dampdruk berekend uit deze gegevens en de standaarddeviatie is opgenomen in Tabel 52.

Tabel 52: Gemiddelde dampdruk (Pa) van tetrachlooretheen, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van de normering opgenomen in Vlarebo (2007)

temperatuur	bron	gemiddelde (standaarddeviatie)	n
normering Vlarebo (2008)			
20 °C	Verschueren (1983) in <i>stoffenfiche</i> (Cornelis et al., 2013)	2483	-
literatuur			
20 °C	experimentele waarden + berekend volgens Antoine-vergelijking, zie bijlage B	1866	1
25 °C	experimentele waarden + berekend volgens Antoine-vergelijking, zie bijlage B	2609 (543)	12

Voor de berekening van de bodemsaneringsnormen ter onderbouwing van Vlarebo (2007) werd gebruik gemaakt van een dampdruk van 2483 Pa (20°C) uit Verschueren (1983). **Omwille van consistentie van data voor oplosbaarheid en dampdruk, stellen we voor om de gemiddelde dampdruk van 2609 Pa bij 25 °C te nemen.**

→ Henry-coëfficiënt (H)

Een overzicht van de waarden voor de Henry-coëfficiënt, afkomstig uit overzichtswerken en primaire literatuur, is opgenomen in bijlage B. De gemiddelde Henry-coëfficiënt berekend uit deze gegevens en de standaarddeviatie is opgenomen in Tabel 53.

Tabel 53: Gemiddelde Henry-coëfficiënt (Pa.m³/mol) van tetrachlooretheen, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van de normering opgenomen in Vlarebo (2007)

temperatuur	bron	gemiddelde (standaarddeviatie)	n
normering Vlarebo (2008)			
10 °C	Verschueren (1983)	733	-
literatuur			
experimenteel			
10 °C		766 (129)	2
20 °C		1401 (228)	13
25 °C		1906 (577)	17
berekend (dampdruk/oplosbaarheid)			
25 °C		2721	1

Warneck (2007) gebruiken experimentele gegevens uit de literatuur om een temperatuursafhankelijkheid voor de Henry-coëfficiënt te berekenen. Ze verwerken hierbij de gegevens van Leighton and Calo (1981), Gosset (1987), Ashworth *et al.* (1988), Li *et al.* (1993), Robbins *et al.* (1993), Dewulf *et al.* (1995), Hovorka and Dohnal (1997), Peng and Wan (1997), Vane and Giroux (2000) en Shimotori and Arnold (2003). Via deze relatie³² kan een Henry-coëfficiënt berekend worden bij 10 °C (822 Pa.m³/mol), bij 20 °C (1407 Pa.m³/mol) en bij 25 °C (1816 Pa.m³/mol). **Aangezien de berekende relatie toepasbaar is bij een temperatuur van 10 °C wordt voorgesteld de waarde van 822 Pa.m³/mol bij 10 °C te hanteren.**

→ Octanol-water verdelingscoëfficiënt (log K_{ow})

Een overzicht van de waarden voor de octanol-water verdelingscoëfficiënt, afkomstig uit overzichtswerken en primaire literatuur, is opgenomen in bijlage B. De logaritmisches gemiddelde octanol-water verdelingscoëfficiënt berekend uit deze gegevens en de standaarddeviatie is opgenomen in Tabel 54.

Tabel 54: Gemiddelde log K_{ow} van tetrachlooretheen, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)

bron	gemiddelde (standaarddeviatie)	n
normering Vlarebo (2008)		
Verschuieren (1983), Mackay (1982) in stoffenfiche (Cornelis <i>et al.</i> , 2013)	2,74	-
literatuur		
experimenteel	2,75 (0,43)	7
berekend	3,23 (0,78)	2
alles	2,85 (0,51)	9

Voor de berekening van de bodemsaneringsnormen zoals opgenomen in Vlarebo (2007) werd gebruik gemaakt van een log K_{ow} van 2,74. **We stellen voor een waarde van 2,75 (K_{ow} = 562) te hanteren voor de herziening van de normen, als gemiddelde van de experimentele waarden.**

→ Verdelingscoëfficiënt organische koolstof – water (log K_{oc})

Een overzicht van de waarden voor de koolstof-water verdelingscoëfficiënt, afkomstig uit overzichtswerken en primaire literatuur, is opgenomen in bijlage B. Het richtsnoer voor het bepalen van bodemadsorptie/desorptie (OESO, 2000) vermeldt dat bodems met minder dan 0,3% organische koolstof de correlatie tussen organisch koolstof en adsorptie kunnen verstoren. Daarom beveelt de OESO aan bodems te gebruiken met minstens 0,3 % organisch koolstof. Bodems en sediment waarvan het gerapporteerde OC-gehalte < 0,3 % werden dan ook niet meegenomen in de berekening van de gemiddelde K_{oc}. De logaritmisches gemiddelde koolstof-water verdelingscoëfficiënt berekend uit deze gegevens en de standaarddeviatie is opgenomen in Tabel 55.

³² $\ln(K_H) = -17,842 + 4459,1/T$ met K_H in mol dm⁻³ atm⁻¹ en T in K

Tabel 55: Gemiddelde log K_{oc} van tetrachlooretheen, vergelijking met waarde gebruikt ter onderbouwing van normering opgenomen in Vlarebo (2007)

bron	gemiddelde (standaarddeviatie)	n
normering Vlarebo (2008)		
US-EPA (1994b) in stoffenfiche (Cornelis et al., 2013)	2,42	-
literatuur		
Experimenteel bodem	2,10 (0,33)	40
Experimenteel sediment	2,18 (1,14)	15

Voor de berekening van de bodemsaneringsnormen zoals opgenomen in Vlarebo (2007) werd gebruik gemaakt van een log K_{oc} van 2,42. **We stellen voor een waarde van 2,10 (K_{oc} = 126) te hanteren voor de herziening van de normen, als gemiddelde van de experimentele waarden voor bodem met een organisch koolstofgehalte groter of gelijk aan 0,3%.**

→ Verdelingscoëfficiënt octanol-lucht (K_{oa})

Voor de verdelingscoëfficiënt octanol-lucht hebben we maar 1 experimentele waarde teruggevonden in Mackay *et al.* (2006). Deze auteurs verwijzen naar Abraham *et al.* (2001) met een gerapporteerde log K_{oa} van 3,48. We stellen voor de K_{oa} te laten berekenen in S-Risk.

6.3. VOORKOMEN IN HET MILIEU

6.3.1. BODEM

Tetrachlooretheen komt van nature niet in de bodem voor.

6.3.2. LUCHT

In de huidige stoffenfiche is de achtergrondconcentratie van tetrachlooretheen in lucht gelijk aan 0,5 µg/m³. VMM (2014b) maakt melding van een jaargemiddelde concentratie (2013) van **0,1 µg/m³**. **Deze waarde wordt aangenomen voor buiten- en binnenlucht.**

6.3.3. DRINKWATER

In de huidige stoffenfiche is de achtergrondconcentratie van tetrachlooretheen in drinkwater gelijk aan 0. Er zijn geen VMM-metgegevens voor tetrachlooretheen in drinkwater.

De achtergrondconcentratie wordt gelijk gesteld aan 0.

6.3.4. VOEDING

In de huidige stoffenfiche is de achtergrondinname via voeding $1,4 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d.

De US Food and Drug Administration (2006) heeft van 1991 tot 2003 tetrachlooretheen bepaald in een aantal voedingsmiddelen. Tetrachlooretheen werd in een deel van de levensmiddelen teruggevonden, vooral in vette levensmiddelen zoals olie, gebak, vetten, noten, chocolade, maar ook in een aantal vleessoorten. In 2003 werden 86 levensmiddelen geanalyseerd, waarvan 55 traceerbare hoeveelheden bevatten <LOQ en >LOD, en de anderen concentraties bevatten > LOQ. Wanneer al deze concentraties gecombineerd worden met het voedselconsumptiepatroon voor de Belgische bevolking (beschikbaar op de website van EFSA via <http://www.efsa.europa.eu/en/food-consumption/comprehensive-database> - chronisch, level 1), worden innames berekend zoals in Tabel 56. De innames voor de verschillende leeftijdsgroepen in S-Risk kunnen hieruit afgeleid worden, hierbij worden de leeftijdsgroepen 12-35 maanden en 1 - < 3 jaar; 36 maanden- 9 jaar en 3 - < 6 en 6 - < 10 jaar; 10-17 en 10 - < 15 jaar en 18-64 jaar en de leeftijdsgroepen vanaf 21 jaar in S-Risk aan elkaar gelijk gesteld. De inname voor de leeftijdsgroep 15- < 21 jaar in S-Risk wordt berekend als het gemiddelde van de inname van de leeftijdsgroepen 10-17 en 18-64 jaar.

Tabel 56: Berekende innames en hieruit afgeleide innames voor de verschillende leeftijdsgroepen in S-Risk voor tetrachlooretheen door de Belgische bevolking op basis van concentratiedata gemeten door de US Food and Drug Administration (2006) en consumptiedata van EFSA.

Leeftijd EFSA	Inname (mg/kg.d)	Leeftijd S-Risk (jaar)	Inname (mg/kg.d)
12-35 maanden	$2,14 \cdot 10^{-4}$	1 - < 3	$2,14 \cdot 10^{-4}$
36 maanden- 9 jaar	$1,71 \cdot 10^{-4}$	3 - < 6	$1,71 \cdot 10^{-4}$
10-17 jaar	$6,30 \cdot 10^{-5}$	6 - < 10	$1,71 \cdot 10^{-4}$
18-64 jaar	$5,5 \cdot 10^{-5}$	10 - < 15	$6,30 \cdot 10^{-5}$
		15 - < 21	$5,91 \cdot 10^{-5}$
		21- < 31, 31- < 41, 41 - < 51, 51- < 61 en > 61	$5,5 \cdot 10^{-5}$

In een recente studie werd de aanwezigheid van tetrachlooretheen gemeten in 377 voedingsmiddelen die op de Belgische markt beschikbaar zijn (Medeiros Vinci *et al.*, 2015). De voedingsmiddelen werden onderverdeeld in 14 categorieën: niet-alcoholische dranken, alcoholische dranken, sauzen, fruit en groenten, vlees en vleesproducten, vis en visproducten, graanproducten, koekjes en cakes, vetten en oliën, kant-en-klare maaltijden, suiker en snoepgoed, gemengde voedingsmiddelen, en eieren. De auteurs rapporteren maximale concentraties per categorie, en het percentage van voorkomen in de verschillende categorieën. De hoogste maximale concentraties werden gemeten in suiker en snoepgoed (6 mg/kg) en gemengde voedingsmiddelen (4,0 mg/kg). Het percentage van voorkomen lag het hoogst bij gemengde voedingsmiddelen (53 % van de stalen) en eieren (43 %). In eieren bedroeg de maximale concentratie 0,7 mg/kg.

Op basis van de gemeten concentraties en het voedselconsumptiepatroon van Belgische volwassenen, kunnen we een inname berekenen van $1,97 \cdot 10^{-2}$ mg/kg.d (geen drinkwater). Voor peuters (12-35 maanden), kinderen (36 maanden-9 jaar), en adolescenten (10-17 jaar) bedragen de berekende innames respectievelijk $7,65 \cdot 10^{-2}$ mg/kg.d, $6,16 \cdot 10^{-2}$ mg/kg.d en $2,25 \cdot 10^{-2}$ mg/kg.d. Deze innameschattingen zijn gebaseerd op maximale concentraties en geven bijgevolg een ruime overschatting, ook gezien de lage detectiefrequentie.

Om een meer realistische innameschatting uit te voeren, stellen we de niet-gedetectedeerde concentraties gelijk aan nul. Met andere woorden, we vermenigvuldigen de maximale concentratie met het percentage van voorkomen. Bijvoorbeeld, de maximale concentratie in graan (producten) is 0,2 mg/kg. Tetrachlooretheen is slechts in 6 % van de stalen gemeten. Voor de innameschatting nemen we een concentratie van $0,2 \text{ mg/kg} \times 6/100 = 0,039 \text{ mg/kg}$. Deze benadering leidt tot een totale innameschatting (zonder drinkwater) van tetrachlooretheen van $5,12 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg.d}$ voor volwassenen. Voor peuters, andere kinderen, en adolescenten bedragen de berekende innames respectievelijk $2,01 \cdot 10^{-2} \text{ mg/kg.d}$, $1,66 \cdot 10^{-2} \text{ mg/kg.d}$ en $5,99 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg.d}$.

Tabel 57: Berekende innames en hieruit afgeleide innames voor de verschillende leeftijdsgroepen in S-Risk voor tetrachlooretheen door de Belgische bevolking op basis van maximale concentratiedata gemeten door Medeiros Vinci et al. (2015) (maximaal en gemiddeld) en consumptiedata van EFSA.

Leeftijd EFSA	Inname (mg/kg.d)	Leeftijd S-Risk (jaar)	Inname max – gem (mg/kg.d)
12-35 maanden	$2,01 \cdot 10^{-2}$	1 - < 3	$2,01 \cdot 10^{-2}$ - $6,23 \cdot 10^{-3}$
36 maanden- 9 jaar	$1,66 \cdot 10^{-2}$	3 - < 6	$1,66 \cdot 10^{-2}$ - $5,18 \cdot 10^{-3}$
10-17 jaar	$5,99 \cdot 10^{-3}$	6 - < 10	$1,66 \cdot 10^{-2}$ - $5,18 \cdot 10^{-3}$
18-64 jaar	$5,12 \cdot 10^{-3}$	10 - < 15	$5,99 \cdot 10^{-3}$ - $2,20 \cdot 10^{-3}$
		15 - < 21	$5,55 \cdot 10^{-3}$ - $2,04 \cdot 10^{-3}$
		21- < 31, 31- < 41, 41 - < 51, 51- < 61 en > 61	$5,12 \cdot 10^{-3}$ - $1,89 \cdot 10^{-3}$

De auteurs van de Belgische studie³³ hebben ons de gemeten data per voedingsmiddel ter beschikking gesteld zodat we een gemiddelde concentratie konden berekenen per voedingsmiddelengroep en een totale inname op basis van deze gemiddelde concentraties en % voorkomen. **De totale innameschatting (zonder drinkwater) van tetrachlooretheen bedraagt $1,89 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg.d}$ voor volwassenen, $6,23 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg.d}$ voor peuters, $5,18 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg.d}$ voor andere kinderen en $2,20 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg.d}$ voor adolescenten, deze getallen werden gebruikt voor de normberekening.** De innameschattingen op basis van gemiddelde waarden liggen per leeftijdscategorie ongeveer 3x lager dan de innameschattingen op basis van maximale waarden.

6.4. OVERDRACHT NAAR PLANTEN

De overdracht naar planten wordt berekend in S-Risk.

6.5. OVERDRACHT NAAR DIERLIJKE PRODUCTEN

De overdracht naar vlees en zuivelproducten wordt berekend in S-Risk op basis van de stofeigenschappen. Voor eieren vereist S-Risk de invoer van transferfactoren. Er werden geen experimentele transferfactoren van bodem en/of voeder naar ei teruggevonden. Een bovengrens voor stoffen met een log Kow tussen 2 en 3, afgeleid van Leeman et al. (2007) is 1,06. Deze waarde wordt voorlopig overgenomen.

³³ Persoonlijke communicatie J. Van Loco, FOD Volksgezondheid RT-project nr. 08/2 BENZENE, Benzeen in voedingsmiddelen, een samenwerking van het WIV en de UGent.

6.6. TOXICOLOGIE

6.6.1. TOXICOLOGISCHE TOETSINGSWAARDEN

Het overzicht van de toxicologische toetsingswaarden voor tetrachlooretheen is opgenomen in Tabel 58.

Tabel 58: Overzicht van huidige en voorgestelde toxicologische toetsingswaarden voor tetrachlooretheen

	niet-carcinogeen			carcinogeen		
	oraal (mg/kg.d)	inhalatoir (mg/m ³) ^{a)}	dermaal (mg/kg.d)	oraal (mg/kg.d) ⁻¹	inhalatoir (mg/m ³) ⁻¹	dermaal (mg/kg.d) ⁻¹
huidig						
systemisch	1,4.10 ⁻² (WHO, 1993)	4,9.10 ⁻² (oraal)/5 (WHO, 1987a)	1,4.10 ⁻²	-	-	-
voorgesteld						
systemisch	5.10 ⁻² (WHO, 2006)	0,25 (WHO, 2000b)	5.10 ⁻²	2,1.10 ⁻³ (US-EPA, 2012)	2,6.10 ⁻⁴ (US-EPA, 2012)	2,1.10 ⁻³
lokaal	-	-	-	-	-	-

^{a)} Bij de toxicologische waarden volgens de normering was er vaak geen consistentie tussen de inhalatoire TDI (hier omgerekend naar een concentratie in lucht) en de toetsingswaarde voor luchtkwaliteit. De inhalatoire TDI was vaak gelijk aan de orale TDI. In deze kolom zijn – bij verschillende waarden – eerst de inhalatoire TDI (omgerekend naar een concentratie in lucht) opgenomen en vervolgens de toetsingswaarde voor luchtkwaliteit.

In de achtergrondgegevens van de huidige bodemsaneringsnormen wordt tetrachlooretheen beschouwd als een niet-carcinogeen met een TDI_{oraal} van 1,4.10⁻² mg/kg.d (WHO, 1993) en een TCL van 5.10⁻³ g/m³ (WHO, 1987a). Tetrachlooretheen wordt door de mens snel geabsorbeerd via de longen en het maag-darmkanaal en vervolgens vrij vlug verdeeld over alle organen van het lichaam. Trichloorazijnzuur is de belangrijkste urinaire metaboliet maar de cytotoxische en mogelijk carcinogene effecten die worden vastgesteld na blootstelling aan tetrachlooretheen worden vermoedelijk voornamelijk (mede) veroorzaakt door andere metabolieten van tetrachlooretheen dan trichloorazijnzuur. Lokale effecten werden niet vastgesteld. De voornaamste systemische effecten zijn vastgesteld in de lever, de nieren en het centrale zenuwstelsel. Muizen blijken beduidend meer gevoelig te zijn dan ratten.

Hoewel er aanwijzingen zijn voor een genotoxisch mechanisme bij het ontstaan van niertumoren na blootstelling aan tetrachlooretheen zijn er geen aanwijzingen hiervoor bij alle overige tumoren. Op basis hiervan acht WHO (2003c) het aanvaardbaar te vertrekken van een NOAEL-waarde met toepassing van een extra onzekerheidsfactor. Als vertrekbasis neemt WHO een 6 weken durende intragastrische injectiestudie op muizen en een 90 dagen durende drinkwaterstudie bij mannelijke en vrouwelijke ratten, allebei gekenmerkt door een NOAEL voor levertoxiciteit van 14 mg/kg lichaamsgewicht (Buben & O'Flaherty, 1985; Hayes *et al.*, 1986). Door toepassing van een onzekerheidsfactor 1000 (100 voor intra- en interspeciesverschillen en 10 voor het carcinogeen potentieel) bekomt WHO (2003c) een TDI van 14 µg/kg.d.

US-EPA (2012) beschouwt de databank voor orale blootstellingsstudies voor tetrachlooretheen als te beperkt en geeft de voorkeur aan een route-naar-route extrapolatie vanuit inhalatiestudies op basis van een farmacokinetisch model. De inhalatiestudies van Echeverria *et al.* (1995) en Cavalleri *et al.* (1994) over neurotoxiciteit bij beroepshalve blootstelling aan tetrachlooretheen vormen hiervoor het uitgangspunt.

De orale RfD bedraagt 6.10^{-3} mg/kg.d. Hoewel WHO (2003c) erkent dat een aantal studies van beroepshalve blootgestelde werknemers mogelijk wijzen op een verband tussen blootstelling aan tetrachlooretheen en ernstige effecten op het centrale zenuwstelsel, verkiest WHO voor het afleiden van de TDI uit orale dierstudies boven extrapolatie vanuit inhalatiestudies met mensen, omdat er bij deze laatste vermoedelijk blootstelling is aan meerdere chemicaliën en omwille van het beperkt aantal blootgestelde arbeiders in de diverse studies (WHO, 2003c). WHO (2006) daarentegen maakt geen gebruik van de orale blootstellingsstudies omwille van te beperkt en past route-naar-route extrapolatie toe op de TCL afgeleid van de inhalatiestudie van Seeber et al. (1989). De TDI bedraagt 0,05 mg/kg.d. We selecteren deze waarde als voorstel voor niet-carcinogene orale toetsingswaarde.

WHO (2000b) baseert zich voor het afleiden van een inhalatoire richtwaarde op een epidemiologische studie van Mutti et al. (1992). Deze studie wijst op subtiele effecten van tetrachlooretheen op de proximale niertubuli bij beroepshalve blootgestelde arbeiders in de droogkuisindustrie. De LOAEL uit deze studie bedroeg 102 mg/m^3 . Hieruit leidt WHO (2000b) een richtwaarde af van $0,25 \text{ mg/m}^3$ door de LOAEL om te rekenen naar continue blootstelling en door toepassing van een onzekerheidsfactor 100 (10 voor het gebruik van een LOAEL en 10 voor intraspeciesverschillen). Dezelfde richtwaarde wordt overgenomen voor tetrachlooretheen in binnenhuislucht (WHO, 2010). WHO (2006) komt tot een iets lagere waarde van $0,20 \text{ mg/m}^3$ op basis van een studie bij arbeiders waarbij neurologische effecten werden opgevolgd (Seeber, 1989). WHO (2010) stelt over deze studie dat de correlatie tussen effect en dosis afwezig was. De MRL van ATSDR (1997) heeft nagenoeg dezelfde waarde ($0,27 \text{ mg/m}^3$). In 2014 heeft ATSDR een ontwerpprofiel gepubliceerd voor tetrachlooretheen met gewijzigde MRL-waarden (ATSDR, 2014a). Voor inhalatie is een ontwerp-MRL beschikbaar van $0,04 \text{ mg/m}^3$. Deze is afgeleid van de studie van Cavalleri et al. (1994) bij arbeiders en een opvolgstudie hiervan (Gobba et al., 1998).

De belangrijkste studies waarop US-EPA zich heeft gebaseerd voor het afleiden van de RfC zijn humane studies (Cavalleri et al., 1994; Echeverria et al., 1995) bij beroepshalve blootgestelde personen. Deze studies houden rekening met het vermoedelijk meest kritische effect, namelijk neurotoxiciteit. Over het algemeen worden neurologische effecten geassocieerd met blootstelling aan lagere tetrachlooretheen-concentraties in vergelijking met andere niet-kanker gerelateerde eindpunten (US-EPA, 2012). Toch blijken in de studies niet-neurologische effecten op te treden bij concentraties vergelijkbaar met deze waarbij neurologische effecten optreden. US-EPA (2012) stelt dat dit kan wijzen op mogelijke blootstelling van werknemers aan meerdere stoffen met eenzelfde doelorgaan, waardoor cumulatieve effecten kunnen optreden. Daarom wordt bij voorkeur de TCL van $0,25 \text{ mg/m}^3$ (WHO, 2000b) in deze studie weerhouden als voorstel voor toxicologisch criterium. IARC beschouwt tetrachlooretheen stof als mogelijk carcinogeen voor de mens (groep 2A) (IARC, 2014).

Voor het afleiden van de extra kankerrisico's voor tetrachlooretheen baseert US-EPA (2012) zich voornamelijk op JISA (1993) en de gegevens over hepatocellulaire tumoren bij mannelijke muizen. Door toepassing van route-naar-route extrapolatie met een humaan PBPK-model wordt een orale hellingsfactor afgeleid van $2,1.10^{-3} (\text{mg/kg.d})^{-1}$. Het eenheidsrisico voor inhalatie bedraagt $2,6.10^{-7} (\mu\text{g/m}^3)^{-1}$. Deze waarden worden in dit rapport voorgesteld als toxicologische criteria voor tetrachlooretheen.

OEHHA (2001) hanteert een hogere hellingsfactor ($0,54 (\text{mg/kg.d})^{-1}$) en een hoger eenheidsrisico ($5,9.10^{-6} (\mu\text{g/m}^3)^{-1}$); deze zijn bepaald op basis van het voorkomen van levertumoren en levercarcinomen bij ratten en muizen. De orale studie van NCI (1977) waarop OEHHA zich baseert, werd door US-EPA (2012) niet weerhouden voor het afleiden van de hellingsfactor omdat deze studie werd uitgevoerd bij een relatief hoge dosis en gedurende slechts 75% van de gebruikelijke 2 jaar.

WHO beschouwt tetrachlooretheen niet als een genotoxisch carcinogeen. Dit standpunt wordt bevestigd in de advieswaarden voor tetrachlooretheen in binnenlucht (WHO, 2010). In haar advieswaarden voor buitenluchtkwaliteit gaf nog aan dat de bezorgdheid omtrent mogelijke carcinogene effecten van tetrachlooretheen bij inhalatie in de toekomst verder moet onderzocht worden. In de evaluatie van de toxiciteit van tetrachlooretheen in het kader van advieswaarden voor binnenluchtkwaliteit, stelt WHO (2010) dat zij geen rekening houdt met carcinogeniteit omwille van volgende redenen: a) het epidemiologische bewijs is twijfelachtig, b) de tumoren die bij dieren vastgesteld werden, worden als niet-relevant voor de mens beschouwd, en c) er zijn geen statistisch significante aanwijzingen dat tetrachlooretheen genotoxisch is. Wel moet de carcinogeniteit verder opgevolgd worden.

Gezien de blijvende onzekerheid over de carcinogeniteit van tetrachlooretheen voor de mens en de leemten in de kennis over het carcinogeniteitsmechanisme, lijkt het ons aan te raden om – vanuit het voorzorgsprincipe – rekening te houden met mogelijke carcinogeniteit. Dit kan hetzij via een extra veiligheidsfactor op de niet-carcinogene waarden, hetzij via het gebruik van de eenheidsrisico's. In het geval van tetrachlooretheen leidt dit tot quasi gelijke resultaten. We geven er de voorkeur aan om gebruik te maken van het eenheidsrisico en selecteren hiervoor de waarden van US-EPA (2012), met name een hellingsfactor van $2,1 \cdot 10^{-3} \text{ (mg/kg.d)}^{-1}$ voor orale inname en een eenheidsrisico van $2,6 \cdot 10^{-4} \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$ voor inademing.

6.6.2. AFGELEIDE TOXICOLOGISCHE TOETSINGSWAARDEN IN LUCHT EN DRINKWATER

→ Lucht

De TCL op basis van niet-carcinogene effecten bedraagt $0,25 \text{ mg/m}^3$. Het eenheidsrisico bij levenslange blootstelling via inademing bedraagt $2,6 \cdot 10^{-4} \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$ (US-EPA, 2012). **Omgerekend naar een extra levenslang kankerrisico van $1 \cdot 10^{-5}$ resulteert dit in een concentratie van $0,0385 \text{ mg/m}^3$.** Deze waarde ligt beduidend lager dan de TCL ($0,25 \text{ mg/m}^3$), en wordt daarom geselecteerd als toetsingswaarde voor de concentratie van tetrachlooretheen in lucht ($0,0385 \text{ mg/m}^3$).

→ Drinkwater

WHO heeft een drinkwateradvieswaarde van $40 \text{ } \mu\text{g/l}$ afgeleid van de TDI van $14 \text{ } \mu\text{g/kg.d}$, hierbij rekening houdend met een toekenning van 10 % van de TDI aan drinkwater (WHO, 2011). In het huidige voorstel behouden we voor niet-carcinogene effecten de TDI van WHO.

Op basis van de geselecteerde orale hellingsfactor (levenslang $2,1 \cdot 10^{-3} \text{ (mg/kg.d)}^{-1}$) kan een toetsingswaarde in drinkwater berekend worden van $(1 \cdot 10^{-5} / 2,1 \cdot 10^{-3}) \cdot 60 \text{ (kg)} / 2 \text{ (l/d)} \cdot 1000 \text{ (} \mu\text{g/mg)} = 140 \text{ } \mu\text{g/l}$.

De waarde voor niet-carcinogene effecten is strenger en wordt dus weerhouden als toxicologische toetsingswaarde voor tetrachlooretheen in drinkwater ($40 \text{ } \mu\text{g/l}$).

6.6.3. ABSORPTIEFACTOREN

→ Oraal

De orale absorptiefactor wordt gelijkgesteld aan 1 (Geerts et al., 2011).

→ Dermaal via bodem

De dermale absorptiefactor vanuit bodem wordt gelijkgesteld aan 0,03 (US-EPA Region III, 1995, 2003).

→ Dermaal via water

Er zijn dermale permeabiliteitscoëfficiënten (K_p) gemeten in *in vitro* studies met tetrachlooretheen (Geerts *et al.*, 2016). Twee van deze studies werden uitgevoerd op menselijke huidcellen. De gemeten waarden zijn 0,018 cm/hr (Nakai *et al.*, 1999) en $0,141 \pm 0,049$ cm/hr (Frasch & Barbero, 2009). De waarde gemeten door Nakai ligt lager dan berekende waarden (0,033 en 0,025 cm/hr). US-EPA gebruikt de berekende K_p van 0,033 cm/hr maar geeft zelf aan dat dit vermoedelijk een onderschatting is van de permeabiliteit; US-EPA onderzoekt of er een algoritme kan afgeleid worden dat beter geschikt is voor de berekening van de K_p van gehalogeneerde koolwaterstoffen (US-EPA, 2004). Frasch en Barbero (2009) vergelijken hun *in vitro* resultaten van dermale absorptietesten met menselijke huid en met huid van kale Guineese biggetjes, en stellen geen statistisch significante verschillen vast tussen beide testsystemen.

De waarde gemeten door Frasch en Barbero (2009) in menselijke huidcellen wordt geselecteerd voor de normering (0,141 cm/hr).

6.7. WETTELIJKE LIMIETEN

6.7.1. BUITENLUCHT EN BINNENLUCHT

Buitenlucht

Er is geen wettelijke norm voor tetrachlooretheen in buitenlucht.

Binnenlucht

De Vlaamse richtwaarde voor het binnenmilieu voor tetrachlooretheen is 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (BS, 2004). Deze waarde verschilt van de richtwaarde van 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (interventiewaarde 38 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) in het aangepaste Vlaamse Binnenmilieubesluit dat gepubliceerd werd op 7 september 2018 (BS, 2018). Dit besluit was nog niet gepubliceerd op het moment van de herziening van de normering. Voorgestelde richtwaarden voor binnenluchtkwaliteit in het buitenland liggen op 250 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (RIVM Nederland, Anses Frankrijk), wat de waarde is die ook door de WHO is voorgesteld. De binnenlucht doelstelling in Hong Kong bedraagt 37 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, de Agöf (Duitsland) advieswaarde³⁴ bedraagt < 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Stranger *et al.*, 2013).

³⁴ laagste van de toxicologisch bepaalde waarde en P90 van meetwaarden

6.7.2. DRINKWATER

De Europese en bijgevolg ook de Belgische maximale waarde voor tetra- en trichlooretheen samen in drinkwater bedraagt 10 µg/l (EG, 1998; BS, 2003). Dit is strenger dan de gezondheidgebaseerde advieswaarde van 40 µg/l.

6.7.3. VOEDING EN VOEDER

Er zijn geen wettelijke limieten voor de concentraties van tetrachlooretheen in voeding (EG, 2006a) of veevoeder (EG, 2002).

6.8. BEREKENING VAN DE NORM

6.8.1. BEREKENINGEN

De berekeningen van de bodemsaneringsnormen werden uitgevoerd met S-Risk versie 1.1.4. Applicatie I voor de berekeningen, Applicatie II met aangepaste bufferspace (0,75 m) voor interpretatie blootstellingsroutes en blootstellingswegen.

6.8.2. GRONDWATER

Het voorstel van saneringsnorm op basis van de toxicologisch bepaalde toetsingswaarde voor drinkwaterkwaliteit bedraagt 40 µg/l. Er bestaat echter een Belgische norm voor drinkwater, die lager is en 10 µg/l bedraagt (voor de som van tri- en tetrachlooretheen). Achtergrondinformatie over de al dan niet humaan-toxicologische basis voor deze wettelijke norm is niet voorhanden.

De huidige saneringsnorm voor grondwater bedraagt 40 µg/l.

Beide voorstellen van saneringsnorm (40 en 10 µg/l) liggen hoger dan de streefwaarde voor grondwater van 0,5 µg/l.

6.8.3. BODEM

De vergelijking tussen de huidige bodemsaneringsnormen voor tetrachlooretheen (Vlaamse Regering, 2007) en de herrekende bodemsaneringsnormen is opgenomen in Tabel 59. Er is gerekend voor twee types eindpunten: systemisch met drempel en systemisch zonder drempel (carcinogeen). Als limiet in lucht werd voor buitenlucht de toxicologische waarde genomen (0,038 mg/m³). Voor binnenlucht werd gerekend met de toxicologisch bepaalde waarde (0,038 mg/m³) en met de wettelijke waarde (0,1 mg/m³). Voor de toetsing van de drinkwaterkwaliteit werd de wettelijke limiet voor de som van tri- en tetrachlooretheen genomen (en toegekend aan tetrachlooretheen). De resultaten voor de afzonderlijke eindpunten zijn weergegeven in de tabel, evenals de resultaten indien limieten in lucht of drinkwater zouden resulteren in een lagere bodemsaneringsnorm. Er werd gerekend met 3 verschillende schattingen voor de achtergrondblootstelling via voeding (0 zoals in de normering Vlarebo 2008, waarden volgens data US FDA en waarden volgens Belgische data). Hoewel de orale achtergrondblootstelling tot 30 % van de TDI uitmaakt, bleek dat de impact op de berekening van het normvoorstel volgens niet-carcinogene criteria beperkt was (maximum 35 % lager). Dit komt (zie verder) door het feit dat het risico gedomineerd wordt door inhalatie. Er wordt daarom voorgesteld om de Belgische schatting (gemiddelde waarden) te weerhouden.

- met wettelijke limiet voor binnenlucht ($100 \mu\text{g}/\text{m}^3$)

Een eerste set berekeningen werd uitgevoerd met als limietwaarde voor binnenlucht de huidige wettelijke waarde. Deze resultaten zijn opgenomen in Tabel 59.

Tabel 59: Berekende bodemsaneringsnormen voor tetrachlooretheen (mg/kg droge stof), achtergrondblootstelling via voeding volgens Belgische studie en wettelijke limiet voor binnenlucht.

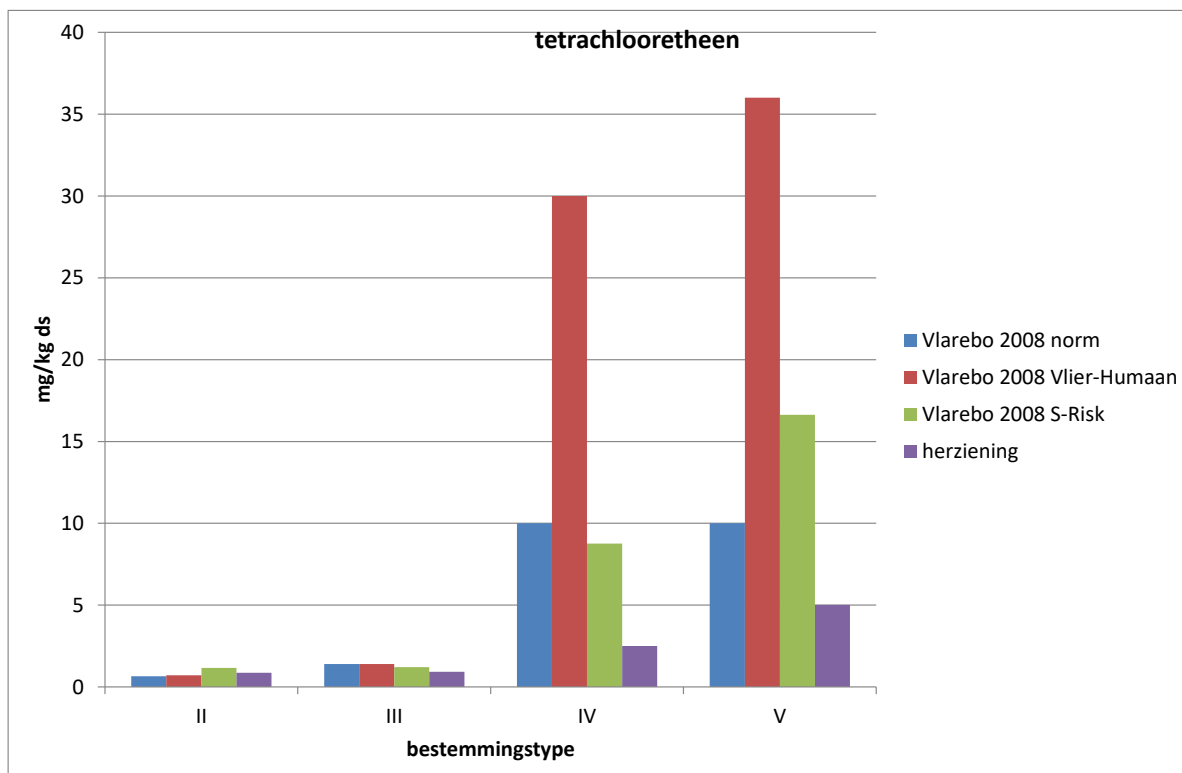
	II	III	IV	V
Vlarebo	0,7	1,4	30	35
onderbouwing Vlarebo-normering (2008)				
tox	0,71	1,4	30	85
bijstell				36 (drinkwater)
S-Risk gegevens Vlarebo-normering (2008)				
S-Risk				
tox	1,17	1,21	6421 (IVa) 8,8 (IVb)	16,6 (Va) 111 (Vb)
bijstell				74 (drinkwater)
herziening (dit rapport)				
S-Risk				
tox	2,9 (drempel) 0,87 (kanker)	3,1 (drempel) 0,93 (kanker)	IVa 27450 (drempel) 15810 (kanker)	Va 41,5 (drempel) 8,27 (kanker)
			IVb 22,4 (drempel) 6,4 (kanker)	Vb 274 (drempel) 53 (kanker)
bijstell	-	-	IVa <u>321</u> (buitenlucht) IVb <u>2,5</u> (binnenlucht)	Va en Vb <u>5,0</u> (binnenlucht)

vet: (weerhouden) waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van tox waarden

vet onderlijnd: (weerhouden) waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van bijstelling

--: de concentratie-indexen zijn niet kritisch, er is geen bijstelling nodig

De vergelijking van de bekomen voorstellen voor bodemsaneringsnormen ten opzichte van de resultaten met de stoffengegevens volgens de normen opgenomen in Vlarebo (2008) is weergegeven in Figuur 19.



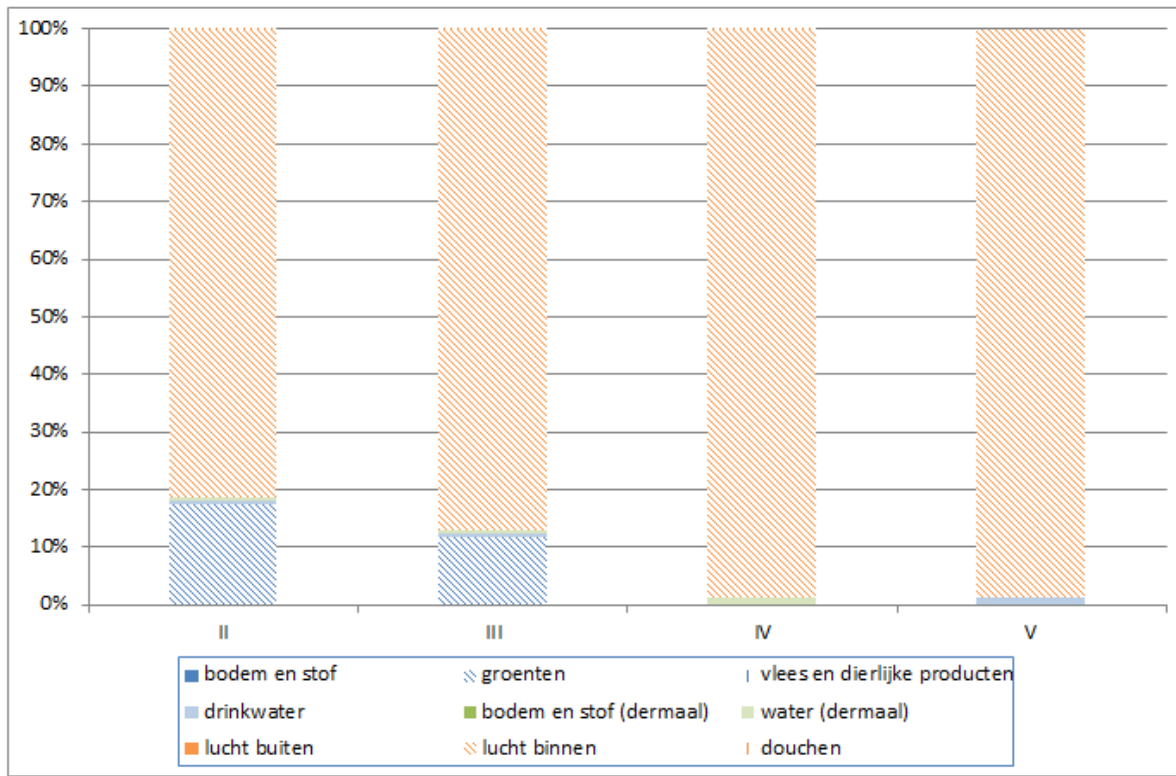
Figuur 19: Vergelijking van de nieuw voorgestelde bodemsaneringsnormen (herziening) met huidige waarden (Vlarebo 2008 norm en Vlarebo 2008 Vlier-Humaan) en berekeningen S-Risk met huidige stoffengegevens (Vlarebo 2008 S-Risk) voor tetrachlooretheen

Het eindpunt kanker levert de laagste voorstellen voor bodemsaneringsnorm. Voor bestemmingstypes II en III is er weinig verschil tussen de voorgestelde normen en Vlarebo 2008, gebaseerd op Vlier-Humaan-berekeningen. De daling in de toxicologische criteria voor blootstelling en de verhoogde uitdamping via binnenlucht (model S-Risk) heffen elkaar min of meer op. Voor types IV en V is er een sterke daling ten opzichte van de huidige normering. Dit heeft gedeeltelijk te maken met de hoger berekende uitdamping (vergelijking Vlarebo 2008 Vlier-Humaan en Vlarebo 2008 S-Risk), maar is vooral een gevolg van de lagere toetsingswaarde voor binnenluchtkwaliteit (van 5 mg/m³ naar de wettelijke richtwaarde van 0,1 mg/m³ voor het binnenhuismilieus). Voor buitenlucht wordt een strengere toetsingswaarde gebruikt dan voor binnenlucht, maar dit heeft weinig impact op de finaal berekende normvoorstellen.

De achtergrondblootstelling via inademing is verwaarloosbaar in de berekeningen. Ze bedraagt minder dan 1 % van de toxicologische toetsingswaarde voor niet-carcinogene effecten.

De voorgestelde waarden liggen voldoende boven de streefwaarde van 0,02 mg/kg ds.

De bijdrage van de blootstellingswegen tot het risico voor de verschillende bestemmingstypes is opgenomen in Figuur 20.



Figuur 20: Bijdrage van de blootstellingswegen tot het globale risico voor tetrachlooretheen (blauw: oraal, groen: dermaal, oranje: inademing); waarden voor bestemmingstype IV ontbreken omdat hier het lokale inhalatoire eindpunt de risicogebaseerde norm bepaalt

- met toxicologische limiet voor binnenlucht ($38,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$)

Een tweede set berekeningen werd uitgevoerd met de toxicologische limiet voor binnenlucht en de schatting voor de achtergrondblootstelling via voeding met de Belgische data. Deze resultaten zijn opgenomen in Tabel 26.

Tabel 60: Berekende bodemsaneringsnormen voor tetrachlooretheen (mg/kg droge stof), achtergrondblootstelling via voeding volgens Belgische studie en toxicologische limiet voor binnenlucht.

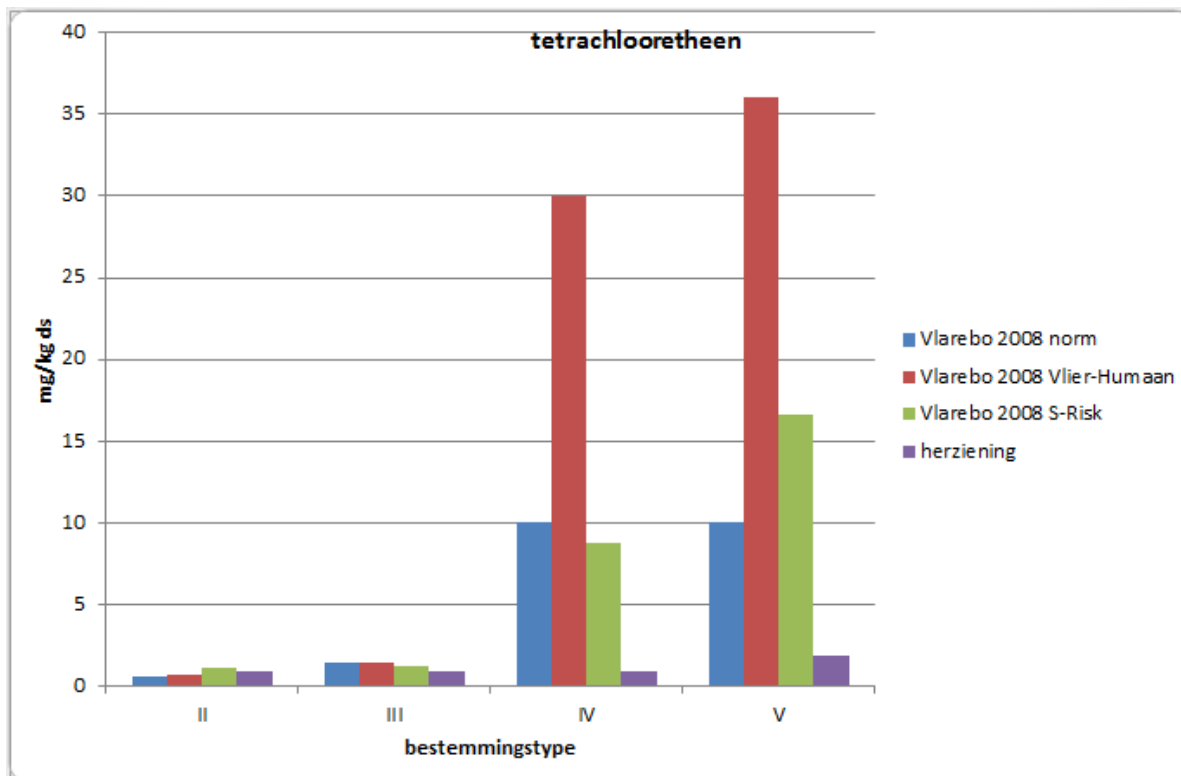
	II	III	IV	V
Vlarebo	0,7	1,4	30	35
onderbouwing Vlarebo-normering (2008)				
tox	0,71	1,4	30	85
bijstell				36 (drinkwater)
S-Risk gegevens Vlarebo-normering (2008)				
S-Risk				
tox	1,17	1,21	6421 (IVa) 8,8 (IVb)	16,6 (Va) 111 (Vb)
bijstell				74 (drinkwater)
herziening (dit rapport)				
S-Risk				
tox	2,9 (drempel) 0,87 (kanker)	3,1 (drempel) 0,93 (kanker)	IVa 27450 (drempel) 15810 (kanker)	Va 41,5 (drempel) 8,27 (kanker)
			IVb 22,4 (drempel) 6,4 (kanker)	Vb 274 (drempel) 53 (kanker)
bijstell	-	-	IVa 321 (buitenlucht) IVb 0,95 (binnenlucht)	Va en Vb 1,9 (binnenlucht)

vet: (weerhouden) waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van tox waarden

vet onderlijnd: (weerhouden) waarden voor het voorstel bodemsaneringsnorm op basis van bijstelling

-: de concentratie-indexen zijn niet kritisch, er is geen bijstelling nodig

Door het gebruik van de toxicologische limiet voor binnenlucht (= zelfde waarde als voor buitenlucht) dalen de voorgestelde waarden voor type IV en V omwille van de bijstelling op basis van het binnenluchtcriterium. De waarden worden ongeveer een orde van grootte lager dan de huidige Vlarebo-waarden.



Figuur 21: Vergelijking van de nieuw voorgestelde bodemsaneringsnormen (herziening) met huidige waarden (Vlarebo 2008 norm en Vlarebo 2008 Vlier-Humaan) en berekeningen S-Risk met huidige stoffengegevens (Vlarebo 2008 S-Risk) voor tetrachlooretheen en toxicologische limiet voor binnenlucht.

6.8.4. ECOTOXICOLOGISCHE TOETSINGSWAARDEN

Een gedetailleerde toelichting bij de ecotoxicologische toetsingswaarden is opgenomen in 0De teruggevonden waarden zijn:

SRC_{eco}: 8,1 mg/kg ds (de Jong *et al.* (2007)); niveau met 50 % effect

MPC: 0,33 mg/kg ds (de Jong *et al.* (2007)); geen effectniveau

PNEC: 0,01 mg/kg ds; geen effectniveau

SQG_{sc}: 3,8 mg/kg ds landbouw, park en residentieel landgebruik

34 mg/kg ds commercieel en industrieel landgebruik (CCME (1999))

De databank waarop deze gegevens gebaseerd zijn, is zeer beperkt. Voor de SQC, die voor Vlaanderen kunnen overgenomen worden, is niet bekend op welke data ze gebaseerd zijn. De SRC-waarde is gebaseerd op het geometrisch gemiddelde van drie NOEC-waarden voor drie verschillende bodemorganismen. De waarden zijn niet strenger dan de huumaantoxicologisch onderbouwde waarden.

6.8.5. STREEFWAARDEN

De streefwaarden voor de bodemkwaliteit van tetrachlooretheen zijn 0,02 mg/kg ds in bodem en 0,5µg/l in grondwater (Vlarebo³⁵).

³⁵ <https://navigator.emis.vito.be/mijn-navigator?wold=23677>, december 2016

6.9. VERGELIJKING MET BUITENLANDSE NORMEN

Tabel 25 geeft een overzicht van enkele normen voor bodem en grondwater in Wallonië en het buitenland voor tetrachlooretheen.

Tabel 61: Normen voor bodem en grondwater in Wallonië en het buitenland voor tetrachlooretheen.

Land (datum meest recente publicatie)	Norm	Grond (mg/kg.ds)	Grondwater (µg/l)
Nederland³⁶ (2009)	Interventiewaarde	8,8	40
Verenigde Staten³⁷ (2016)	Screening Level (target cancer risk = $1 \cdot 10^{-6}$, hazard quotient = 1)	24 (<i>resident soil</i>) 100 (<i>industrial soil</i>)	5,1
Canada³⁸ (1997)	Soil Quality Guideline	0,1 (<i>agricultural</i>) 0,2 (<i>residential/parkland</i>) 0,5 (<i>commercial</i>) 0,6 (<i>industrial</i>)	
Denemarken (2015)³⁹	Jord & Grundvands kvalitetskriterium	5	1
Zweden (2008)⁴⁰	Generella riktvärden	0,4 (<i>sensitive land use</i>) 1,2 (<i>less sensitive land use</i>)	
Wallonië⁴¹ (2009)	Normes	2 (<i>I naturel</i>) 2 (<i>II agricole</i>) 3 (<i>III résidentiel</i>) 3 (<i>IV récréatif ou commercial</i>) 11 (<i>V industriel</i>)	170

De Nederlandse interventiewaarden bodemsanering geven aan wanneer de functionele eigenschappen die de bodem heeft voor de mens, dier en plant ernstig zijn verminderd of dreigen te worden verminderd. Ze zijn representatief voor het verontreinigingsniveau waarboven sprake is van een geval van ernstige (bodem)verontreiniging. De interventiewaarden grond gelden voor een droge standaardbodem (10% organisch stof en 25% lutum).

Screening Levels, zoals toegepast in de Verenigde Staten zijn risico gebaseerde concentraties afgeleid van gestandaardiseerde vergelijkingen waarin blootstellingsinformatie en EPA toxiciteitsdata (target cancer risk = $1 \cdot 10^{-6}$, hazard quotient = 1) gecombineerd worden. Ze zijn beschermend voor de mens met inbegrip van kwetsbare groepen. Screening Levels zijn echter niet altijd toepasbaar op alle sites en houden geen rekening met niet humane eindpunten zoals ecologische effecten. Screening levels zijn berekend zonder locatie-specifieke informatie. Screening Levels zijn de facto geen saneringsnormen, en mogen niet als zodanig worden toegepast. Wanneer de screening level niet overschreden wordt, is geen actie vereist, bij overschrijding is een verdere evaluatie van de potentiële risico's aangewezen.

³⁶ <https://zoek.officielebekendmakingen.nl/stcrt-2013-16675.html>, geraadpleegd in december 2015

³⁷ <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables-may-2016>, geraadpleegd december 2016

³⁸ <http://cegg-rcqe.ccme.ca/en/index.html#void>, geraadpleegd in december 2016

³⁹ <http://mst.dk/media/131857/kvalitetskriterier-jord-og-drikkevand-juni-2015.pdf>, geraadpleegd December 2016

⁴⁰ overgenomen uit <http://www.renaremark.se/filarkiv/exjobb/2010/A6-Rosen.pdf>

⁴¹ <http://environnement.wallonie.be/legis/solsoussol/sol003.htm>, geraadpleegd december 2016

Canada heeft Human Health Soil Quality Guidelines opgesteld die concentraties voor contaminanten in de bodem geven waarbij of waaronder geen aanzienlijk risico voor de volksgezondheid verwacht wordt (Canadian Council of Ministers of the Environment (2007)). In Canada worden richtlijnen opgesteld voor de mens en voor het ecosysteem, de meest kritische van beide wordt weerhouden als soil quality guideline. De afleiding voor de mens houdt rekening met achtergrondblootstelling afkomstig van lucht, water, bodem, voeding en consumentenproducten. Indirecte blootstellingsroutes veroorzaakt door de verontreinigde bodem zoals vervuild grondwater, vlees, melk en melkproducten, infiltratie in binnenlucht en erosie (depositie) worden tevens beschouwd bij de afleiding van de guidelines.

De Deense kwaliteitscriteria of richtwaarden geven een veilig niveau van verontreiniging waarbij geen negatief effect voor de mens zal optreden. De criteria voor bodem zijn ontwikkeld voor 'zeer gevoelig landgebruik', bijvoorbeeld tuinen en kinderdagverblijven (Rosén, 2010). Het grondwatercriterium is opgesteld voor regio's waar grondwater gebruikt of kan gebruikt worden als drinkwater. Naast gezondheidscriteria worden ook geur en smaak mee in beschouwing genomen.

Zweedse (generieke) bodemkwaliteitscriteria worden vastgesteld op basis van kennis over toxicologische en ecotoxicologische effecten. De criteria zijn beschermend voor gezondheid en milieu bij de meerderheid van de vervuilde locaties, ze kunnen echter niet toegepast worden op alle locaties. Wanneer de generieke criteria niet relevant zijn voor de omstandigheden op een verontreinigde locatie, kunnen specifieke richtlijnen berekend worden rekening houdend met de werkelijke omstandigheden ter plaatse. De criteria zijn ontworpen voor 2 beschermingsniveaus: gevoelig bodemgebruik en minder gevoelig bodemgebruik. Gevoelig bodemgebruik omvat een groot aantal blootstellingsroutes zoals bodemingestie, consumptie van groenten, drinkwater, enzoverder. Deze categorie wordt gebruikt voor alle woningen en openbare ruimtes. Bodemingestie door kinderen, consumptie van groenten of bescherming van het ecosysteem zijn hierbij vaak de beperkende factor. De bodemkwaliteitscriteria zijn zodanig opgesteld dat ze eveneens beschermend werken voor het grondwater. Criteria voor minder gevoelig bodemgebruik geven bescherming aan ecosystemen, grondwater en mensen die niet wonen op de site. De kwaliteit van de bodem beperkt het gebruik tot kantoorgebouwen, wegen en industrie. Blootgestelde groepen mensen werken in het gebied, of zijn tijdelijk op bezoek (kinderen, ouderen). Er wordt ook rekening gehouden met de bescherming van dieren die op bezoek zijn, de teelt van siergewassen en ecosystemen dicht bij het oppervlaktewater. Deze classificatie biedt geen bescherming aan de mens voor het drinken van grondwater (Rosén, 2010). De bodemkwaliteitscriteria geven het hoogst aanvaardbare niveau van contaminatie voor mens en ecosysteem weer.

Wallonië heeft 3 normen voor verschillende types landgebruik, VR (de referentiewaarde of ook achtergrondwaarde) VS (de screening waarde die aangeeft of een bodem als niet verontreinigd mag beschouwd worden en of verder onderzoek nodig is) en VI (de interventiewaarde waarboven verdere actie vereist is). In de tabel is enkel de laatste, de interventiewaarde opgenomen.

6.10. INTEGRATIE EN EVALUATIE

6.10.1. GRONDWATER

Tabel 62 geeft voor grondwater de voorgestelde waarden weer, samen met de huidige Vlarebo-norm. Er is zowel een humaan toxicologisch bepaalde waarde als een wettelijke limiet voor tetrachlooretheen. De wettelijke limiet is de drinkwaterlimiet voor de som van tetrachlooretheen en trichlooretheen. Bij de risicobeoordeling moet wel rekening gehouden worden met het feit dat deze waarde een somparameter is. **Door het beleid is beslist om de wettelijke waarde van 10 µg/l (voor de som van trichlooretheen en tetrachlooretheen) te weerhouden als waarde voor tetrachlooretheen in grondwater.**

Tabel 62: Integratie van de voorgestelde waarden voor grondwater, tetrachlooretheen. (Het voorstel is in het vet weergegeven)

	Concentratie (µg/l)
Vlarebo	40
Normvoorstel	40 / 10
streefwaarde	0,5

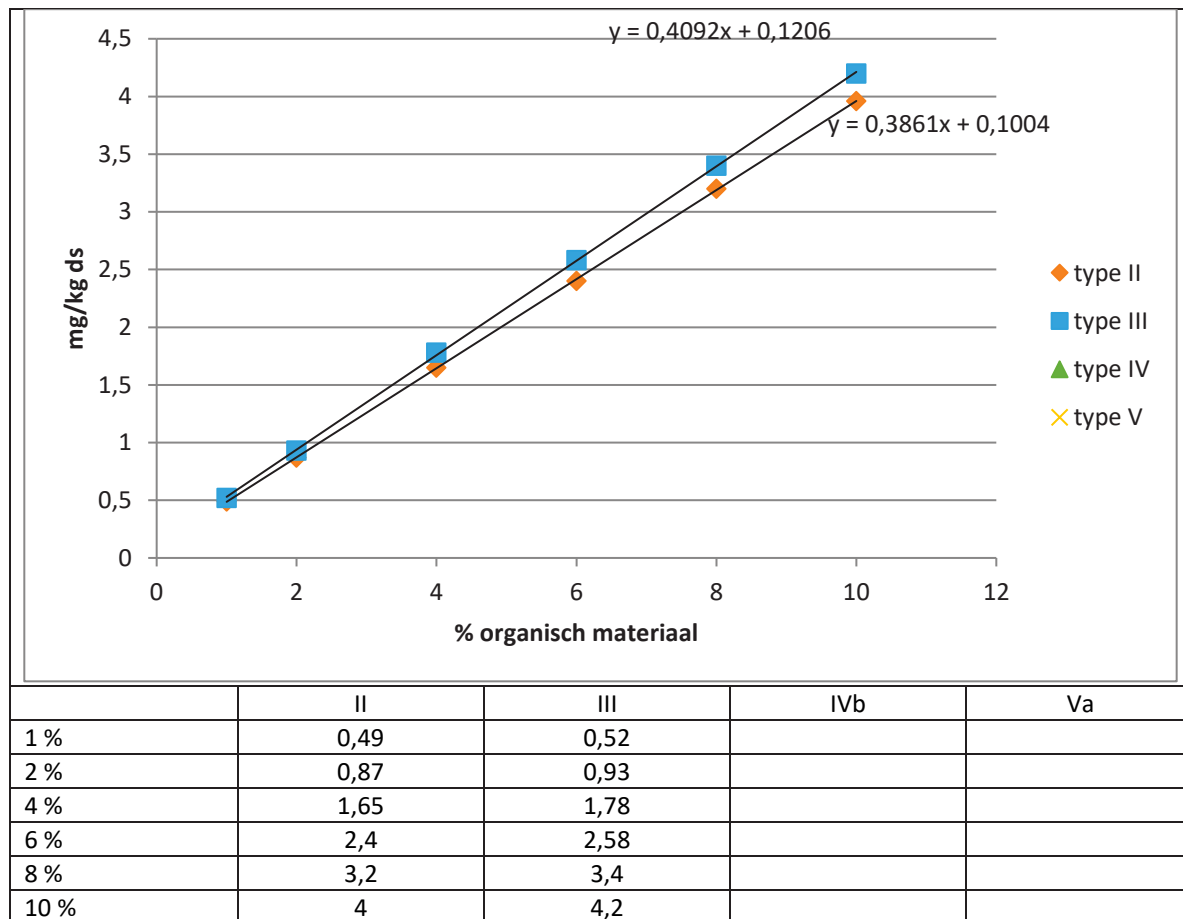
6.10.2. BODEM

Tabel 63 geeft voor bodem de voorgestelde waarden weer, samen met de huidige Vlarebo-norm. **Door het beleid is beslist om voor de optie van de wettelijke limiet in binnenlucht te kiezen.** Voor types II en III wijzigen de voorgestelde normen weinig, voor types IV en V wordt een daling van de bodemsaneringsnormen voorgesteld. Er is geen conflict met de streefwaarde.

Tabel 63: Integratie van de voorgestelde waarden voor bodem, tetrachlooretheen. (Het voorstel is in het vet weergegeven)

	II	III	IV	V
Vlarebo	0,7	1,4	30	35
Voorstel humaan tox – wettelijke limiet binnenlucht	0,87	0,93	2,5	5
Voorstel humaan tox – tox limiet binnenlucht	0,87	0,93	0,95	1,9
Voorstel ecotox	3,8	3,8	3,8	34
Streefwaarde	0,02	0,02	0,02	0,02

De omrekening van de voorgestelde – humaan toxicologisch onderbouwde – normen in functie van het gehalte organisch materiaal is opgenomen in Figuur 22. Hiervoor werd het standaard bodemtype (generic soil in S-Risk) genomen en werd alleen het gehalte organisch materiaal gewijzigd.



Figuur 22: Variatie van de voorgestelde normen in functie van organisch materiaal, tetrachlooretheen

6.10.3. VOORSTEL VOOR RICHTWAARDEN

De richtwaarde voor bodem wordt berekend als het gemiddelde van de streefwaarde en de bodemsaneringsnorm type II. Dit komt neer op $(0,02 + 0,87)/2 = 0,45$ mg/kg ds. Er wordt eveneens vergeleken met 80 % van de voorgestelde bodemsaneringsnorm type II bij 1 % organisch materiaal: $0,8 * 0,49 = 0,40$ mg/kg ds. Indien een lineaire omrekening vanuit 2 % organisch materiaal gehanteerd wordt dan is de waarde $0,8 * 0,44 = 0,35$ mg/kg ds. Indien de nieuwe normvoorstellen in Vlarebo worden geïmplementeerd, zou de nieuwe richtwaarde dus 0,35 mg/kg ds worden. De huidige richtwaarde voor bodem bedraagt 0,28 mg/kg ds.

De huidige richtwaarde voor grondwater bedraagt 5 µg/l.

HOOFDSTUK 7. MENGSELTOXICITEIT

In het rapport met de herziening van de toxicologie van de vermelde stoffen, is aandacht besteed aan mengseltoxiciteit (Geerts *et al.*, 2016). Deze informatie werd ook meegenomen in het afzonderlijke rapport over het meenemen van mengseltoxiciteit bij de beoordeling van bodemverontreiniging (Geerts & Cornelis, 2015). Wanneer verschillende stoffen terzelfdertijd tot blootstelling leiden, is het mogelijk dat het effect verschilt van het effect bij blootstelling aan de afzonderlijke stoffen. Dit kan optreden wanneer stoffen inwerken op eenzelfde werkingsmechanisme. Bij milieublootstelling (lage blootstellingsniveaus) veronderstelt men meestal dat voor niet-carcinogeniteit dosis- of concentratie-additie optreedt. Het effect van het mengsel resulteert onder deze aanname uit de som van de dosissen (of concentraties), waarbij rekening gehouden wordt met eventuele verschillen in potentie van de stoffen.

Mengseltoxiciteit kan op verschillende niveaus geëvalueerd worden, startend met een eenvoudige benadering waarbij men kijkt naar gemeenschappelijke eindpunten (vb. ingrijpen op zelfde orgaan) tot en met gedetailleerde kennis over de toxicokinetiek van de stoffen in het mengsel en hun interactie. We bespreken hierna alleen de niet-carcinogene effecten.

- gemeenschappelijke eindpunten

Tabel 64 geeft een overzicht van de kritische en subkritische eindpunten (niet-carcinogeen) per blootstellingsroute voor alle gechloreerde alifaten opgenomen in Vlarebo. Als kritisch eindpunt wordt beschouwd het eindpunt (of de eindpunten) die optreden bij de laagste effectdosis. Subkritische effecten zijn nog steeds van belang, maar treden pas bij hogere blootstelling op. Voor de gechloreerde alifaten zijn effecten op de *lever* en *neurologische effecten* de belangrijkste gemeenschappelijke eindpunten. Specifiek voor de hier besproken stoffen, komen daar ook nog effecten op *nieren en urinewegen* bij tetrachloormethaan, tetrachlooretheen, trichlooretheen en 1,1,1-trichloorethaan, en effecten op *bloed- en lymfevaten* bij dichloormethaan en tetrachloormethaan.

Tabel 64: Overzicht van de eindpunten voor de gechloreerde alifaten opgenomen in Vlarebo (gebaseerd op Geerts en Cornelis (2015)), niet-carcinogeniteit

	route	ademhalingsstelsel	cardiovasculair	gastro-intestinaal	bloed- en lymfevaten	musculoskeletaal	lever	vetweefsel	nieren en urinewegen	huid - systemisch	lichaamsgewicht	endocriene stelsel	immunologisch	neurologisch	voortplanting	ontwikkeling
<u>dichloormethaan</u>	oraal			K	S		K									
	dermaal				(X)		(X)									
	inhalatoir				S		K							K (L)		
<u>tetrachloormethaan</u>	oraal				S	S	K		K					K		
	dermaal			K	(X)		S		(X)					(X)		
	inhalatoir				S	S	K		K					K		
<u>tetrachlooretheen</u>	oraal						K		K			S		S		
	dermaal						(X)		(X)					(X)		
	inhalatoir	S					K		K			S		K		
<u>trichlooretheen</u>	oraal								K				S			S
	dermaal						S		(X)				S			(X)
	inhalatoir								K				S	S		S
<u>1,1,1-trichloorethaan</u>	oraal								S		K					
	dermaal						S							K		
	inhalatoir						K							K		
<u>1,1,2-trichloorethaan</u>	oraal				S		K		S				K			
	dermaal															
	inhalatoir															

	route	ademhalingsstelsel	cardiovasculair	gastro-intestinaal	bloed- en lymfevaten	musculoskeletaal	lever	vetweefsel	nieren en urinewegen	huid - systemisch	lichaamsgewicht	endocriene stelsel	immunologisch	neurologisch	voortplanting	ontwikkeling
1,1-dichloorethaan	oraal															
	dermaal	geen gegevens														
	inhalatoir								S							
1,2-dichloorethaan	oraal						K		K					S		
	dermaal						S		S					S		
	inhalatoir						S		S							
cis-1,2-dichlooretheen	oraal				S		K		K					K		
	dermaal	geen gegevens					(X)		(X)					(X)		
	inhalatoir	S					K							K		
trans-1,2-dichlooretheen	oraal						K		S				S	K		
	dermaal						(X)				S			(X)		
	inhalatoir	S					K							K		
vinylchloride	oraal						K									
	dermaal						(X)									
	inhalatoir		S				K		S		S				S	
trichloormethaan	oraal	S					K		K					K		
	dermaal						(X)		S	K				(X)		
	inhalatoir	S					K		K					K		

K: kritisch effect; S: secundair effect (treedt op bij hogere blootstelling dan het kritisch effect), (X): geëxtrapoleerd vanuit de orale route, L: lokaal effect

- aangetoonde mengseltoxiciteit

Voor een aantal van de gechloreerde alifaten is via experimentele toxicologische studies en/of mechanistische studies aangetoond dat mengseltoxiciteit optreedt (Geerts & Cornelis, 2015). Het gaat om volgende combinaties:

- Tetrachlooretheen en trichlooretheen (lever en nieren)
- 1,1,1-trichloorethaan, 1,1-dichloorethaan, trichlooretheen en tetrachlooretheen – mechanistische data (neurologisch)
- Chloroform⁴² en trichlooretheen (neurologisch)
- Chloroform, trichlooretheen en vinylchloride (kanker)
- Chloroform, 1,1-dichlooretheen, trichlooretheen en vinylchloride (lever en nieren)

De implementatie van mengseltoxiciteit binnen de bodemnormering wordt voorlopig niet verder uitgewerkt.

⁴² chloroform of trichloormethaan

REFERENTIES

- Abraham, M.H., Le, J., Acree Jr, W.E., Carr, P.W. & Dallas, A.J. (2001) The solubility of gases and vapours in dry octan-1-ol at 298 K. *Chemosphere*, **44**, 855-863.
- Ashworth, R.A., Howe, G.B., Mullins, M.E. & Rogers, T.N. (1988) Air Water Partitioning Coefficients of Organics in Dilute Aqueous-Solutions. *Journal of Hazardous Materials*, **18**, 25-36.
- ATSDR (1997) Toxicological profile for tetrachloroethylene. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- ATSDR (2000) Toxicological profile for methylene chloride. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta.
- ATSDR (2006) Toxicological profile for 1,1,1-trichloroethane. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- ATSDR (2014a) Draft toxicological profile for tetrachloroethylene. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- ATSDR (2014b) Draft Toxicological Profile for trichloroethylene. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- Benbrahim-Tallaa, L., Lauby-Secretan, B., Loomis, D., Guyton, K.Z., Grosse, Y., El Ghissassi, F., Bouvard, V., Guha, N., Mattock, H. & Straif, K. (2014) Carcinogenicity of perfluorooctanoic acid, tetrafluoroethylene, dichloromethane, 1,2-dichloropropane, and 1,3-propane sultone. *The Lancet Oncology*, **15**, 924-925.
- Broholm, K. & Feenstra, S. (1995) Laboratory measurements of the aqueous solubility of mixtures of chlorinated solvents. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **14**, 9-15.
- Bruckner, J.V., MacKenzie, W.F., Muralidhara, S., Luthra, R., Kyle, G.M. & Acosta, D. (1986) Oral toxicity of carbon tetrachloride: acute, subacute, and subchronic studies in rats. *Fundam. Appl. Toxicol*, **6**, 16-34.
- BS (2003) Besluit van de Vlaamse regering van 13 december 2002 houdende reglementering inzake de kwaliteit en levering van water, bestemd voor menselijke consumptie. Belgisch Staatsblad - 28.01.2003 - Ed 2.
- BS (2004) Besluit van de Vlaamse regering van 11 juni 2004 houdende maatregelen tot bestrijding van de gezondheidsrisico's door verontreiniging van het binnenhuismilieu. In Staatsblad, B. (ed).
- BS (2018) Besluit van de Vlaamse Regering tot wijziging van diverse bepalingen van het Binnenmilieubesluit van 11 juni 2004 en tot opheffing van het ministerieel besluit van 16 maart 2006 tot vaststelling van het modelformulier en de procedure voor aanvragen van een onderzoek van het binnenmilieu. Besluit van 13 juli 2018. Publicatiedatum 7 september 2018. Belgisch Staatsblad.
- Buben, J.A. & O'Flaherty, E.J. (1985) Delineation of the role of metabolism in the hepatotoxicity of trichloroethylene and perchloroethylene: a dose-effect study. *Toxicol. Appl. Pharmacol*, **78**, 105-122.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (2007) Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health: Summary of A Protocol for the Derivation of Environmental and Human Health Soil Quality Guidelines. In: Canadian environmental quality guidelines, Chapter 7.
- Cao, X.-L., Sparling, M. & Dabeka, R. (2016) Occurrence of 13 volatile organic compounds in food from the Canadian total diet study. *Food additives and Contaminants: Part A*, **33**, 10.
- Cavalleri, A., Gobba, F., Paltrinieri, M., Fantuzzi, G., Righi, E. & Aggazzotti, G. (1994) Perchloroethylene exposure can induce colour vision loss. *Neurosci. Lett*, **179**, 162-166.
- CCME (1999) Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health - Tetrachloroethylene. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, Canada, pp. 7.
- CCME (2006a) Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health - Trichloroethylene. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, Canada, pp. 11.
- CCME (2006b) A protocol for the derivation of environmental and human soil quality guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment.
- CCRX (1994) Metingen in het milieu in Nederland 1992, Bilthoven, Nederland.

- Charbotel, B., Fevotte, J., Hours, M., Martin, J.L. & Bergeret, A. (2006) Case-control study on renal cell cancer and occupational exposure to trichloroethylene. Part II: Epidemiological aspects. *Ann. Occup. Hyg*, **50**, 777-787.
- Cornelis, C., Bierkens, J. & Standaert, A. (2013) S-Risk stoffenfiches - deel 3: chlooralifaten, chloorbenzenen en chloorfenolen, Mol.
- Cornelis, C. & Geuzens, P. (1995) Voorstel tot normering van bodemverontreiniging door gechloreerde solventen, Mol, België.
- Cornelis, C. & Touchant, K. (2016a) Basisinformatie voor risico-evaluaties: Uitvoeren van een humaan-toxicologische locatiespecifieke risico-evaluatie. VITO, Mol, Belgium.
- Cornelis, C. & Touchant, K. (2016b) Basisinformatie voor risico-evaluaties: werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen en toetsingswaarden, richtwaarden en streefwaarden. VITO, Mol.
- de Jong, F.M.W., Posthuma-Doodelan, C.J.A.M. & Verbruggen, E.M.J. (2007) Ecotoxicologically based environmental risk limits for several volatile aliphatic hydrocarbons *RIVM report*. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- Dewulf, J., Drijvers, D. & Van Langenhove, H. (1995) Measurement of Henry's law constant as function of temperature and salinity for the low temperature range. *Atmospheric Environment*, **29**, 323-331.
- ECB (2004) European Union Risk Assessment Report: trichloroethylene (CAS N° 79-01-6) (EINECS N° 201-167-4). European Chemicals Bureau.
- Echeverria, D., White, R.F. & Sampaio, C. (1995) A Behavioral-Evaluation of Pce Exposure in Patients and Dry Cleaners - a Possible Relationship between Clinical and Preclinical Effects. *Journal of Occupational and Environmental Medicine*, **37**, 667-680.
- EG (1998) Richtlijn 98/83/EG van de Raad van 3 november 1998 betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water.
- EG (2002) Richtlijn 2002/32/EG van het Europees Parlement en de Raad van 7 mei 2002 inzake ongewenste stoffen in diervoeding.
- EG (2006a) Verordening (EG) Nr. 1881/2006 van de Commissie van 19 december 2006 tot vaststelling van de maximumgehalten aan bepaalde verontreinigingen in levensmiddelen. *Publicatieblad van de Europese Unie*, pp. 5.
- EG (2006b) Verordening (EG) Nr. 1907/2006 inzake de registratie en beoordeling van en de autorisatie en beperkingen ten aanzien van chemische stoffen (REACH).
- EG (2008) Richtlijn 2008/50/EG van het Europees Parlement en de Raad betreffende de luchtkwaliteit en schonere lucht voor Europa. *PB. L 152*.
- European Commission, E.C.B., Scientific Committee for Health and Consumer Protection (2003) Technical Guidance Documents in support of Directive 93/67/EEC on risk assessment of new notified substances and Regulation (EC) No. 1488/94 on risk assessment of existing substances and Directive 98/9/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Part II., Ispra, Italy, pp. 337.
- European Commission, E.C.B., Scientific Committee for Health and Consumer Protection (2004) Trichloroethylene, Ispra, Italy.
- European Commission, E.C.B., Scientific Committee for Health and Consumer Protection (2005) Tetrachloroethylene, Ispra, Italy.
- Fan, V.S., Savage, R.E.J. & Buckley, T.J. (2007) Methods and measurements for estimating human dermal uptake of volatile organic compounds and for deriving dermal permeability coefficients *Toxicology Mechanisms and Methods*, pp. 295-304.
- Fleuren, R., Janssen, P. & de Poorter, L. (2009) Environmental risk limits for twelve volatile aliphatic hydrocarbons. An update considering human-toxicological data. RIVM.

- Frasch, H.F. & Barbero, A.M. (2009) A paired comparison between human skin and hairless guinea pig skin in vitro permeability and lag time measurements for 6 industrial chemicals. *Cutaneous and Ocular Toxicology*, **28**, 107-113.
- Geerts, L., Bierkens, J., Cornelis, C. & Gemoets, J. (2011) Toxicologische fiches voor gechloreerde solventen, Mol, België.
- Geerts, L. & Cornelis, C. (2015) Mengseltoxiciteit in de beoordeling van bodemverontreiniging - ontwerp eindrapport. VITO, Mol, België.
- Geerts, L., Cornelis, C., Bierkens, J. & Gemoets, J. (2016) Toxicologische fiches voor gechloreerde solventen - actualisatie. Versie 2016. VITO, Mol, België.
- Gobba, F., Righi, E., Fantuzzi, G., Predieri, G., Cavazzuti, L. & Aggazzotti, G. (1998) Two-year evolution of perchloroethylene-induced color-vision loss. *Archives of Environmental Health*, **53**, 196-198.
- Gosset, J.M. (1987) Measurement of Henry's law constant for C1 and C2 chlorinated hydrocarbons. *Environmental Science and Technology*, **21**, 202-208.
- Hassauer, M., Kalberlach, F. & Griem, P. (1999) Trichlorethen. In Eikmann, T., Heinrich, U., Heinzow, B., Konietzka, R., Heinrich, U., Heinzow, B., Konietzka, R. (eds) *Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen*. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Hassauer, M., Kalberlach, F., Oltmanns, J. & Schneider, K. (1993) Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten., Berlin, Duitsland.
- Hayes, J.R., Condie, L.W., Jr. & Borzelleca, J.F. (1986) The subchronic toxicity of tetrachloroethylene (perchloroethylene) administered in the drinking water of rats. *Fundam. Appl. Toxicol*, **7**, 119-125.
- Hazleton, L. (1983) 24-month oncogenicity study of methylene chloride in mice: Final report, New York, NY.
- Health Canada (2010a) Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Technical Document - Carbon Tetrachloride; Water, Air and Climate Change Bureau; Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Health Canada, Ottawa, Ontario.
- Health Canada (2010b) Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Technical Document — Carbon Tetrachloride. Water, Air and Climate Change Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Health Canada, Ottawa, Ontario.
- Hovorka, S. & Dohnal, V. (1997) Determination of air-water partitioning of volatile halogenated hydrocarbons by the inert gas stripping method. *J Chem Eng Data*, **42**, 924-933.
- IARC (1999a) IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans: Re-evaluation of some organic chemicals, hydrazine and hydrogen peroxide. International Agency for Research on Cancer, Lyon, France.
- IARC (1999b) Re-evaluation of some organic chemicals, hydrazine and hydrogen peroxide. Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Human. International Agency for Research on Cancer., pp. 589-602.
- IARC (2014) Trichloroethylene, tetrachloroethylene, and some other chlorinated agents. International Agency for Research on Cancer, Lyon, France.
- IRIS US-EPA (2010) Integrated Risk Information System - 1,4-dioxane CASRN 123-91-1.
- JBRC (1998) Subchronic inhalation toxicity and carcinogenicity studies of carbon tetrachloride in F344 rats and B6F1 mice (studies N°s 0020, 0021, 0043 and 0044). Unpublished report of the Japan Industrial Safety and Health Association, Japan Bioassay Research Center to the Ministry of Labor. [unpublished].
- JISA (1993) Carcinogenicity study of tetrachloroethylene by inhalation in rats and mice. Japan Industrial Safety Association.
- Kile, D., Chiou, C., Zhou, H. & Xu, H. (1995) Partition of nonpolar organic pollutants from water to soil and sediment organic matters. *Environmental Science and Technology*, **29**, 1401-1406.

- Kreule, P.R., van den Berg, R., Waitz, M.F.W. & Swartjes, F. (1995) Calculation of humantoxicological serious soil contamination concentrations and proposals for intervention values for clean-up of soil and groundwater: Third series of compounds, 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**, 2061-2077.
- Leeman, W.R., Van den Berg, K.J. & Houben, G.F. (2007) Transfer of chemicals from feed to animal products: The use of transfer factors in risk assessment. *Food Additives and Contaminants*, **24**, 1-13.
- Leighton, D.T. & Calo, J.M. (1981) Distribution Coefficients of Chlorinated Hydrocarbons in Dilute Air-Water Systems for Groundwater Contamination Applications. *J Chem Eng Data*, **26**, 382-385.
- Li, J.J., Dallas, A.J., Eikens, D.I., Carr, P.W., Bergmann, D.L., Hait, M.J. & Eckert, C.A. (1993) Measurement of Large Infinite Dilution Activity-Coefficients of Nonelectrolytes in Water by Inert-Gas Stripping and Gas-Chromatography. *Anal Chem*, **65**, 3212-3218.
- Lijzen, J.P.A., Baars, A.J., Otte, P.F., Rikken, M.G.J., Swartjes, F., Verbruggen, E.M.J. & van Wezel, A.P. (2001) Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater, Bilthoven, Nederland.
- Mackay, D. (1982) Correlation of Bioconcentration Factors. *Environmental Science & Technology*, **16**, 274-278.
- Mackay, D., Shiu, W.Y., Ma, K.C. & Lee, S.C. (2006) *Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals*. Taylor & Francis Group.
- Maltoni, C., Lefemine, G. & Cotti, G. (1986) volume v. experimental research on trichloroethylene carcinogenesis, Princeton, NJ.
- Maltoni, C., Lefemine, G., Cotti, G. & Perino, G. (1988) Long-term carcinogenicity bioassays on trichloroethylene administered by inhalation to Sprague-Dawley rats and Swiss and B6C3F1 mice. *Ann. N. Y. Acad. Sci*, **534**, 316-342.
- Medeiros Vinci, R., Jacxsens, L., De Meulenaere, B., Deconink, E., Matsiko, E., Lachat, C., de Schaetzen, T., Canfyn, M., Van Overmeire, I., Kolsteren, P. & Van Loco, J. (2015) Occurrence of volatile organic compounds in foods from the Belgian market and dietary exposure assessment. *Food Control*, **52**, 8.
- Montecastro, D.B. (2008) Ambient air monitoring of hazardous volatile organic compounds in Seattle, Washington neighborhoods: trends and implications. *Department of Civil and Environmental Engineering*. WASHINGTON STATE UNIVERSITY WASHINGTON, pp. 86.
- Mutti, A., Alinovi, R., Bergamaschi, E., Biagini, C., Cavazzini, S., Franchini, I., Lauwerys, R.R., Bernard, A.M., Roels, H., Gelpi, E. & . (1992) Nephropathies and exposure to perchloroethylene in dry-cleaners. *Lancet*, **340**, 189-193.
- Nagano, K., Sasaki, T., Umeda, Y., Nishizawa, T., Ikawa, N., Ohbayashi, H., Arito, H., Yamamoto, S. & Fukushima, S. (2007) Inhalation carcinogenicity and chronic toxicity of carbon tetrachloride in rats and mice. *Inhal. Toxicol*, **19**, 1089-1103.
- Nakai, J.S., Stathopoulos, P.B., Campbell, G.L., Chu, I., Li-Muller, A. & Aucoin, R. (1999) Penetration of chloroform, trichloroethylene, and tetrachlorethylene through human skin. *Journal of Toxicology and Environmental Health-Part A*, **58**, 157-170.
- NCI (1977) Bioassay of tetrachloroethylene for possible carcinogenicity. National Cancer Institute.
- Nouwen, J. & Cornelis, C. (1998) Finale voorstel tot normering van bodemverontreiniging door gechloreerde solventen, Mol, België.
- NTP (1988) NTP Toxicology and Carcinogenesis Studies of Trichloroethylene (CAS No. 79-01-6) in Four Strains of Rats (ACI, August, Marshall, Osborne-Mendel) (Gavage Studies) *National Toxicology Program Technical Report Series*, Springfield, pp. 1-299.

- NTP (1990) NTP Technical report on the carcinogenesis studies of trichloroethylene (without epichlorhydrin) (CAS N° 79-01-6) in F344/N rats and B6C3F1 mice (gavage studies). US Department of Health and Human Services, National Toxicology Program.
- NTP (2000) NTP Technical Report on the toxicity studies of 1,1,1-trichloroethane (Cas N° 76-55-6). US Department of Health and Human Services, National Toxicology Program.
- OEHHA (2001) Public Health Goal for tetrachloroethylene in drinking water. Office of Environmental Health Hazard Assessment, California Environmental Protection Agency.
- OEHHA (2006a) **Public Health goal for 1,1,1-trichloroethane in Drinking Water.**
- OEHHA (2006b) **Public Health goal for 1,1,1-trichloroethane in Drinking Water.**
- OEHHA (2008) Appendix D.3 Chronic RELs and toxicity summaries using the previous version of the Hot Spots Risk Assessment guidelines (OEHHA 1999), <https://oehha.ca.gov/media/downloads/crn/appendixd3final.pdf>, pp. 619.
- OESO (2000) OECD Guideline for the testing of chemicals. Adsorption - desorption using a batch equilibrium method.
- Peng, J. & Wan, A. (1997) Measurement of Henry's constants of high-volatility organic compounds using a headspace autosampler. *Environmental Science & Technology*, **31**, 2998-3003.
- Poet, T.S., Corley, R.A., Thrall, K.D., Edwards, J.A., Tanojo, H., Weitz, K.K., Hui, X., Maibach, H.I. & Wester, R.C. (2000) Assessment of the percutaneous absorption of trichloroethylene in rats and humans using MS/MS real-time breath analysis and physiologically based pharmacokinetic modeling. *Toxicological Sciences*, **56**, 61-72.
- RIVM-TRI Stofgegevens trichlooretheen.
- RIVM Risico's van stoffen: stofgegevens 1,1,1-trichloorethaan.
- Robbins, G.A., Wang, S. & Stuart, J.D. (1993) Using the static headspace method to determine Henry's law constants *Analytical Chemistry*. American Chemical Society, pp. 3113-3118.
- Rosén, S. (2010) Comparison of the processes in Sweden and Denmark for remediation of contaminated sites. CHALMERS UNIVERSITY OF TECHNOLOGY, Göteborg, Sweden.
- Rosengren, L.E., Aurell, A., Kjellstrand, P. & Haglid, K.G. (1985) Astrogliosis in the cerebral cortex of gerbils after long-term exposure to 1,1,1-trichloroethane. *Scand. J Work Environ. Health*, **11**, 447-455.
- Roy, W.R. & Griffin, R. (1985) Mobility of organic solvents in water-saturated soil materials. *Environmental Geology Water Sciences*, **7**, 241-247.
- Sander, R. (2015) Compilation of Henry's law constants (version 4.0) for water as solvent. *Atmos. Chem. Phys.*, **15**, 4399-4981.
- Sangster, J.M. (2003) Henry's law constants for compounds stable in water. In Fogg, P.G.T., Sangster, J.M. (eds) *Chemicals in the Atmosphere – Solubility, Sources and Reactivity*. Wiley, Chichester, West Sussex, England, pp. 253-261.
- SCOEL (2009) Recommendation from the Scientific Committee on Occupational Exposure Limits for carbon tetrachloride. Scientific Committee on Occupational Exposure Limits, European Commission, pp. 19 p.
- Seeber, A. (1989) Neuro-Behavioral Toxicity of Long-Term Exposure to Tetrachloroethylene. *Neurotoxicology and Teratology*, **11**, 579-583.
- Serota, D.G., Thakur, A.K., Ulland, B.M., Kirschman, J.C., Brown, N.M., Coots, R.H. & Morgareidge, K. (1986) A two-year drinking-water study of dichloromethane in rodents. II. Mice. *Food Chem. Toxicol*, **24**, 959-963.
- Shimotori, T. & Arnold, W.A. (2003) Measurement and estimation of Henry's law constants of chlorinated ethylenes in aqueous surfactant solutions. *J Chem Eng Data*, **48**, 253-261.

- Spalt, E.W., Kissel, J.C., Shirai, J. & Bunge, A.L. (2009) Dermal absorption of environmental contaminants from soil and sediment: a critical review. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, **19**, 119-148.
- Stranger, M., Geyskens, F., Lauwers, J., Verbeke, L., Swinnen, R., Lazarov, B. & Goelen, E. (2013) Referentietaak Binnenmilieu 2013. VITO, Mol, België.
- Tse, G., Orbey, H. & Sandler, S.I. (1992) Infinite Dilution Activity-Coefficients and Henry Law Coefficients of Some Priority Water Pollutants Determined by a Relative Gas-Chromatographic Method. *Environmental Science & Technology*, **26**, 2017-2022.
- Tse, O.H. & Sandler, S. (1992) Infinite dilution activity coefficients and Henry's law coefficients of some priority water pollutants by a relative gas chromatographic method. *Environmental Science and Technology*, **26**, 2017-2022.
- US-EPA (1982) Aquatic fate process data for organic priority pollutants - final report. United States Environmental Protection Agency, Washington DC, VS.
- US-EPA (1994) Technical background document for Draft Soil Screening Level Guidance, Washington DC, VS.
- US-EPA (2004) Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment), Washington DC, USA.
- US-EPA (2010) Toxicological review of carbon tetrachloride (CAS N° 56-23-5) in support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS). United States Environmental Protection Agency.
- US-EPA (2011a) Toxicological review of dichloromethane (methylene chloride) (CAS N° 75-09-2), Washington DC, US.
- US-EPA (2011b) Toxicological review of trichloroethylene (CAS N° 79-01-6) in support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS). United States Environmental Protection Agency.
- US-EPA (2012) Toxicological review of tetrachloroethylene (perchloroethylene) (CAS N° 127-18-4) in support of the Integrated Risk Information System (IRIS). United States Environmental Protection Agency.
- US, F.D.A. (2006) Total Diet Study Market Baskets 1991-3 through 2003-4. US F.D.A.
- 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), Bilthoven, Nederland.
- van Vlaardingen, P.L.A. & Verbruggen, E.M.J. (2007) Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framework of 'International and national environmental quality standards for substances in the Netherlands' (INS). Revision 2007. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands, pp. 146.
- Vane, L.M. & Giroux, E.L. (2000) Henry's law constants and micellar partitioning of volatile organic compounds in surfactant solutions. *J Chem Eng Data*, **45**, 38-47.
- Verschuieren, K. (1983) *Handbook of environmental data on organic chemicals*. Van Nostrand Reinhold, New York, VS.
- Vlaamse Overheid (2008) Besluit van de Vlaamse Regering van 14 december 2007 houdende vaststelling van het Vlaams reglement betreffende de bodemsanering en de bodembescherming (Vlarebo). Belgisch Staatsblad, 22/04/2008.
- Vlaamse Regering (2007) Ontwerp van besluit van de Vlaamse Regering houdende vaststelling van het Vlaams reglement betreffende de bodemsanering en de bodembescherming (Vlarebo).
- VMM (2014a) Kwaliteit van het drinkwater, resultaten kwaliteitscontroles van het in Vlaanderen verdeeld water voor menselijke consumptie, rapporteringsjaar 2013.
- VMM (2014b) Luchtkwaliteit in het Vlaamse Gewest. Jaarverslag immissiemeetnetten 2013. Bijlagen.

- VROM (2010) De kwaliteit van het drinkwater in Nederland in 2009. Ministerie van Infrastructuur en Milieu, VROM, the Netherlands.
- Warneck, P. (2007) A review of Henry's law coefficients for chlorine-containing C-1 and C-2 hydrocarbons. *Chemosphere*, **69**, 347-361.
- WHO (1987a) *Air quality guidelines for Europe*. World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.
- WHO (1987b) *Air quality guidelines for Europe*. Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.
- WHO (1993) *Guidelines for drinking-water quality: Volume 1 - recommendations*. World Health Organization, Genève, Switzerland.
- WHO (1996) *Guidelines for drinking-water quality*, 2nd Ed. Vol. 2, Health criteria and other supporting information, Genève, Switzerland.
- WHO (1999) Environmental Health Criteria 208 - Carbon tetrachloride. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- WHO (2000a) *Air quality guidelines for Europe*, 2nd Ed. Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.
- WHO (2000b) *Air Quality Guidelines for Europe*. 2nd Ed. *WHO Regional Publications, European Series*.
- WHO (2003a) 1,1,1-Trichloroethane in Drinking-water, pp. 1-16.
- WHO (2003b) Dichloromethane in drinking-water - background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality, Geneva, Switzerland.
- WHO (2003c) Tetrachloroethene in drinking-water - background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality, Genève, Switzerland.
- WHO (2004) Carbon tetrachloride in drinking-water - background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality, Genève, Switzerland.
- WHO (2005) Trichloroethene in drinking-water - background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality, Genève, Switzerland.
- WHO (2006) Concise international chemical assessment document 68: Tetrachloroethene, Geneva, Switzerland.
- WHO (2010) WHO guidelines for indoor air quality - selected pollutants. World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.
- WHO (2011) *Guidelines for drinking-water Quality*, 4th edition.
- WHO (2017) *Guidelines for Drinking-water Quality*. Fourth edition incorporating the first addendum. World Health Organization., pp. 631.
- Wilschut, A., ten Berge, W.F., Robinson, P.J. & McKone, T.E. (1995) Estimating skin permeation. The validation of five mathematical skin permeation models. *Chemosphere*, **30**, 1275-1296.
- Wright, D., Sandler, S. & DeVoll, D. (1992) Infinite dilution activity coefficients and solubilities of halogenated hydrocarbons in water at ambient temperature. *Environmental Science and Technology*, **26**, 1828-1831.

BIJLAGE A - STOFFENFICHES

1. Dichloormethaan

Parameter	Eenheid	Basisgegevens Vlarebo 2008		Herziening 2019	
		Waarde	Bron	Waarde	Bron
CAS nr.		75-09-2		75-09-2	
Type		organisch		organisch	
Dissociërend		neen		neen	
Molmassa	g/mol	85		85	
Oplosbaarheid	mg/l	1,99.10 ⁴ bij 25°C	Kühne et al. (1995)	1,99.10 ⁴ bij 25°C	Kühne et al. (1995)
Dampdruk	Pa	46518 bij 20°C	Verschueren (1983)	57662 bij 25 °C	gemiddelde van experimentele waarden en waarden berekend met de Antoine-methode
Henry-coëfficiënt	Pa m ³ /mol	116 bij 10°C	Gosset (1987); Wright et al. (1992); Tse en Sandler (1992)	134 bij 10 °C	regressie uit Warneck (2007)
log Kow	g/g	1,48	van den Berg (1994); US-EPA (1994b)	1,3 (Kow = 20)	gemiddelde van experimentele en berekende waarden
log Koc	dm ³ /kg	1,361728	US-EPA (1994b)	-	laten berekenen in S-Risk (hydrofobe verbinding)
Log Koa	g/g	berekend		berekend	
BCF		berekend		berekend	
Dpe	m ² /d	5.10 ⁻⁷	van den Berg (1994)	5.10 ⁻⁷	van den Berg (1994)
Dpvc	m ² /d	berekend		berekend	
Diffusiecoëfficiënt lucht (Da)	m ² /d	berekend		berekend	
Diffusiecoëfficiënt water (Dw)	m ² /d	berekend		berekend	
Kp	[cm/h]	berekend		berekend	
FA	-	1		1	
ABS dermaal bodem/stof	-	0	verwaarloosbaar, vluchtige stof	0	verwaarloosbaar, vluchtige stof

Parameter	Eenheid	Basisgegevens Vlarebo 2008		Herziening 2019	
		Waarde	Bron	Waarde	Bron
BTF rundsvlees	d/kg	berekend			
BTF schapenvlees	d/kg	berekend		berekend	
BTF lever	d/kg	berekend		berekend	
BTF nier	d/kg	berekend		berekend	
BTF melk	d/kg	berekend		berekend	
BTF bodem – ei	d/kg	0	 geen waarden opgezocht	0,33	Leeman et al. (2007)
BTF voeder - ei	d/kg	0	 geen waarden opgezocht	0,33	geen waarden
Carcinogeniteit		2B	IARC (1986)	2A	IARC (2014)
Systemische effecten drempel					
TDI oraal	mg/kg.d	$6 \cdot 10^{-3}$	WHO (1993)	$6 \cdot 10^{-3}$	WHO (2003b), US-EPA (2011a)
TCL inhalatoir	mg/m ³	$2,1 \cdot 10^{-2}$	omgerekend uit orale TDI	$6 \cdot 10^{-1}$	US-EPA (2011a)
TDI dermaal	mg/kg.d	$6 \cdot 10^{-3}$	zelfde als orale waarde	$6 \cdot 10^{-3}$	= orale TDI
uitmiddeldingsduur		kind, jongere, volwassene		kind, jongere, volwassene	
Lokale effecten drempel					
TCL inhalatoir	mg/m ³			0,45	WHO (2000a)
uitmiddeldingsduur				kind, jongere, volwassene	
Systemische effecten geen drempel					
hellingsfactor oraal	(mg/kg.d) ⁻¹			$2 \cdot 10^{-3}$ (volw) $6 \cdot 10^{-3}$ (3 - < 15 jr) $2 \cdot 10^{-2}$ (1 - < 3 jr)	US-EPA (2011a)
eenheidsrisico inhalatoir	(mg/m ³) ⁻¹			$1 \cdot 10^{-5}$ (volw) $3 \cdot 10^{-5}$ (3 - < 15 jr) $1 \cdot 10^{-4}$ (1 - < 3 jr)	US-EPA (2011a)
hellingsfactor dermaal	(mg/kg.d) ⁻¹			$2 \cdot 10^{-3}$ (volw) $6 \cdot 10^{-3}$ (3 - < 15 jr) $2 \cdot 10^{-2}$ (1 - < 3 jr)	= orale hellingsfactor
uitmiddeldingsduur				levenslang	

Parameter	Eenheid	Basisgegevens Vlarebo 2008		Herziening 2019	
		Waarde	Bron	Waarde	Bron
Limiet in lucht	mg/m ³	3	WHO (1987)	0,45	WHO (2000a) ^{a)} , toxicologische toetsingswaarde
Limiet in drinkwater	mg/m ³	20	WHO (1993)	20	WHO (2003b) , toxicologische toetsingswaarde
Gewasnorm	mg/kg vg	-			
Vleesnorm					
Rundsvlees	mg/kg vg	-			
Schapenvlees	mg/kg vg	-			
Lever	mg/kg vg	-			
Nier	mg/kg vg	-			
Melk	mg/kg vg	-			
Boter	mg/kg vg	-			
Ei	mg/kg vg	-			
Achtergrond voeding volwassene	mg/kg dag	0		0	
Achtergrond voeding kinderen	mg/kg.dag	0		0	
Achtergrond aardappel	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond wortelgewassen	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond bolgroenten (ui, ...)	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond vruchtgroenten	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond kool	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond bladgroenten	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond peulvruchten	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond rundsvlees	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond orgaanvlees	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond melk	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond boter	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond eieren	mg/kg vg	0		0	

Parameter	Eenheid	Basisgegevens Vlarebo 2008		Herziening 2019	
		Waarde	Bron	Waarde	Bron
Achtergrond buitenlucht	mg/m ³	0	geen gegevens	0	
Achtergrond binnenlucht	mg/m ³	0	 geen gegevens	0	
Achtergrond drinkwater	mg/m ³	0	 geen gegevens	0,1	VROM (2010)

^{a)} De levenslange hellingsfactor voor inademing bedraagt $1,7 \cdot 10^{-5} \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$ (US-EPA, 2011a). Omgerekend naar een extra levenslang kankerrisico van $1 \cdot 10^{-5}$ resulteert dit in een concentratie van afgerond 0,60 mg/m³. De waarde op basis van de vorming van COHb (0,45 mg/m³) is lager en wordt daarom geselecteerd.

2. Tetrachloormethaan

Parameter	Eenheid	Basisgegevens Vlarebo 2008		Herziening 2019	
		Waarde	Bron	Waarde	Bron
CAS nr.		56-23-5		56-23-5	
Type		organisch		organisch	
Dissociërend		neen		neen	
Molmassa	g/mol	154		154	
Oplosbaarheid	mg/l	800 bij 20°C	Verschuieren (1983), Broholm en Feenstra (1995), Tse en Sandler (1992), Wright et al. (1992)	775 bij 25°C	gemiddelde van experimentele waarden
Dampdruk	Pa	12000 bij 20°C	van den Berg (1994)	14991 bij 25°C	gemiddelde van experimentele waarden en waarden berekend met de Antoine-methode
Henry-coëfficiënt	Pa m³/mol	1350 bij 10°C	Gosset (1987), Tse en Sandler (1992)	1310 bij 10 °C	regressie uit Warneck (2007)
log Kow	g/g	2,7	US-EPA (1994b)	2,66 (Kow = 457)	gemiddelde van experimentele waarden
log Koc	dm³/kg	2,22 (Koc = 164)	US-EPA (1994b), Kile et al. (1995)	1,79 (Koc = 62)	gemiddelde van experimentele waarden voor de bodem met OC >= 0,3 %
Log Koa	g/g	berekend		berekend	
BCF		berekend		berekend	
Dpe	m²/d	8.10 ⁻⁷	van den Berg (1994)	8.10 ⁻⁷	van den Berg (1994)
Dpvc	m²/d	berekend		berekend	
Diffusiecoëfficiënt lucht (Da)	m²/d	berekend		berekend	
Diffusiecoëfficiënt water (Dw)	m²/d	berekend		berekend	
Kp	[cm/h]	berekend		berekend	
FA	-	1		1	
ABS dermaal bodem/stof	-	0	 verwaarloosbaar, vluchtige stof	0	verwaarloosbaar, vluchtige stof

Parameter	Eenheid	Basisgegevens Vlarebo 2008		Herziening 2019	
		Waarde	Bron	Waarde	Bron
BTF rundsvlees	d/kg	berekend		berekend	
BTF schapenvlees	d/kg	berekend	N	berekend	
BTF lever	d/kg	berekend	N	berekend	
BTF nier	d/kg	berekend	N	berekend	
BTF melk	d/kg	berekend		berekend	
BTF bodem – ei	d/kg	0	N geen waarden opgezocht	1,06	Leeman et al. (2007)
BTF voeder - ei	d/kg	0	N geen waarden opgezocht	1,06	geen waarden
Carcinogeniteit		2B	IARC (1979)	2B	IARC (1999b)
Systemische effecten drempel					
TDI oraal	mg/kg.d	$7,14 \cdot 10^{-4}$	WHO (1993)	$4 \cdot 10^{-3}$	IRIS US-EPA (2010)
TCL inhalatoir	mg/m ³	$5,6 \cdot 10^{-3}$	omgerekend uit $1,6 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d met als referentie Hassauer et al. (1993) (niet traceerbaar en in conflict met TCL)	$1 \cdot 10^{-1}$	IRIS US-EPA (2010)
TDI dermaal	mg/kg.d	$7,14 \cdot 10^{-4}$	orale TDI	$4 \cdot 10^{-3}$	= orale TDI
uitmiddeldingsduur		kind, jongere, volwassene		kind, jongere, volwassene	
Systemische effecten geen drempel					
hellingsfactor oraal	(mg/kg.d) ⁻¹			-	
eenheidsrisico inhalatoir	(mg/m ³) ⁻¹			-	
hellingsfactor dermaal	(mg/kg.d) ⁻¹			-	
uitmiddeldingsduur				levenslang	
Limiet in lucht	mg/m ³	$1,4 \cdot 10^{-2}$	Hassauer et al. (1993)	0,1	IRIS US-EPA (2010) toxicologische toetsingswaarde
Limiet in drinkwater	mg/m ³	2	WHO (1993)	12	IRIS US-EPA (2010) toxicologische toetsingswaarde
Gewasnorm	mg/kg vg	-		-	

Parameter	Eenheid	Basisgegevens Vlarebo 2008		Herziening 2019	
		Waarde	Bron	Waarde	Bron
Vleesnorm					
Rundsvlees	mg/kg vg	-		-	
Schapenvlees	mg/kg vg	-		-	
Lever	mg/kg vg	-		-	
Nier	mg/kg vg	-		-	
Melk	mg/kg vg	-		-	
Boter	mg/kg vg	-		-	
Ei	mg/kg vg	-		-	
Achtergrond voeding volwassene	mg/kg dag	$7,00 \cdot 10^{-5}$	CCRX (1994)	0	Geen recente gegevens
Achtergrond voeding kinderen	mg/kg.dag	relatief t.o.v. volwassenen cfr TGD	 Cornelis et al. (2013)	0	Geen recente gegevens
Achtergrond aardappel	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond wortelgewassen	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond bolgroenten (ui, ...)	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond vruchtgroenten	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond kool	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond bladgroenten	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond peulvruchten	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond rundsvlees	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond orgaanvlees	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond melk	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond boter	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond eieren	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond buitenlucht	mg/m ³	$2,7 \cdot 10^{-3}$	CCRX (1994)	$1 \cdot 10^{-3}$	Health Canada (2010a)
Achtergrond binnenlucht	mg/m ³	$2,7 \cdot 10^{-3}$	= buitenlucht	$1 \cdot 10^{-3}$	= buitenlucht
Achtergrond drinkwater	mg/m ³	0	 geen data	0	geen data

3. Trichlooretheen

Parameter	Eenheid	Basisgegevens Vlarebo 2008		Herziening 2019	
		Waarde	Bron	Waarde	Bron
CAS nr.		79-01-6		79-01-6	
Type		organisch		organisch	
Dissociërend		neen		neen	
Molmassa	g/mol	131,5		131,5	
Oplosbaarheid	mg/l	1,40.10 ³ bij 20°C	Tse en Sandler (1992), Wright et al. (1992)	1372 bij 25°C	Gemiddelde van experimentele waarden
Dampdruk	Pa	8000 bij 20°C	Verschuieren (1983)	9635 bij 25°C	Gemiddelde van experimentele waarden en berekend volgens Antoine
Henry-coëfficiënt	Pa m ³ /mol	419 bij 10°C	Gosset (1987), Tse en Sandler (1992), Wright et al. (1992)	439 bij 10°C	Gemiddelde van experimentele waarden
log Kow	g/g	2,4	US-EPA	2,52 (Kow = 331)	Gemiddelde van experimentele waarden
log Koc	dm ³ /kg	1,939519	US-EPA	1,994 (Koc = 98)	Gemiddelde van experimentele waarden (organische koolstof >= 0,3 % en diepte < 10 m).
Log Koa	g/g	berekend		berekend	
BCF		berekend		berekend	
Dpe	m ² /d	1,60.10 ⁻⁶	van den Berg (1994)	1,60.10 ⁻⁶	van den Berg (1994)
Dpvc	m ² /d	berekend		berekend	
Diffusiecoëfficiënt lucht (Da)	m ² /d	berekend		berekend	
Diffusiecoëfficiënt water (Dw)	m ² /d	berekend		berekend	
Kp	[cm/h]	1,20.10 ⁻¹	 Nakai et al. (1999)	1,20.10 ⁻¹	Nakai et al. (1999)
FA	-	1		1	Geerts <i>et al.</i> (2011)
ABS dermaal bodem/stof	-	5,90.10 ⁻³	 Afgeleid uit Poet et al. (2000) en Spalt et al. (2009)	5,90.10 ⁻³	Afgeleid uit Poet et al. (2000) en Spalt et al. (2009)
BTF rundsvlees	d/kg	berekend		berekend	
BTF schapenvlees	d/kg	berekend		berekend	

Parameter	Eenheid	Basisgegevens Vlarebo 2008		Herziening 2019	
		Waarde	Bron	Waarde	Bron
BTF lever	d/kg	berekend		berekend	
BTF nier	d/kg	berekend		berekend	
BTF melk	d/kg	berekend		berekend	
BTF bodem – ei	d/kg	0	 geen waarden opgezocht	1,06	afgeleid van Leeman et al. (2007)
BTF voeder - ei	d/kg	0	 geen waarden opgezocht	1,06	afgeleid van Leeman et al. (2007)
Carcinogeniteit		3	IARC (1987)	Groep 1	IARC (2014)
Systemische effecten drempel					
TDI oraal	mg/kg.d	$2,38 \cdot 10^{-2}$	WHO (1993)	$1,46 \cdot 10^{-3}$	WHO (2005)
TCL inhalatoir ^{a)}	mg/m ³	$8,3 \cdot 10^{-2}$	omgerekend uit de orale TDI	$6 \cdot 10^{-1}$	(OEHHA 2008)
TDI dermaal	mg/kg.d	$2,38 \cdot 10^{-2}$	= orale TDI	$1,46 \cdot 10^{-3}$	= orale TDI
uitmiddeldingsduur		kind, jongere, volwassene		kind, jongere, volwassene	
Systemische effecten geen drempel					
hellingsfactor oraal	(mg/kg.d) ⁻¹			$7,8 \cdot 10^{-4}$	WHO (2005)
eenheidsrisico inhalatoir	(mg/m ³) ⁻¹			$4,3 \cdot 10^{-4}$	WHO (2000)
hellingsfactor dermaal	(mg/kg.d) ⁻¹			$7,8 \cdot 10^{-4}$	= orale hellingsfactor
uitmiddeldingsduur				levenslang	
Limiet in lucht	mg/m ³	1	WHO (1987)	$2,3 \cdot 10^{-2}$ buitenlucht $2 \cdot 10^{-1}$ binnenlucht	Toxicologische waarde (afgeleid uit eenheidsrisico van WHO (2000) voor $1:10^6$) BS (2004), richtwaarde binnenmilieu
Limiet in drinkwater	mg/m ³	70	WHO (1993)	10	BS (2003), som van tri- en tetrachlooretheen
Gewasnorm	mg/kg vg	-		-	
Vleesnorm					
Rundsvlees	mg/kg vg	-		-	

Parameter	Eenheid	Basisgegevens Vlarebo 2008		Herziening 2019	
		Waarde	Bron	Waarde	Bron
Schapenvlees	mg/kg vg	-		-	
Lever	mg/kg vg	-		-	
Nier	mg/kg vg	-		-	
Melk	mg/kg vg	-		-	
Boter	mg/kg vg	-		-	
Ei	mg/kg vg	-		-	
Achtergrond voeding volwassene	mg/kg dag	$5,70 \cdot 10^{-5}$	Vermeire et al. (1991)	$3,05 \cdot 10^{-5}$	Medeiros Vinci <i>et al.</i> (2015) en consumptiedata van EFSA
Achtergrond voeding kinderen	mg/kg.dag	relatief t.o.v. volwassenen cfr TGD	 Cornelis et al. (2013)	1-<3: $3,23 \cdot 10^{-4}$ 3-<6: $2,51 \cdot 10^{-4}$ 6-<10: $2,51 \cdot 10^{-4}$ 10-<15: $4,08 \cdot 10^{-5}$ 15-<21: $3,57 \cdot 10^{-5}$ >21: $3,05 \cdot 10^{-5}$	Medeiros Vinci <i>et al.</i> (2015) en consumptiedata van EFSA
Achtergrond aardappel	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond wortelgewassen	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond bolgroenten (ui, ...)	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond vruchtgroenten	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond kool	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond bladgroenten	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond peulvruchten	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond rundsvlees	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond orgaanvlees	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond melk	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond boter	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond eieren	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond buitenlucht ^{b)}	mg/m ³	$2,00 \cdot 10^{-4}$	 data Nederland (2006-2008)	$2,00 \cdot 10^{-4}$	data Nederland (2006-2008)
Achtergrond binnenlucht	mg/m ³	$2,00 \cdot 10^{-4}$	 = buitenlucht	$2,00 \cdot 10^{-4}$	= buitenlucht

Parameter	Eenheid	Basisgegevens Vlarebo 2008		Herziening 2019	
		Waarde	Bron	Waarde	Bron
Achtergrond drinkwater	mg/m ³	0	geen data	0	geen data

- a) In de originele stoffenfiches wordt de toetsingswaarde voor inademing uitgedrukt in mg/kg.d. S-Risk gebruikt een toetsingswaarde in mg/m³. De omrekening gebeurt door vermenigvuldiging van de waarde in mg/kg.d met een lichaamsgewicht van 70 kg en deling door een ademvolume van 20 m³/d.
- b) Met de oorspronkelijke achtergrondconcentratie in buitenlucht werd in S-Risk reeds een risico-index > 1 berekend als gevolg van de gewijzigde omgang met achtergrondconcentraties in lucht. Daarom werden recentere data opgezocht.

4. 1,1,1-Trichloorethaan

Parameter	Eenheid	Basisgegevens Vlarebo 2008		Herziening 2019	
		Waarde	Bron	Waarde	Bron
CAS nr.		71-55-6		71-55-6	
Type		organisch		organisch	
Dissociërend		neen		neen	
Molmassa	g/mol	133,41	Verschuieren (1996)	133,41	
Oplosbaarheid	mg/l	1,02.10 ³ bij 20°C	gemiddelde van 6 gegevens	1430 bij 25°C	Gemiddelde van experimentele waarden
Dampdruk	Pa	14346 bij 20°C	gemiddelde van 6 gegevens	16540 bij 25°C	Gemiddelde van experimentele waarden en berekend volgens Antoine
Henry-coëfficiënt	Pa m ³ /mol	726 bij 10°C	regressie op basis van 23 metingen	830 bij 10°C	Gemiddelde van experimentele waarden
log Kow	g/g	2,45	gemiddelde van 12 gegevens	2,42 (Kow = 263)	Gemiddelde van experimentele waarden
log Koc	dm ³ /kg	2,01	gemiddelde van 8 gegevens	2,01 (Koc = 102)	Gemiddelde van experimentele waarden
Log Koa	g/g	berekend		berekend	
BCF		berekend		berekend	
Dpe	m ² /d	2,00.10 ⁻⁶	Kreule et al. (1995)	2,00.10 ⁻⁶	Kreule <i>et al.</i> (1995)
Dpvc	m ² /d	2,00.10 ⁻⁹		2,00.10 ⁻⁹	
Diffusiecoëfficiënt lucht (Da)	m ² /d	berekend		berekend	
Diffusiecoëfficiënt water (Dw)	m ² /d	berekend		berekend	
Kp	[cm/h]	1,67.10 ⁻¹	Fan et al. (2007)	1,67.10 ⁻¹	Fan et al. (2007)
FA	-	1		1	Geerts <i>et al.</i> (2011)
ABS dermaal bodem/stof	-	0	verwaarloosbaar, vluchtige stof	0	verwaarloosbaar, vluchtige stof
BTF rundsvlees	d/kg	berekend		berekend	
BTF schapenvlees	d/kg	berekend		berekend	
BTF lever	d/kg	berekend		berekend	
BTF nier	d/kg	berekend		berekend	
BTF melk	d/kg	berekend		berekend	

Parameter	Eenheid	Basisgegevens Vlarebo 2008		Herziening 2019	
		Waarde	Bron	Waarde	Bron
BTF bodem – ei	d/kg	0	 geen waarden opgezocht	1,06	afgeleid van Leeman et al. (2007)
BTF voeder - ei	d/kg	0	 geen waarden opgezocht	1,06	afgeleid van Leeman et al. (2007)
Carcinogeniteit		3	IARC (1987)	3	IARC (1999a)
Systemische effecten drempel					
TDI oraal	mg/kg.d	$5,8 \cdot 10^{-1}$	WHO (1996)	$6 \cdot 10^{-1}$	WHO (2003b)
TCL inhalatoir ^{a)}	mg/m ³	$8,2 \cdot 10^{-1}$	Hassauer et al. (1993)	1	OEHHA (2006a)
TDI dermaal	mg/kg.d	$5,8 \cdot 10^{-1}$	orale TDI	$6 \cdot 10^{-1}$	= orale TDI
uitmiddeldingsduur		kind, jongere, volwassene		kind, jongere, volwassene	
Limiet in lucht	mg/m ³	$8,2 \cdot 10^{-1}$	Hassauer et al. (1993)	1	TCL inhalatoir
Limiet in drinkwater	mg/m ³	2000	WHO (1996)	2000	WHO (2011)
Gewasnorm	mg/kg vg	-		-	
Vleesnorm					
Rundsvlees	mg/kg vg	-		-	
Schapenvlees	mg/kg vg	-		-	
Lever	mg/kg vg	-		-	
Nier	mg/kg vg	-		-	
Melk	mg/kg vg	-		-	
Boter	mg/kg vg	-		-	
Ei	mg/kg vg	-			
Achtergrond voeding volwassene	mg/kg dag	$7,00 \cdot 10^{-5}$	Janssen et al. (1995)	$7,82 \cdot 10^{-4}$	Medeiros Vinci <i>et al.</i> (2015) (gemiddelde concentraties) en consumptiedata van EFSA
Achtergrond voeding kinderen	mg/kg.dag	relatief t.o.v. volwassenen cfr TGD	 Cornelis et al. (2013)	1-<3: $3,47 \cdot 10^{-3}$ 3-<6: $2,74 \cdot 10^{-3}$ 6-<10: $2,74 \cdot 10^{-3}$ 10-<15: $8,76 \cdot 10^{-4}$ 15-<21: $8,29 \cdot 10^{-4}$ >21: $7,82 \cdot 10^{-4}$	Medeiros Vinci <i>et al.</i> (2015) en consumptiedata van EFSA

Parameter	Eenheid	Basisgegevens Vlarebo 2008		Herziening 2019	
		Waarde	Bron	Waarde	Bron
Achtergrond aardappel	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond wortelgewassen	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond bolgroenten (ui, ...)	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond vruchtgroenten	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond kool	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond bladgroenten	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond peulvruchten	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond rundsvlees	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond orgaanvlees	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond melk	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond boter	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond eieren	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond buitenlucht	mg/m ³	3,00.10 ⁻⁴	data VMM 1995-1996	1,00.10 ⁻⁴	VMM (2014b)
Achtergrond binnenlucht	mg/m ³	3,00.10 ⁻⁴	 = buitenlucht	1,00.10 ⁻⁴	= buitenlucht
Achtergrond drinkwater	mg/m ³	0	 geen gegevens	0	

^{a)} In de originele stoffenfiches wordt de toetsingswaarde voor inademing uitgedrukt in mg/kg.d. S-Risk gebruikt een toetsingswaarde in mg/m³. De omrekening gebeurt door vermenigvuldiging van de waarde in mg/kg.d met een lichaamsgewicht van 70 kg en deling door een ademvolume van 20 m³/d.

5. Tetrachlooretheen

Parameter	Eenheid	Basisgegevens Vlarebo 2008		Herziening 2019	
		Waarde	Bron	Waarde	Bron
CAS nr.		127-18-4		127-18-4	
Type		organisch		organisch	
Dissociërend		neen		neen	
Molmassa	g/mol	165,8		165,8	
Oplosbaarheid	mg/l	1,50.10 ² bij 25°C	Verschuieren (1983)	3,12.10 ² bij 25°C	gemiddelde van experimentele waarden
Dampdruk	Pa	2483 bij 25°C	Verschuieren (1983)	2609 bij 25 °C	gemiddelde van experimentele waarden en waarden berekend met de Antoine-methode
Henry-coëfficiënt	Pa m ³ /mol	733 bij 10°C	Gosset (1987)	822 bij 10 °C	regressie uit Warneck (2007)
log Kow	g/g	2,74	Verschuieren (1983), Mackay (1982)	2,75 (Kow = 562)	gemiddelde van experimentele en berekende waarden
log Koc	dm ³ /kg	2,421604	US-EPA (1994b)	2,10 (Koc = 126)	gemiddelde van experimentele waarden voor de bodem
Log Koa	g/g	berekend		berekend	
BCF		berekend		berekend	
Dpe	m ² /d	7,7.10 ⁻⁷	van den Berg (1994)	7,7.10 ⁻⁷	van den Berg (1994)
Dpvc	m ² /d	berekend		berekend	
Diffusiecoëfficiënt lucht (Da)	m ² /d	berekend		berekend	
Diffusiecoëfficiënt water (Dw)	m ² /d	berekend		berekend	
Kp	[cm/h]	1,41.10 ⁻¹	 Frasch en Barbero (2009)	1,41.10 ⁻¹	Frasch en Barbero (2009)
FA	-	1		1	
ABS dermaal bodem/stof	-	3,00.10 ⁻²	 US-EPA (1995; 2003)	3,00.10 ⁻²	US-EPA (1995; 2003)
BTF rundsvlees	d/kg	berekend		berekend	
BTF schapenvlees	d/kg	berekend		berekend	

Parameter	Eenheid	Basisgegevens Vlarebo 2008		Herziening 2019	
		Waarde	Bron	Waarde	Bron
BTF lever	d/kg	berekend		berekend	
BTF nier	d/kg	berekend		berekend	
BTF melk	d/kg	berekend		berekend	
BTF bodem – ei	d/kg	0	geen waarden opgezocht	1,06	Leeman <i>et al.</i> (2007)
BTF voeder - ei	d/kg	0	geen waarden opgezocht	1,06	geen waarden
Carcinogeniteit		2B	IARC (1979)	2A	IARC (2014)
Systemische effecten drempel					
TDI oraal	mg/kg.d	$1,4 \cdot 10^{-2}$	WHO (1993)	$5 \cdot 10^{-2}$	WHO (2006)
TCL inhalatoir ^{a)}	mg/m ³	$4,9 \cdot 10^{-2}$	berekend uit orale TDI	0,25	WHO (2006)
TDI dermaal	mg/kg.d	$1,4 \cdot 10^{-2}$	= orale TDI	$5 \cdot 10^{-2}$	= orale TDI
uitmiddelingsduur		kind, jongere, volwassene		kind, jongere, volwassene	
Systemische effecten geen drempel					
hellingsfactor oraal	(mg/kg.d) ⁻¹			$2,1 \cdot 10^{-3}$	US-EPA (2012)
eenheidsrisico inhalatoir	(mg/m ³) ⁻¹			$2,6 \cdot 10^{-4}$	US-EPA (2012)
hellingsfactor dermaal	(mg/kg.d) ⁻¹			$2,1 \cdot 10^{-3}$	= orale hellingsfactor
uitmiddelingsduur				levenslang	
Limiet in lucht	mg/m ³	5	WHO (1987)	$3,8 \cdot 10^{-2}$ buitenlucht $1 \cdot 10^{-1}$ binnenlucht	US-EPA (2012) afgeleid uit eenheidsrisico BS (2004), richtwaarde binnenmilieu
Limiet in drinkwater	mg/m ³	40	WHO (1993)	10	(BS, 2003), som van tri- en tetrachlooretheen
Gewasnorm	mg/kg vg	-		-	
Vleesnorm					
Rundsvlees	mg/kg vg	-		-	
Schapenvlees	mg/kg vg	-		-	

Parameter	Eenheid	Basisgegevens Vlarebo 2008		Herziening 2019	
		Waarde	Bron	Waarde	Bron
Lever	mg/kg vg	-		-	
Nier	mg/kg vg	-		-	
Melk	mg/kg vg	-		-	
Boter	mg/kg vg	-		-	
Ei	mg/kg vg	-		-	
Achtergrond voeding volwassene	mg/kg dag	$1,40 \cdot 10^{-3}$	CCRX (1994)	$1,89 \cdot 10^{-3}$	Medeiros Vinci <i>et al.</i> (2015) en consumptiedata van EFSA
Achtergrond voeding kinderen	mg/kg.dag	relatief t.o.v. volwassenen cfr TGD	 Cornelis et al. (2013)	1-<3: $6,23 \cdot 10^{-3}$ 3-<6: $5,18 \cdot 10^{-3}$ 6-<10: $5,18 \cdot 10^{-3}$ 10-<15: $2,20 \cdot 10^{-3}$ 15-<21: $2,04 \cdot 10^{-3}$ >21: $1,89 \cdot 10^{-3}$	Medeiros Vinci <i>et al.</i> (2015) (gemiddelde concentraties) en consumptiedata van EFSA
Achtergrond aardappel	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond wortelgewassen	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond bolgroenten (ui, ...)	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond vruchtgroenten	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond kool	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond bladgroenten	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond peulvruchten	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond rundsvlees	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond orgaanvlees	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond melk	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond boter	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond eieren	mg/kg vg	0		0	
Achtergrond buitenlucht	mg/m ³	$5,00 \cdot 10^{-4}$	VMM (1994)	$1,00 \cdot 10^{-4}$	VMM (2014b)
Achtergrond binnenlucht	mg/m ³	$5,00 \cdot 10^{-4}$	 = buitenlucht	$1,00 \cdot 10^{-4}$	= buitenlucht

Parameter	Eenheid	Basisgegevens Vlarebo 2008		Herziening 2019	
		Waarde	Bron	Waarde	Bron
Achtergrond drinkwater	mg/m ³	0	 geen gegevens	0	geen gegevens

^{a)} In de originele stoffenfiches wordt de toetsingswaarde voor inademing uitgedrukt in mg/kg.d. S-Risk gebruikt een toetsingswaarde in mg/m³. De omrekening gebeurt door vermenigvuldiging van de waarde in mg/kg.d met een lichaamsgewicht van 70 kg en deling door een ademvolume van 20 m³/d.

BIJLAGE B - STOFDATA

Overzicht van de oplosbaarheid van dichloormethaan

oplosbaarheid (mg/l)	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron	opmerkingen
20000	20	exp		Rex (1906)	Mackay (2006)	
23630	0	exp		Rex (1906)	Mackay (2006)	
21220	10	exp		Rex (1906)	Mackay (2006)	
19690	30	exp		Rex (1906)	Mackay (2006)	
19910	25	exp		Seidell (1940)	Mackay (2006)	
13200	25	exp		McGovern (1943)	Mackay (2006)	
34480	25	exp		Booth & Everson (1948)	Mackay (2006)	
13200	20	exp		McConnell et al. 1975, Pearson McConnell (1975)	Mackay (2006)	
20000	25	exp		Archer & Sterns 1977, Andelman (1978)	Mackay (2006)	summary of literature data in Horvath (1982)
23100	0	exp		Andelman (1978)	Mackay (2006)	
20800	10	exp		Andelman (1978)	Mackay (2006)	
19600	20	exp		Andelman (1978)	Mackay (2006)	
19000	30	exp		Andelman (1978)	Mackay (2006)	
13700	25	exp		Coca et al. (1980)	Mackay (2006)	
13030	25	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature data in Horvath (1982)
19020	25	calc	activity coefficient	Banerjee (1985)	Mackay (2006)	
17200	26.8	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
20300	0	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
19200	9.2	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
18000	17.3	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
17700	35.7	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
19260	20	exp	activity coefficient	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	

oplosbaarheid (mg/l)	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron	opmerkingen
19830	30	exp	activity coefficient	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	
19500	35	exp	activity coefficient	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	
19500	40	exp	activity coefficient	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	
18080	20	exp	activity coefficient	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	
19995	30	exp	activity coefficient	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	
20880	35	exp	activity coefficient	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	
21850	40	exp	activity coefficient	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	
20080	10	exp	activity coefficient	Wright et al. (1992)	Mackay (2006)	
18800	20	exp	activity coefficient	Wright et al. (1992)	Mackay (2006)	
18800	30	exp	activity coefficient	Wright et al. (1992)	Mackay (2006)	
18650	25	exp		Li et al. (1993)	Mackay (2006)	
20340	20	exp	activity coefficient	Hovorka & Dohnal (1997)	Mackay (2006)	
19610	0			Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature data in Horvath (1982)
15938	10			Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature data in Horvath (1982)
13702	20			Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature data in Horvath (1982)
12605	30			Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature data in Horvath (1982)
12350	40			Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature data in Horvath (1982)
12640	50			Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature data in Horvath (1982)
9760	8			Chen (2011/2012?)	via Sander (2015)	
18842	35			Chen (2011/2012?)	via Sander (2015)	
19391	60			Chen (2011/2012?)	via Sander (2015)	

Overzicht van de dampdruk van dichloormethaan

dampdruk (Pa)	temp (°C)	exp/QSAR/Antoine	methode	referentie	bron	opmerkingen
46510	20	exp		Rex (1906)	Mackay (2006)	
68170	30	exp		Rex (1906)	Mackay (2006)	
57120	25	exp		McGovern (1943)	Mackay (2006)	
57480	25	Antoine		Stull (1947)	Mackay (2006)	
58100	25	Antoine		Dreisbach (1959, 1961)	Mackay (2006)	
49704	21.199	exp		Boublik (1960) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
21341	2.228	exp		Boublik (1960) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
25780	6.23	exp		Boublik (1960) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
29923	9.457	exp		Boublik (1960) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
35493	13.289	exp		Boublik (1960) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
41470	16.693	exp		Boublik (1960) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
61295	26.393	exp		Boublik (1960) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
77123	32.337	exp		Boublik (1960) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
98484	39.429	exp		Boublik (1960) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
70530	30	exp		Mueller & Ignatoswski (1960)	Mackay (2006)	29.993 °C
85175	35	exp		Mueller & Ignatoswski (1960)	Mackay (2006)	34.993 °C
98070	39	exp		Mueller & Ignatoswski (1960)	Mackay (2006)	38.993 °C
102117	40	exp		Mueller & Ignatoswski (1960)	Mackay (2006)	39.993 °C
57390	25	Antoine		Weast (1972, 1973)	Mackay (2006)	
58275	25	Antoine		Boublik et al. (1973)	Mackay (2006)	
57270	25	Antoine		Boublik et al. (1973)	Mackay (2006)	
48200	20	exp		McConnell et al. (1975), Pearson & McConnell (1975)	Mackay (2006)	
21065	1.5	exp		Dilling (1977)	Mackay (2006)	
57062	25	exp		Dilling (1977)	Mackay (2006)	
57950	25	Antoine		Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
57980	25	Antoine		Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
57990	25	Antoine		Stephenson & Malanowski (1987)	Mackay (2006)	
47660	20	exp		Tse et al. (1992) in DIPPR	Mackay (2006)	

dampdruk (Pa)	temp (°C)	exp/QSAR/Antoine	methode	referentie	bron	opmerkingen
71000	30	exp		Tse et al. (1992) in DIPPR	Mackay (2006)	
85640	35	exp		Tse et al. (1992) in DIPPR	Mackay (2006)	
102540	40	exp		Tse et al. (1992) in DIPPR	Mackay (2006)	
70486	30	exp		Pathare et al. (2004)	Mackay (2006)	
46530	20	exp		Neely (1976)		

Waarden voor de Henry-coëfficiënt van dichloormethaan

Henry (Pa.m ³ /mol)	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron
231.3	25	exp		Hine & Mookerjee (1975)	Mackay (2006)
301	25	exp		McConnell e tal. (1975), Peason & McConnell (1975)	Mackay (2006)
322.3	25	calc		Neely (1976)	Mackay (2006)
292	25	exp		Dilling (1977)	Mackay (2006)
271.5	25	exp		Dilling (1977)	Mackay (2006)
111.3	20	calc	P/C	Kavanaugh & Trussell (1980)	Mackay (2006)
295	25	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)
295	24.9	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)
205.7	25	calc	P/C	Mabey et al. (1982)	Mackay (2006)
303.9	25	calc	P/C	Thomas (1982)	Mackay (2006)
229.1	20	exp		Lincoff & Gossett (1983)	Mackay (2006)
227.9	20	exp		Lincoff & Gossett (1984)	Mackay (2006)
199.6	20	exp		Lincoff & Gossett (1984)	Mackay (2006)
222	25	exp		Gossett (1987)	Mackay (2006)
173	20	exp		Gossett (1987)	Mackay (2006)
187.7	20	exp		Yurteri et al. (1987)	Mackay (2006)
323	25	exp		Warner et al. (1987)	Mackay (2006)
300	25	exp		Ashworth et al. (1988)	Mackay (2006)
451.1	25	QSAR		Nirmalakhandan & Speece (1988)	Mackay (2006)
254.4	25	calc	P/C	Suntio et al. (1988)	Mackay (2006)
251	25	calc		Yaws et a. (1991)	Mackay (2006)
213	20	exp	acti coeff	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)
314	30	exp	acti coeff	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)
375	35	exp	acti coeff	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)
456	40	exp	acti coeff	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)
128	10	exp	acti coeff	Wright et al. (1992)	Mackay (2006)
209	20	exp	acti coeff	Wright et al. (1992)	Mackay (2006)
308	30	exp	acti coeff	Wright et al. (1992)	Mackay (2006)

Henry (Pa.m ³ /mol)	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron
266	25	exp	acti coeff	Li et al. (1993)	Mackay (2006)
197	20	exp		Hovorka & Dohnal (1997)	Mackay (2006)
244.1	25	exp		Ryu & Park (1999)	Mackay (2006)
250	25	exp		Hiatt (2013)	Sander (2015)
188.4645	8	exp		Chen (2011/2012?)	
233.0475	24	exp		Chen (2011/2012?)	
411.3795	38	exp		Chen (2011/2012?)	
706.23525	58	exp		Chen (2011/2012?)	
1021.356	78	exp		Chen (2011/2012?)	
1313.172	90	exp		Chen (2011/2012?)	
1524.94125	91	exp		Chen (2011/2012?)	
1815.744	93	exp		Chen (2011/2012?)	
313	30	exp		Helburn et al. (2008)	Sander (2015)
256	23	exp		David et al. (2000)	Sander (2015)
294	20	exp		Chiang et al. (1998)	Sander (2015)
255.7	25.4	exp		Kondoh en Nakajima (1997)	
392	35	exp		Kondoh en Nakajima (1997)	
521	45	exp		Kondoh en Nakajima (1997)	
633	55	exp		Kondoh en Nakajima (1997)	
742	60	exp		Kondoh en Nakajima (1997)	

Waarden voor de log Kow van dichloormethaan

log Kow	Kow	exp/QSAR	methode	referentie	bron
1.25	17.78	exp		Hansch et al. (1975), Hansch & Leo (1979), Hansch & Leo (1985)	Mackay (2006)
1.51	32.36	exp		Hansch & Leo (1979)	Mackay (2006)
1.22	16.60	exp		Hafkenscheid & Tomlinson (1983)	Mackay (2006)
1.25	17.78			Tomlinson & Hafkenscheid (1986)	Mackay (2006)
1.35	22.39			Bhatia & Sandler (1995)	Mackay (2006)
1.25	17.78	QSAR	fragment	Damborski et al. (2001)	Mackay (2006)
1.15	14.13			Abernethy et al. (1988)	De Jong et al. (2007)
1.34	21.88	QSAR		US-EPA (2004)	De Jong et al. (2007)
1.25	17.78	QSAR		Biobyte (2004)	De Jong et al. (2007)
1.37	23.44			Tse and Sandler (1994) in Biobyte (2004)	De Jong et al. (2007)
1.37	23.44	QSAR		Tao et al. (1999)	De Jong et al. (2007)

Overzicht van de oplosbaarheid van tetrachloormethaan

oplosbaarheid (mg/l)	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron	opmerkingen
800	20	exp		Rex (1906)	Mackay (2006)	
850	30	exp		Rex (1906)	Mackay (2006)	
770	25	exp		Gross (1929a,b)	Mackay (2006)	
770	15	exp		Gross & Saylor (1931)	Mackay (2006)	
810	30	exp		Gross & Saylor (1931)	Mackay (2006)	
780	25	exp		Seidell (1941)	Mackay (2006)	
800	25	exp		McGovern (1943), Dilling (1977)	Mackay (2006)	
770	15	exp		Jones et al. (1957)	Mackay (2006)	
785	20	exp		McConnell et al. (1975), Pearson & McConnel (1975)	Mackay (2006)	
793	20	exp		Andelman (1978)	Mackay (2006)	
800	25	exp		Andelman (1978)	Mackay (2006)	
814	30	exp		Andelman (1978)	Mackay (2006)	
757	25	exp		Banerjee et al. (1980)	Mackay (2006)	
700	25	exp		Coca et al. (1980)	Mackay (2006)	
978	0	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature
683	10	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature
805	20	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature
793	25	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature
791	30	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature
809	40	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature
843	50	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature
881	60	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature
908	70	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature
831	25	calc	activity coefficient	Arbuckle (1983)	Mackay (2006)	
753	25	calc	activity coefficient	Banerjee (1985)	Mackay (2006)	
800	25	exp		Lo et al. (1986)	Mackay (2006)	
780	23	exp		Broholm et al. (1992)	Mackay (2006)	temperatuur 23 - 24 °C

oplosbaarheid (mg/l)	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron	opmerkingen
780	24	exp		Broholm et al. (1992)	Mackay (2006)	temperatuur 23 - 24 °C
890	0	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
630	10	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
600	20,5	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
720	31	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
680	41,3	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
780	52,5	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
960	64	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
1150	75	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
720	31	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
930	20	exp	activity coefficient	Tse e t al. (1992)	Mackay (2006)	
873	30	exp	activity coefficient	Tse e t al. (1992)	Mackay (2006)	
950	35	exp	activity coefficient	Tse e t al. (1992)	Mackay (2006)	
982	40	exp	activity coefficient	Tse e t al. (1992)	Mackay (2006)	
756	20	exp	activity coefficient	Tse e t al. (1992)	Mackay (2006)	
896	30	exp	activity coefficient	Tse e t al. (1992)	Mackay (2006)	
972	35	exp	activity coefficient	Tse e t al. (1992)	Mackay (2006)	
1052	40	exp	activity coefficient	Tse e t al. (1992)	Mackay (2006)	
700	20	exp	activity coefficient	Wright et al. (1992)	Mackay (2006)	
652	30	exp	activity coefficient	Wright et al. (1992)	Mackay (2006)	
652	40	exp	activity coefficient	Wright et al. (1992)	Mackay (2006)	
701	20	calc	activity coefficient	Wright et al. (1992)	Mackay (2006)	
702	20	calc	activity coefficient	Wright et al. (1992)	Mackay (2006)	
871	8	exp		Chen (2011/2012)	via Sanders (2015)	
559	21	exp		Chen (2011/2012)	via Sanders (2015)	
765	35	exp		Chen (2011/2012)	via Sanders (2015)	
839	60	exp		Chen (2011/2012)	via Sanders (2015)	
849	75	exp		Chen (2011/2012)	via Sanders (2015)	

Waarden voor de dampdruk van tetrachloormethaan

dampdruk (Pa)	temp (°C)	exp/QSAR/Antoine	methode	referentie	bron	opmerkingen
17170	20	exp		Rex (1906)	Mackay (2006)	
18810	30	exp		Rex (1906)	Mackay (2006)	
11372	19,2	exp		Smyth & Engel (1929)	Mackay (2006)	
20798	32,4	exp		Smyth & Engel (1929)	Mackay (2006)	
29704	41,2	exp		Smyth & Engel (1929)	Mackay (2006)	
41597	50	exp		Smyth & Engel (1929)	Mackay (2006)	
60368	60,8	exp		Smyth & Engel (1929)	Mackay (2006)	
78180	68,7	exp		Smyth & Engel (1929)	Mackay (2006)	
101325	76,4	exp		Smyth & Engel (1929)	Mackay (2006)	
15200	25	Antoine		Scatchard et al. (1939) in Bissell & Williamson (1975)	Mackay (2006)	
14530	25	exp		McGovern (1943)	Mackay (2006)	
14340	25	Antoine		Stull (1947)	Mackay (2006)	
15200	25			McGlashan et al. (1954)	Mackay (2006)	
15100	25			Moelwyn-Hughes & Missen (1957)	Mackay (2006)	
15360	25	Antoine		Dreisbach (1959)	Mackay (2006)	
9120	14,06	exp		Boublik (1960) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
10426	16,66	exp		Boublik (1960) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
11876	18,46	exp		Boublik (1960) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
13159	21,71	exp		Boublik (1960) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
15372	25,2	exp		Boublik (1960) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
18252	29,13	exp		Boublik (1960) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
21891	33,45	exp		Boublik (1960) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
25264	36,98	exp		Boublik (1960) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
30864	42,07	exp		Boublik (1960) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
37543	47,21	exp		Boublik (1960) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
45367	52,36	exp		Boublik (1960) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
56448	58,61	exp		Boublik (1960) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	

dampdruk (Pa)	temp (°C)	exp/QSAR/Antoine	methode	referentie	bron	opmerkingen
69487	64,78	exp		Boublik (1960) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
86053	71,43	exp		Boublik (1960) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
99256	76,84	exp		Boublik (1960) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
15220	25	exp		Hildenbrand & McDonald (1959)	Mackay (2006)	
12079	19,88	exp		Hildenbrand & McDonald (1959)	Mackay (2006)	
25211	30,93	exp		Hildenbrand & McDonald (1959)	Mackay (2006)	
51605	56,16	exp		Hildenbrand & McDonald (1959)	Mackay (2006)	
96965	75,28	exp		Hildenbrand & McDonald (1959)	Mackay (2006)	
99645	76,16	exp		Hildenbrand & McDonald (1959)	Mackay (2006)	
101729	76,87	exp		Hildenbrand & McDonald (1959)	Mackay (2006)	
104369	77,71	exp		Hildenbrand & McDonald (1959)	Mackay (2006)	
101325	76,73	exp		Hildenbrand & McDonald (1959)	Mackay (2006)	
15230	25			Marsch (1968) in Bissell & Williamson (1975)	Mackay (2006)	
13200	25	Antoine		Weast (1972-1973)	Mackay (2006)	
15250	25	Antoine		Boublik et al. (1973)	Mackay (2006)	
15240	25	Antoine		Boublik et al. (1973)	Mackay (2006)	
15195	25	exp		Bissell & Williamson (1975)	Mackay (2006)	
15184	25	exp		Bissell & Williamson (1975)	Mackay (2006)	
12000	20			Peason & McConnell (1975)	Mackay (2006)	
15230	25	Antoine		Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
15370	25,2	exp		Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
15170	25			Daubert & Danner (1985)	Mackay (2006)	
15210	25	Antoine		Stephenson & Malanowski (1987)	Mackay (2006)	
18826	30	exp		Pathare et al. (2004)	Mackay (2006)	

Waarden voor de Henry-coëfficiënt van tetrachloormethaan

Henry (Pa.m ³ /mol)	Temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron	opmerkingen
2912	25	exp		Hine & Mookerjee (1975)	Mackay (2006)	
153	25	QSAR	bond	Hine & Mookerjee (1975)	Mackay (2006)	
2216	20	exp		McConnell et al. (1975), Pearson & McConnell (1975)	Mackay (2006)	
2776	25	exp		Mackay et al. (1979)	Mackay (2006)	
2350	20	calc	P/C	Kavanaugh & Trussell (1980, 1983)	Mackay (2006)	
752	1	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
752	1,3	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1312	11	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1568	13	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
2335	21	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
2406	22	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
2866	27,1	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
2797	25	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
2160	25	calc	P/C	Mackay & Shiu (1981)	Mackay (2006)	
2330	20	calc	P/C	Mabey et al. (1982)	Mackay (2006)	
2454	20	exp		Munz & Roberts (1982)	Mackay (2006)	
2418	20	calc	UNIFAC	Arbuckle (1983)	Mackay (2006)	
3081	20	exp		Lincoff & Gossett (1983), Gossett (1985)	Mackay (2006)	
3060	25	exp		Urano & Murata (1985)	Mackay (2006)	
2369	20	exp		Munz & Roberts (1986)	Mackay (2006)	
1338	10	exp		Gossett (1987)	Mackay (2006)	
2138	17,5	exp		Gossett (1987)	Mackay (2006)	
3080	24,8	exp		Gossett (1987)	Mackay (2006)	
4661	34,6	exp		Gossett (1987)	Mackay (2006)	
3080	25	exp		Gossett (1987)	Mackay (2006)	
2367	20	exp		Gossett (1987)	Mackay (2006)	
2266	20	calc	P/C	McKone (1987)	Mackay (2006)	

Henry (Pa.m ³ /mol)	Temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron	opmerkingen
3027	25	exp		Munz & Roberts (1987)	Mackay (2006)	
2900	25	calc	P/C	Warner et al. (1987)	Mackay (2006)	
228	20	exp		Yurteri et al. (1987)	Mackay (2006)	
1500	10			Ashworth et al. (1988)	Mackay (2006)	
1935	15			Ashworth et al. (1988)	Mackay (2006)	
2351	20			Ashworth et al. (1988)	Mackay (2006)	
2989	25	exp		Ashworth et al. (1988)	Mackay (2006)	
3830	30			Ashworth et al. (1988)	Mackay (2006)	
2980	25	calc		Yaws et al. (1991)	Mackay (2006)	
2990	25	exp		Tancrédé et al. (1992)	Mackay (2006)	
2875	25	exp		Tancrédé & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
2666	26,5	exp		Tancrédé & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
3248	27,4	exp		Tancrédé & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
3315	28,9	exp		Tancrédé & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
3466	28,9	exp		Tancrédé & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
3525	29,7	exp		Tancrédé & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
3527	29,9	exp		Tancrédé & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
4713	33,3	exp		Tancrédé & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
4390	35,6	exp		Tancrédé & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
5334	38,3	exp		Tancrédé & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
5546	40	exp		Tancrédé & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
5416	44,7	exp		Tancrédé & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
6993	45	exp		Tancrédé & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
7484	47,2	exp		Tancrédé & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
2067	20	exp	activity coefficient	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	
3415	30	exp	activity coefficient	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	
3871	35	exp	activity coefficient	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	
4580	40	exp	activity coefficient	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	
2646	20	exp	activity coefficient	Wright et al. (1992)	Mackay (2006)	

Henry (Pa.m ³ /mol)	Temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron	opmerkingen
4392	35	exp	activity coefficient	Wright et al. (1992)	Mackay (2006)	
6624	50	exp	activity coefficient	Wright et al. (1992)	Mackay (2006)	
3133	27,6	exp		Hansen et al. (1993)	Mackay (2006)	
4550	35	exp		Hansen et al. (1993)	Mackay (2006)	
6343	45	exp		Hansen et al. (1993)	Mackay (2006)	
835	2	exp		Dewulf et al. (1995)	Mackay (2006)	
912	6	exp		Dewulf et al. (1995)	Mackay (2006)	
1055	10	exp		Dewulf et al. (1995)	Mackay (2006)	
1926	18,2	exp		Dewulf et al. (1995)	Mackay (2006)	
2598	25	exp		Dewulf et al. (1995)	Mackay (2006)	
1341	6	exp		Dewulf et al. (1995)	Mackay (2006)	zeewater
3370	25	exp		Dewulf et al. (1995)	Mackay (2006)	zeewater
2612	25	exp		Ryu & Park (1999)	Mackay (2006)	
2000	25	exp		Hiatt (2013)	Sander (2015)	
1152	8	exp		Chen (2011/2012)	via Sander (2015)	
2793	24	exp		Chen (2011/2012)	via Sander (2015)	
5219	38	exp		Chen (2011/2012)	via Sander (2015)	
9275	58	exp		Chen (2011/2012)	via Sander (2015)	
14512	78	exp		Chen (2011/2012)	via Sander (2015)	
10239	90	exp		Chen (2011/2012)	via Sander (2015)	
13951	93	exp		Chen (2011/2012)	via Sander (2015)	
2500	20	exp		Chiang et al. (1998)	Sander (2015)	
2341	25,4	exp		Kondoh en Nakajima (1997)	via Sander (2015)	
2767	35	exp		Kondoh en Nakajima (1997)	via Sander (2015)	
3089	45	exp		Kondoh en Nakajima (1997)	via Sander (2015)	
3735	55	exp		Kondoh en Nakajima (1997)	via Sander (2015)	
4196	60	exp		Kondoh en Nakajima (1997)	via Sander (2015)	

Waarden voor de log Kow van tetrachloormethaan

log Kow	Kow	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie
2,64	437				Leo et al. (1971)
2,62	417		exp		Chiou et al. (1977)
2,83	676		exp		Hansch & Leo (1979, 1987)
2,73	537		exp		Banerjee et al. (1980)
2,73	537		exp		Veith et al. (1980)
2,94	871		exp		McDuffie (1981)
2,91	813		calc		Arbuckle (1983)
2,9	794		calc		Arbuckle (1983)
2,83	676		exp		Hafkenscheid & Tomlinson (1983)
2,03	107		exp		Eadsforth (1986)
2,73	537		exp		Tomlinson & Hafkenscheid (1986)
2,38	240		calc		Banerjee & Howard (1988)
2,73	537		exp		Bhatia & Sandler (1995)
2,38	240		exp		Dewulf et al. (1999)
2,72	525				Geyer et al. (1984)
2,83	676				Geyer et al. (1984)
2,79	617				Abernethy and Mackay (1987)
2,44	275		QSAR	fragment constant	US-EPA (2004)
2,88	759		QSAR	fragment constant	Biobyte (2004)
2,89	776		QSAR	infinite dilution activities	Tse and Sandler (1994) in Biobyte (2004)
2,64	437				Platford (1979) in Biobyte (2004)

Waarden voor de log K_{oc} van tetrachloormethaan

log K _{oc}	K _{oc} (l/kg)	exp/QSAR	matrix	methode	% OC	referentie	bron	opmerkingen
2,04	110	QSAR		oplosbaarheid		Kenaga (1980)	Mackay (2006)	
2,64	437	QSAR		Kow		Mabey et al. (1982)	Mackay (2006)	
1,85	71	QSAR		MCI		Koch (1983)	Mackay (2006)	
1,7	50	QSAR		MCI		Bahnick & Doucette (1988)	Mackay (2006)	
1,26	18	exp	DTMA-klei			Smith et al. (1990)	Mackay (2006)	
1,34	22	exp	TTMA-klei			Smith et al. (1990)	Mackay (2006)	
1,7	50	exp	HTMA-klei			Smith et al. (1990)	Mackay (2006)	
1,96	91	exp	BDHA-klei			Smith et al. (1990)	Mackay (2006)	
2,07	117	exp	DDPA-klei			Smith et al. (1990)	Mackay (2006)	
1,69	49	exp	80% DTMA-klei			Smith & Jaffé (1991)	Mackay (2006)	
1,8	63	exp	bodem	OC >= 0,1 %		Delle Site (2001)	Mackay (2006)	
1,8	63	exp	bodem	OC >= 0,5 %		Delle Site (2001)	Mackay (2006)	
1,78	60	exp	bodem	0,1 <= OC < 0,5 %		Delle Site (2001)	Mackay (2006)	
2,01	102	exp	sediment	OC >= 0,1 %		Delle Site (2001)	Mackay (2006)	
2	100	exp	sediment	OC >= 0,5 %		Delle Site (2001)	Mackay (2006)	
2,02	105	exp	sediment	0,1 <= OC < 0,5 %		Delle Site (2001)	Mackay (2006)	
1,7	50	QSAR				Tao et al. (1999)	vanuit Dejong et al. (2007) opgezocht	
3,11	1300	exp	bodem	zand, verontreinigd met CCl ₄	0,03	Zhao, 1999	0,39	berekend uit K _d en OC; OC < 0,03% (detectielimiet)
3,18	1508	exp	sediment	fijn zand verontreinigd met CCl ₄	0,013	Zhao, 2005	0,196	berekend uit K _d en OC; StDev op K _d =0,028; StDev op OC=0,005%; n=6
1,97	93	exp	sediment	zand met gemiddelde korrelgrootte, verontreinigd met CCl ₄	0,04	Zhao, 2005	0,037	berekend uit K _d en OC; StDev op K _d =0,015; StDev op OC=0,022%; n=6
2,45	281	exp	sediment	zand met gemiddelde korrelgrootte, verontreinigd met CCl ₄	0,042	Zhao, 2005	0,118	berekend uit K _d en OC; StDev op K _d =0,037; StDev op OC=0,012%; n=5

log Koc	Koc (l/kg)	exp/QSAR	matrix	methode	% OC	referentie	bron	opmerkingen
2,49	306	exp	sediment	grof zand,verontreinigd met CCl4	0,126	Zhao, 2005	0,386	berekend uit Kd en OC; StDev op Kd=0,070; StDev op OC=0,085%; n=5
1,702	50	exp	organoklei (DTMA)			Deitsch et al. (1998)		90% CI op Koc=1,9
1,971	94	exp	organoklei (TDTMA)			Deitsch et al. (1998)		90% CI op Koc=1,1
2,020	105	exp	organoklei (DTMA)			Deitsch et al. (1998)		90% CI op Koc=6,1
2,157	144	exp	bodem	slibachtig leem (Captina)	1,49	Walton, 1992		StDev op OC=0,06%; n=7
1,689	49		bodem	zandleem (McLaurin)	0,06	Walton, 1992		StDev op OC=0,04%; n=7
1,716	52	exp	bodem		2,4	Kile (1995)		US EPA ref soil 2 (Delle Site, 2001)
1,724	53	exp	bodem		1,43	Kile (1995)		US EPA ref soil 3 (Delle Site, 2001)
1,799	63	exp	bodem		2,21	Kile (1995)		US EPA ref soil 7 (Delle Site, 2001)
1,763	58	exp	bodem		2,04	Kile (1995)		US EPA ref soil 10 (Delle Site, 2001)
1,756	57	exp	bodem		2,25	Kile (1995)		US EPA ref soil 12 (Delle Site, 2001)
1,826	67	exp	bodem		1,73	Kile (1995)		US EPA ref soil 19 (Delle Site, 2001)
1,785	61	exp	bodem		1,08	Kile (1995)		
1,724	53	exp	bodem		1,49	Kile (1995)		
1,653	45	exp	bodem		1,8	Kile (1995)		
1,813	65	exp	bodem		1,03	Kile (1995)		
1,690	49	exp	bodem		2,9	Kile (1995)		
1,813	65	exp	bodem		1,26	Kile (1995)		
1,771	59	exp	bodem		2,4	Kile (1995)		
1,833	68	exp	bodem		6,09	Kile (1995)		
1,869	74	exp	bodem		3,12	Kile (1995)		
1,833	68	exp	bodem		3,47	Kile (1995)		
1,732	54	exp	bodem		5,61	Kile (1995)		

log Koc	Koc (l/kg)	exp/QSAR	matrix	methode	% OC	referentie	bron	opmerkingen
1,826	67	exp	bodem		2,83	Kile (1995)		
1,724	53	exp	bodem		0,34	Kile (1995)		
1,785	61	exp	bodem		1,08	Kile (1995)		
1,740	55	exp	bodem		1,77	Kile (1995)		
1,724	53	exp	bodem		0,67	Kile (1995)		
1,806	64	exp	bodem		4,02	Kile (1995)		
1,845	70	exp	bodem		0,81	Kile (1995)		
1,785	61	exp	bodem		2,54	Kile (1995)		
1,792	62	exp	bodem		1,12	Kile (1995)		
1,771	59	exp	bodem		0,16	Kile (1995)		
1,820	66	exp	bodem		0,46	Kile (1995)		
1,820	66	exp	bodem		0,66	Kile (1995)		
1,806	64	exp	bodem		0,83	Kile (1995)		
1,740	55	exp	bodem		0,64	Kile (1995)		
1,792	62	exp	bodem		0,34	Kile (1995)		
1,820	66	exp	sediment		1,5	Kile (1995)		US EPA ref sediment 11 (Delle Site, 2001)
2,013	103	exp	sediment		0,79	Kile (1995)		US EPA ref sediment 18 (Delle Site, 2001)
2,064	116	exp	sediment		2,2	Kile (1995)		US EPA ref sediment 22 (Delle Site, 2001)
1,954	90	exp	sediment		0,99	Kile (1995)		US EPA ref sediment 25 (Delle Site, 2001)
1,973	94	exp	sediment		1,5	Kile (1995)		
1,940	87	exp	sediment		1,13	Kile (1995)		
1,959	91	exp	sediment		1,4	Kile (1995)		
2,037	109	exp	sediment		1,6	Kile (1995)		
2,076	119	exp	sediment		0,58	Kile (1995)		
2,076	119	exp	sediment		0,4	Kile (1995)		
2,049	112	exp	sediment		1,97	Kile (1995)		

log Koc	Koc (l/kg)	exp/QSAR	matrix	methode	% OC	referentie	bron	opmerkingen
2,021	105	exp	sediment		1,17	Kile (1995)		
2,029	107	exp	sediment		1,48	Kile (1995)		
2,025	106	exp	sediment		1,78	Kile (1995)		
2,025	106	exp	sediment		4,73	Kile (1995)		
2,068	117	exp	sediment		1,12	Kile (1995)		
1,968	93	exp	sediment		1,99	Kile (1995)		
2,013	103	exp	sediment		4,12	Kile (1995)		
1,973	94	exp	sediment		1,24	Kile (1995)		
2,004	101	exp	sediment		1,04	Kile (1995)		
1,978	95	exp	sediment		3,37	Kile (1995)		
2,049	112	exp	sediment		0,11	Kile (1995)		
2,004	101	exp	sediment		0,11	Kile (1995)		
2,025	106	exp	sediment		2,19	Kile (1995)		
2,049	112	exp	sediment		0,7	Kile (1995)		
1,964	92	exp	sediment		2,82	Kile (1995)		
2,064	116	exp	sediment		0,29	Kile (1995)		
1,964	92	exp	sediment		1,22	Kile (1995)		
1,982	96	exp	sediment		0,39	Kile (1995)		
2,049	112	exp	sediment		0,5	Kile (1995)		
1,959	91	exp	sediment		0,45	Kile (1995)		
2,033	108	exp	sediment		0,73	Kile (1995)		
2,013	103	exp	sediment		0,38	Kile (1995)		
2,029	107	exp	sediment		0,45	Kile (1995)		
2,004	101	exp	sediment		1,94	Kile (1995)		
1,968	93	exp	sediment		0,54	Kile (1995)		
2,020	105	exp	sediment: estuarium van de Schelde en zuiden van de Noordzee			Roose, 2001		exp Koc zout water is met Henry gedioniseerd water/Henry zout water, omgerekend naar Koc met zoutgehalte 0

log K _{oc}	K _{oc} (l/kg)	exp/QSAR	matrix	methode	% OC	referentie	bron	opmerkingen
2,259	182	exp	sediment (Leie)		4,12	Dewulf et al. (1999)		gemiddelde berekend van 7 waarden (temperatuur 2,3 - 25 °C)
1,740	55	exp	bodem		1,49	Duffy et al. (1997)		stdev 0,18
1,89	78	exp	bodem		0,53	Duffy et al. (1997)		stdev 0,12
2,430	269	exp	bodem		0,14	Duffy et al. (1997)		stdev 0,04

Overzicht van de oplosbaarheid van tetrachlooretheen

oplosbaarheid (mg/l)	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron	opmerkingen
150	20			McConnell et al (1975), Pearson & McConnell (1975)	Mackay (2006)	
200	20	exp		Chiou et al. (1977)	Mackay (2006)	
400	25	exp		Freed et al. (1979)	Mackay (2006)	
136	37	exp		Sato & Nakijima (1979)	Mackay (2006)	
486	25	exp		Banerjee et al. (1980)	Mackay (2006)	
200	25	exp		Coca & Diaz (1980), Coca et al. (1980)	Mackay (2006)	
478	25	exp		Veith et al. (1980)	Mackay (2006)	
150	0	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature data
149	10	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature data
149	20	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature data
150	25	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature data
153	30	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature data
162	40	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature data
179	50	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature data
206	60	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature data
246	70	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature data
300	80	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature data
242	23	exp		Broholm et al. (1992)	Mackay (2006)	gemeten bij 23-24 °C
242	24	exp		Broholm et al. (1992)	Mackay (2006)	gemeten bij 23-24 °C
273	0	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
270	9,5	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
286	19,5	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
221	31,1	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
213	40	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
273	50,1	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
304	61,3	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
377	71	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	

oplosbaarheid (mg/l)	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron	opmerkingen
380	80,2	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
523	91,8	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
256	25	exp		Li et al. (1993)	Mackay (2006)	
259	20	exp		Hovorka & Dohnal (1997)	Mackay (2006)	
192	22	exp		Knauss et al. (2000)	Mackay (2006)	
247	51	exp		Knauss et al. (2000)	Mackay (2006)	
314	75	exp		Knauss et al. (2000)	Mackay (2006)	
519	101	exp		Knauss et al. (2000)	Mackay (2006)	
1006	124	exp		Knauss et al. (2000)	Mackay (2006)	
1895	150	exp		Knauss et al. (2000)	Mackay (2006)	
2513	161	exp		Knauss et al. (2000)	Mackay (2006)	
215	25	exp		Ladaa et al. (2001)	Mackay (2006)	
209	8	exp		Chen et al. (2011/2012?)	via Sander (2015)	
197	21	exp		Chen et al. (2011/2012?)	via Sander (2015)	
236	35	exp		Chen et al. (2011/2012?)	via Sander (2015)	
256	60	exp		Chen et al. (2011/2012?)	via Sander (2015)	
320	75	exp		Chen et al. (2011/2012?)	via Sander (2015)	

Waarden voor de dampdruk van tetrachlooretheen

dampdruk (Pa)	temp (°C)	exp/QSAR/Antoine	methode	referentie	bron	opmerkingen
2666	25			McGovern (1973)	Mackay (2006)	
667	2,4	Antoine		Stull (1947)	Mackay (2006)	
1333	13,8	Antoine		Stull (1947)	Mackay (2006)	
2666	26,3	Antoine		Stull (1947)	Mackay (2006)	
5333	40,1	Antoine		Stull (1947)	Mackay (2006)	
7999	49,2	Antoine		Stull (1947)	Mackay (2006)	
13332	61,3	Antoine		Stull (1947)	Mackay (2006)	
26664	79,8	Antoine		Stull (1947)	Mackay (2006)	
53329	100	Antoine		Stull (1947)	Mackay (2006)	
101325	120,8	Antoine		Stull (1947)	Mackay (2006)	
2397	25	Antoine		Stull (1947)	Mackay (2006)	
2462	25	Antoine		Dreisbach (1959) in Hine & Mookerjee (1975)	Mackay (2006)	
2453	25	exp		Polák et al. (1970)	Mackay (2006)	
2869	27,9	exp		Polák et al. (1970)	Mackay (2006)	
4274	35,8	exp		Polák et al. (1970)	Mackay (2006)	
5689	41,7	exp		Polák et al. (1970)	Mackay (2006)	
7101	46,5	exp		Polák et al. (1970)	Mackay (2006)	
11276	57,1	exp		Polák et al. (1970)	Mackay (2006)	
15412	61,3	exp		Polák et al. (1970)	Mackay (2006)	
17620	68,1	exp		Polák et al. (1970)	Mackay (2006)	
22541	74,5	exp		Polák et al. (1970)	Mackay (2006)	
29555	82	exp		Polák et al. (1970)	Mackay (2006)	
36557	88,1	exp		Polák et al. (1970)	Mackay (2006)	
45465	94,6	exp		Polák et al. (1970)	Mackay (2006)	
52316	99	exp		Polák et al. (1970)	Mackay (2006)	
61875	104	exp		Polák et al. (1970)	Mackay (2006)	
68694	108	exp		Polák et al. (1970)	Mackay (2006)	

dampdruk (Pa)	temp (°C)	exp/QSAR/Antoine	methode	referentie	bron	opmerkingen
4524	37,088			Boublik & Aim (1972) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
6967	46,2			Boublik & Aim (1972) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
9306	52,7			Boublik & Aim (1972) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
12046	58,7			Boublik & Aim (1972) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
14549	63,3			Boublik & Aim (1972) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
17921	68,6			Boublik & Aim (1972) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
21341	73,1			Boublik & Aim (1972) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
25780	78,2			Boublik & Aim (1972) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
29923	82,3			Boublik & Aim (1972) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
35493	87,2			Boublik & Aim (1972) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
41470	91,8			Boublik & Aim (1972) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
49704	97,3			Boublik & Aim (1972) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
61295	104			Boublik & Aim (1972) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
77125	111,6			Boublik & Aim (1972) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
97337	120			Boublik & Aim (1972) in Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
2394	25	Antoine		Weast (1972-1973)	Mackay (2006)	
2388	25	Antoine		Boublik et al. (1973)	Mackay (2006)	
1866	20			McConnell et al. (1975), Pearson & McConnell (1975)	Mackay (2006)	
2417	25	Antoine		Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
2456	25	Antoine		Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)	
2465	25			Daubert & Danner (1986) in Howard (1990)	Mackay (2006)	
2415	25	Antoine		Stephenson & Malanowski (1987)	Mackay (2006)	
2479	25	calc	activiteitscoëfficiënt	Banerjee et al. (1990)	Mackay (2006)	
4319	25	calc	activiteitscoëfficiënt	Banerjee et al. (1990)	Mackay (2006)	

Waarden voor de Henry-coëfficiënt van tetrachlooretheen

Henry (Pa.m ³ /mol)	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron	opmerkingen
2718	25	exp		Hine & Mookerjee (1975)	Mackay (2006)	
248	25	QSAR	group contribution	Hine & Mookerjee (1975)	Mackay (2006)	
581	25	QSAR	bond contribution	Hine & Mookerjee (1975)	Mackay (2006)	
1621	20	exp		Mackay et al. (1979)	Mackay (2006)	
2006	20	exp		Kavanaugh & Trussel (1980)	Mackay (2006)	
377	1	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
414	1	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
431	1,2	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
475	2,5	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
573	7	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
675	10	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
731	12	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
798	12	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
826	12,9	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
915	14	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1122	18	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1144	18	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1145	18	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1176	19	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1156	19,2	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1182	19,5	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1583	24,3	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1635	25	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1623	25,2	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1651	25,3	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1636	26	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1712	26	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	

Henry (Pa.m ³ /mol)	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron	opmerkingen
1679	26,1	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1528	20	exp		Munz & Roberts (1982)	Mackay (2006)	
1316	20	exp		Lincoff & Gossett (1983), Gossett (1985)	Mackay (2006)	
1317	20	exp		Lincoff & Gossett (1984)	Mackay (2006)	
1175	20	exp		Lincoff & Gossett (1984)	Mackay (2006)	
2908	25	exp		Urano & Murata (1985)	Mackay (2006)	
1445	20	exp		Munz & Roberts (1986)	Mackay (2006)	
691	9,6	exp		Gossett (1987)	Mackay (2006)	
1186	17,5	exp		Gossett (1987)	Mackay (2006)	
1793	24,8	exp		Gossett (1987)	Mackay (2006)	
1852	25	exp		Gossett (1987)	Mackay (2006)	
2857	34,6	exp		Gossett (1987)	Mackay (2006)	
1445	20	exp		Munz & Roberts (1987)	Mackay (2006)	
2908	25	exp		Warner et al. (1987)	Mackay (2006)	
1304	20	exp		Yurteri et al. (1987)	Mackay (2006)	
857	10	exp		Ashwort et al. (1988)	Mackay (2006)	
1125	15	exp		Ashwort et al. (1988)	Mackay (2006)	
1429	20	exp		Ashwort et al. (1988)	Mackay (2006)	
1733	25	exp		Ashwort et al. (1988)	Mackay (2006)	
2482	30	exp		Ashwort et al. (1988)	Mackay (2006)	
1363	25	exp		Tancréde & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
1694	26,5	exp		Tancréde & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
2224	27,4	exp		Tancréde & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
2160	28,9	exp		Tancréde & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
2034	28,9	exp		Tancréde & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
2770	29,7	exp		Tancréde & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
2998	29,9	exp		Tancréde & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
3057	33,3	exp		Tancréde & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
2413	35,6	exp		Tancréde & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	

Henry (Pa.m ³ /mol)	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron	opmerkingen
2745	38,3	exp		Tancréde & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
4895	40	exp		Tancréde & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
5549	44,7	exp		Tancréde & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
6004	45	exp		Tancréde & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
5886	47,2	exp		Tancréde & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
2721	25	calc		Yaws et al. (1991)	Mackay (2006)	
1759	40	exp		Kolb et al. (1992)	Mackay (2006)	
2080	60	exp		Kolb et al. (1992)	Mackay (2006)	
3658	70	exp		Kolb et al. (1992)	Mackay (2006)	
3375	80	exp		Kolb et al. (1992)	Mackay (2006)	
1599	25	exp		Li et al. (1993)	Mackay (2006)	
1723	25	exp		Robbins et al. (1993)	Mackay (2006)	
2340	30	exp		Robbins et al. (1993)	Mackay (2006)	
3070	40	exp		Robbins et al. (1993)	Mackay (2006)	
2847	45	exp		Robbins et al. (1993)	Mackay (2006)	
1490	25	exp		Dewulf et al. (1999)	Mackay (2006)	
1200	20	exp		Hovorka & Dohnal (1997)	Mackay (2006)	
1016	15	exp		Peng & Wan (1997)	Mackay (2006)	
1272	20	exp		Peng & Wan (1997)	Mackay (2006)	
1710	25	exp		Peng & Wan (1997)	Mackay (2006)	
2160	30	exp		Peng & Wan (1997)	Mackay (2006)	
2713	35	exp		Peng & Wan (1997)	Mackay (2006)	
3283	40	exp		Peng & Wan (1997)	Mackay (2006)	
4108	45	exp		Peng & Wan (1997)	Mackay (2006)	
1159	20	exp		Dohnal & Hovorka (1999)	Mackay (2006)	
2890	25	exp		Ryu & Park (1999)	Mackay (2006)	
1781	22	exp	calc P/C	Knauss et al. (2000)	Mackay (2006)	
1781	25	exp	calc P/C	Knauss et al. (2000)	Mackay (2006)	
5837	51	exp	calc P/C	Knauss et al. (2000)	Mackay (2006)	

Henry (Pa.m ³ /mol)	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron	opmerkingen
10328	75	exp	calc P/C	Knauss et al. (2000)	Mackay (2006)	
18540	101	exp	calc P/C	Knauss et al. (2000)	Mackay (2006)	
19157	124	exp	calc P/C	Knauss et al. (2000)	Mackay (2006)	
20200	150	exp	calc P/C	Knauss et al. (2000)	Mackay (2006)	
19844	161	exp	calc P/C	Knauss et al. (2000)	Mackay (2006)	
1690	25	exp		Ladaa et al. (2001)	Mackay (2006)	
1010	25	exp		Hiatt (2013)	Sander (2015)	
682	8	exp		Chen et al. (2011/2012)	via Sander (2015)	
1669	24	exp		Chen et al. (2011/2012)	via Sander (2015)	
3232	38	exp		Chen et al. (2011/2012)	via Sander (2015)	
6311	58	exp		Chen et al. (2011/2012)	via Sander (2015)	
9781	78	exp		Chen et al. (2011/2012)	via Sander (2015)	
11170	90	exp		Chen et al. (2011/2012)	via Sander (2015)	
21488	91	exp		Chen et al. (2011/2012)	via Sander (2015)	
1724	25	exp		Shimotori & Arnold (2003)	Sander (2015)	
1667	25	exp		Vane and Giroux (2000)	Sander (2015)	
1504	25,4			Kondoh & Nakajima (1997)	via Sander (2015)	
1760	35			Kondoh & Nakajima (1997)	via Sander (2015)	
2042	45			Kondoh & Nakajima (1997)	via Sander (2015)	
2576	55			Kondoh & Nakajima (1997)	via Sander (2015)	
2863	60			Kondoh & Nakajima (1997)	via Sander (2015)	

Waarden voor de log Kow van tetrachlooretheen

log Kow	Kow	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron	opmerkingen
2,60	398	25	exp		Chiou et al. (1977)	Mackay (2006)	
2,60	398	25	exp		Hansch & Leo (1979)	Mackay (2006)	
2,53	339	25	exp		Banerjee et al. (1980)	Mackay (2006)	
2,53	339	25	exp		Veith et al. (1980, 1983), Veith & Kosian (1982)	Mackay (2006)	
2,67	468	25	calc	RT correlatie	Veith et al. (1980)	Mackay (2006)	
3,78	6026	25	calc	RT correlatie	McDuffie (1981)	Mackay (2006)	
3,30	1995	25	exp		OECD (1981)	Mackay (2006)	
3,40	2512	25	exp		Hansch & Leo (1985,1987)	Mackay (2006)	
2,27	186	25	exp		Dewulf et al. (1999)	Mackay (2006)	gemiddelde over 2,2 - 24,8 °C)

Waarden voor de log K_{oc} van tetrachlooretheen

log K _{oc}	K _{oc} (l/kg)	exp/QSAR	matrix	methode	% OC	referentie	bron	opmerkingen
2,32	209	exp	soil		0,93	Chiou et al. (1979)	Mackay (2006)	3,36% zand, 70,2% leem, 26,4% klei (Delle Site, 2001)
2,23	170	exp	soil and sediment			Schwarzenbach & Westall (1981)	Mackay (2006)	
2,57	372	exp	soil		0,15	Schwarzenbach & Westall (1981), (referentie in Delle Site)	Delle Site, 2001	log K _{oc} berekend door Delle Site
2,00	100	exp	soil		2,59	Lee et al. (1989)	Mackay (2006)	56,6% zand, 22,0% leem, 21,4% klei (Delle Site, 2001)
1,75	56	exp	soil		0,3	Lee et al. (1989)	Mackay (2006)	938,8% zand, 31,6% leem, 29,6% klei (Delle Site, 2001)
2,64	437	exp	soil			Grathwohl (1990)	Mackay (2006)	
2,45	282	exp	soil		2,57	Pignatello (1990, 1991)	Mackay (2006)	
2,77	589	exp	sediment			Dewulf et al. (1999)	Mackay (2006)	gemiddelde van 7 waarnemingen (t 2,3 - 25 °C)
1,69	49	exp	soil		2,9		Kile et al. (1999)	
1,79	61	exp	soil		1,08		Kile et al. (1999)	
1,65	45	exp	soil		1,8		Kile et al. (1999)	
1,76	58	exp	soil		2,04		Kile et al. (1999)	
1,83	67	exp	soil		1,73		Kile et al. (1999)	
1,87	74	exp	soil		3,12		Kile et al. (1999)	
1,83	68	exp	soil		3,47		Kile et al. (1999)	
1,72	53	exp	soil		1,49		Kile et al. (1999)	
1,80	63	exp	soil		2,21		Kile et al. (1999)	
1,77	59	exp	soil		2,4		Kile et al. (1999)	
1,76	57	exp	soil		2,25		Kile et al. (1999)	
1,72	52	exp	soil		2,4		Kile et al. (1999)	

log Koc	Koc (l/kg)	exp/QSAR	matrix	methode	% OC	referentie	bron	opmerkingen
1,73	54	exp	soil		5,61		Kile et al. (1999)	
1,83	67	exp	soil		2,83		Kile et al. (1999)	
1,79	62	exp	soil		1,12		Kile et al. (1999)	
1,74	55	exp	soil		1,77		Kile et al. (1999)	
1,79	61	exp	soil		2,54		Kile et al. (1999)	
2,04	109	exp	sediment		1,6		Kile et al. (1999)	
2,05	112	exp	sediment		1,97		Kile et al. (1999)	
1,97	94	exp	sediment		1,5		Kile et al. (1999)	
2,08	119	exp	sediment		0,58		Kile et al. (1999)	
1,95	90	exp	sediment		0,99		Kile et al. (1999)	
1,96	91	exp	sediment		1,4		Kile et al. (1999)	
2,06	116	exp	sediment		2,2		Kile et al. (1999)	
2,00	101	exp	sediment		5,62		Kile et al. (1999)	
2,11	128	exp	sediment		4,47		Kile et al. (1999)	
2,32	209	exp	soil			Delle Site (2001)	Mackay (2006)	
2,45	282	exp	soil			Delle Site (2001)	Mackay (2006)	
2,22	166	exp	soil			Delle Site (2001)	Mackay (2006)	
3,94	8800	exp	sediment	fijn zand (bovenste laag)	0,013	Zhao, 2005		berekend uit Kd en OC; Stdev Kd 0,091; Stdev TOC 0,005%; n=6
3,05	1128	exp	sediment	zand met middelmatige korrelgrootte (laag onder fijn zand)	0,04	Zhao, 2005		berekend uit Kd en OC; Stdev Kd 0,040; Stdev TOC 0,022%; n=6
3,18	1510	exp	sediment	zand met middelmatige korrelgrootte (laag onder fijn zand)	0,042	Zhao, 2005		berekend uit Kd en OC; Stdev Kd 0,075; Stdev TOC 0,012%; n=5
3,23	1716	exp	sediment	grof zand (laag onder zand met middelmatige korrelgrootte)	0,126	Zhao, 2005		berekend uit Kd en OC; Stdev Kd 0,212; Stdev TOC 0,085%; n=5
2,36	231	exp	soil		0,13	Mouvet et al. (1993)		berekend uit Kd en OC

log Koc	Koc (l/kg)	exp/QSAR	matrix	methode	% OC	referentie	bron	opmerkingen
2,18	150	exp	soil		0,16	Mouvet et al. (1993)		berekend uit Kd en OC
2,25	179	exp	soil		0,19	Mouvet et al. (1993)		berekend uit Kd en OC
2,54	347	exp	soil		0,19	Mouvet et al. (1993)		berekend uit Kd en OC
2,58	382	exp	soil		0,34	Mouvet et al. (1993)		berekend uit Kd en OC
2,58	378	exp	soil		0,46	Mouvet et al. (1993)		berekend uit Kd en OC
2,45	280	exp	soil		0,49	Mouvet et al. (1993)		berekend uit Kd en OC
2,36	231	exp	soil		0,78	Mouvet et al. (1993)		berekend uit Kd en OC
2,50	318	exp	soil		1,2	Mouvet et al. (1993)		berekend uit Kd en OC
3,39	2455	exp	sediment			Roose, 2001		exp Koc zout water is met Henry gedioniseerd water/Henry zout water, omgerekend naar Koc met zoutgehalte 0
3,81	6457	exp	sediment			Roose, 2001		exp Koc zout water is met Henry gedioniseerd water/Henry zout water, omgerekend naar Koc met zoutgehalte 0
3,78	6026	exp	soil		0,04	Lu, 2011		26,7% klei
3,86	7244	exp	soil		0,03	Lu, 2011		27,0% klei
3,29	1950	exp	soil		0,08	Lu, 2011		25,0% klei
3,54	3467	exp	soil		0,03	Lu, 2011		26,4% klei
3,62	4169	exp	soil		0,02	Lu, 2011		23,0% klei
3,69	4898	exp	soil		0,05	Lu, 2011		24,7% klei
3,41	2570	exp	soil		0,07	Lu, 2011		25,3% klei
2,52	333	exp	soil		0,18	Lee YG, 2013		96% zand, 3% leem, 1% klei
2,38	238	exp	soil		0,34	Lee YG, 2013		60% zand, 20% leem, 20% klei
2,26	183	exp	soil		1,02	Lee YG, 2013		56% zand, 25% leem, 19% klei
2,12	131	exp	soil		1,08	Lee YG, 2013		23% zand, 36% leem, 41% klei
2,46	291	exp	soil		1,7	Lee YG, 2013		69% zand, 21% leem, 10% klei
2,18	151	exp	soil		2,83	Lee YG, 2013		67% zand, 18% leem, 15% klei

log Koc	Koc (l/kg)	exp/QSAR	matrix	methode	% OC	referentie	bron	opmerkingen
2,20	160	exp	soil		2,92	Lee YG, 2013		53% zand, 23% leem, 24% klei
-0,01	1	exp	sediment		0,52	Kret, 2015		15-25,5 m diepte; berekend uit Kd en OC
0,20	2	exp	sediment		0,32	Kret, 2015		11,5-15 m diepte; berekend uit Kd en OC
2,68	474	exp	soil		0,38	Brusseau (2012)		berekend uit Freundlich isotherm, zie onderaan
4,38	24060	exp	sediment		0,54	Binger et al. (1999)		
2,28	191	exp	soil		0,39	Brusseau et al. (1990) referentie in Della Site, 2001	Della Site, 2001	95,5% zand, 3,2% leem, 26,4% klei; log Koc berekend door Della Site
2,25	178	exp	soil		0,2	Seip, 1986 (referentie in Della Site)	Delle Site, 2001	97,3% zand, 2,2% leem, 0,5% klei
2,31	204	exp	soil		2,2	Seip, 1986 (referentie in Della Site)	Delle Site, 2001	65,2% zand, 25,6% leem, 9,2% klei
2,62	417	exp	soil		0,16	Weber, 1992 (referentie in Della Site)	Delle Site, 2001	log Koc berekend door Della Site
2,44	275	exp	soil		0,58	Weber, 1992 (referentie in Della Site)	Delle Site, 2001	log Koc berekend door Della Site
2,72	529	exp	soil	kolomtest met een mengsel van 11 (S)VOCs	0,017	Carmichael, 1999		97% zand, 30% leem en klei; de Kd is eengrootte-orde groter in batch experimenten voor deze stoffen waarvoor er meetresultaten zijn (voor PCE is er enkel de kolomtest en geen gegevens uit en batch test)

Waarden voor de oplosbaarheid van trichlooretheen

oplosbaarheid (mg/l)	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron	opmerkingen
1818	25	exp		Wright & Schaffer (1932)	Mackay (2006)	
1100	25			McGovern (1943)	Mackay (2006)	
1280	10			Vallaud (1957)	Mackay (2006)	
1285	20			Vallaud (1957)	Mackay (2006)	
1288	25			Vallaud (1957)	Mackay (2006)	
1290	30			Vallaud (1957)	Mackay (2006)	
1305	40			Vallaud (1957)	Mackay (2006)	
1330	50			Vallaud (1957)	Mackay (2006)	
1100	20			McConnell et al. (1975), Pearson & McConnell (1975)	Mackay (2006)	
1780	3	exp		Chiou & Freed (1977)	Mackay (2006)	
1500	20	exp		Chiou & Freed (1977)	Mackay (2006)	
1470	34	exp		Chiou & Freed (1977)	Mackay (2006)	
1000	25	exp		Coca et al. (1980)	Mackay (2006)	
1472	25	exp		Banerjee et al. (1980)	Mackay (2006)	
1474	25	exp		Veith et al. (1980)	Mackay (2006)	
1049	0	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature
1061	10	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature
1083	20	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature
1099	25	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature
1117	30	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature
1160	40	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature
1212	50	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature
1271	60	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature
1335	70	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature
1405	80	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature
1366	25	exp		Tewari et al. (1982)	Mackay (2006)	

oplosbaarheid (mg/l)	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron	opmerkingen
743,1	30	exp		McNally & Grob (1984)	Mackay (2006)	
1421	23	exp		Broholm et al. (1992)	Mackay (2006)	bepaald bij 23 - 24 °C
1421	24	exp		Broholm et al. (1992)	Mackay (2006)	bepaald bij 23 - 24 °C
1350	20	calc	activiteitscoëfficiënt	Wright et al. (1992)	Mackay (2006)	
1483	20	exp	activiteitscoëfficiënt	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	
1450	30	exp	activiteitscoëfficiënt	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	
1468	40	exp	activiteitscoëfficiënt	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	
1349	20	exp	activiteitscoëfficiënt	Wright et al. (1992)	Mackay (2006)	
1409	30	exp	activiteitscoëfficiënt	Wright et al. (1992)	Mackay (2006)	
1308	40	exp	activiteitscoëfficiënt	Wright et al. (1992)	Mackay (2006)	
1330	20	exp		Hovorka & Dohnal (1997)	Mackay (2006)	
1417	21	exp		Knauss et al. (2000)	Mackay (2006)	
1450	50	exp		Knauss et al. (2000)	Mackay (2006)	
1878	75	exp		Knauss et al. (2000)	Mackay (2006)	
2872	99	exp		Knauss et al. (2000)	Mackay (2006)	
117	117	exp		Knauss et al. (2000)	Mackay (2006)	
1223	8	exp		Chen et al. (2011/2012?)	via Sander (2015)	
1338	21	exp		Chen et al. (2011/2012?)	via Sander (2015)	
1310	35	exp		Chen et al. (2011/2012?)	via Sander (2015)	
1384	60	exp		Chen et al. (2011/2012?)	via Sander (2015)	
1503	75	exp		Chen et al. (2011/2012?)	via Sander (2015)	

Waarden voor de dampdruk van trichlooretheen

dampdruk (Pa)	temp (°C)	exp/QSAR/Antoine	methode	referentie	bron
9733	25			Hertz & rathmann (1912)	Mackay (2006)
12266	30			Hertz & rathmann (1912)	Mackay (2006)
18532	38			Hertz & rathmann (1912)	Mackay (2006)
23598	44,15			Hertz & rathmann (1912)	Mackay (2006)
24398	45			Hertz & rathmann (1912)	Mackay (2006)
31197	51			Hertz & rathmann (1912)	Mackay (2006)
31329	65			Hertz & rathmann (1912)	Mackay (2006)
74927	77			Hertz & rathmann (1912)	Mackay (2006)
101325	87,15			Hertz & rathmann (1912)	Mackay (2006)
9331	25			McGovern (1943)	Mackay (2006)
4239	17,8	exp		McDonald (1944)	Mackay (2006)
7226	19,85	exp		McDonald (1944)	Mackay (2006)
7506	20,99	exp		McDonald (1944)	Mackay (2006)
8813	24,4	exp		McDonald (1944)	Mackay (2006)
9645	25,5	exp		McDonald (1944)	Mackay (2006)
10319	27,4	exp		McDonald (1944)	Mackay (2006)
11999	30,2	exp		McDonald (1944)	Mackay (2006)
12426	31,2	exp		McDonald (1944)	Mackay (2006)
14292	34,39	exp		McDonald (1944)	Mackay (2006)
17305	38,49	exp		McDonald (1944)	Mackay (2006)
18025	39,29	exp		McDonald (1944)	Mackay (2006)
20545	42,41	exp		McDonald (1944)	Mackay (2006)
22425	44,51	exp		McDonald (1944)	Mackay (2006)
24318	46,44	exp		McDonald (1944)	Mackay (2006)
29264	51,05	exp		McDonald (1944)	Mackay (2006)
35210	55,8	exp		McDonald (1944)	Mackay (2006)
41876	60,5	exp		McDonald (1944)	Mackay (2006)

dampdruk (Pa)	temp (°C)	exp/QSAR/Antoine	methode	referentie	bron
48889	65,07	exp		McDonald (1944)	Mackay (2006)
61115	71,44	exp		McDonald (1944)	Mackay (2006)
72988	76,93	exp		McDonald (1944)	Mackay (2006)
81966	80,38	exp		McDonald (1944)	Mackay (2006)
97018	85,82	exp		McDonald (1944)	Mackay (2006)
98992	86,47	exp		McDonald (1944)	Mackay (2006)
5333	11,9	Antoine		Stull (1947)	Mackay (2006)
7999	20	Antoine		Stull (1947)	Mackay (2006)
13332	31,4	Antoine		Stull (1947)	Mackay (2006)
26664	48	Antoine		Stull (1947)	Mackay (2006)
53329	67	Antoine		Stull (1947)	Mackay (2006)
101325	86,7	Antoine		Stull (1947)	Mackay (2006)
9735	25	Antoine		Stull (1947)	Mackay (2006)
9906	25	Antoine		Dreisbach,(1959) in Hine & Mookerjee (1975)	Mackay (2006)
9723	25	Antoine		Weast (1972-1973)	Mackay (2006)
9224	25	Antoine		Boublik et al. (1973)	Mackay (2006)
8000	20			Perry & Chilton (1973)	
7700	20			McConnell et al. (1975), Peason & McConell (1975)	Mackay (2006)
9200	25	Antoine		Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)
9690	25	Antoine		Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)
9911	25	Antoine		Stephenson & Malaowski (1987)	Mackay (2006)
9691	25	exp		Foco et al. (1992)	Mackay (2006)
7753	20			DIPPR database in Tse et al. (1992)	Mackay (2006)
12350	30			DIPPR database in Tse et al. (1992)	Mackay (2006)
19080	40			DIPPR database in Tse et al. (1992)	Mackay (2006)

Waarden voor de Henry-coëfficiënt van trichlooretheen

Henry (Pa.m ³ /mol)	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron	opmerkingen
1186	25	exp		Hine & Mookerjee (1975)	Mackay (2006)	
248	25	QSAR	group contribution	Hine & Mookerjee (1975)	Mackay (2006)	
1186	25	QSAR	bond contribution	Hine & Mookerjee (1975)	Mackay (2006)	
967	25	calc	P/C	Neely (1976)	Mackay (2006)	
388,2	1,5	calc	P/C	Dilling (1977)	Mackay (2006)	
1215	25	calc	P/C	Dilling (1977)	Mackay (2006)	
890	20	exp		Dilling (1977)	Mackay (2006)	
975	20	exp		Dilling (1977)	Mackay (2006)	
1103	20	calc	P/C	Kavanaugh & Trussel (1980)	Mackay (2006)	
985	20	exp		Mackay et al. (1979)	Mackay (2006)	
240	1	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
254,4	1	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
231,2	1,2	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
307,1	2,5	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
366,4	7	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
424,4	10	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
464,7	12	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
484,8	12	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
523,4	12,9	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
565,2	14	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
683,9	18	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
692,3	18	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
683,9	18	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
717,7	19	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
761,1	19,2	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
723,2	19,5	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
979,6	24,3	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	

Henry (Pa.m ³ /mol)	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron	opmerkingen
984,7	25,2	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
995,3	25,3	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1005	26	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1028	26	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1018	26,1	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
999	20	exp		Munz & Roberts (1978)	Mackay (2006)	
970	20	exp		Lincoff & Gossett (1983), Gossett (1985)	Mackay (2006)	
774	20	exp		Lincoff & Gossett (1984)	Mackay (2006)	
683	20	exp		Lincoff & Gossett (1984)	Mackay (2006)	
452	10	exp		Munz (1985)	Mackay (2006)	
795	20	exp		Munz (1985)	Mackay (2006)	
1348	30	exp		Munz (1985)	Mackay (2006)	
1185	25	exp		Urano & Murata (1985)	Mackay (2006)	
970,7	24,8	exp		Gossett (1987)	Mackay (2006)	
816	20	exp		Munz & Roberts (1987)	Mackay (2006)	
1185	25	exp		Warner et al. (1987)	Mackay (2006)	
1084	20	exp		Yurteri et al. (1987)	Mackay (2006)	
545,1	10	exp		Ashworth et al. (1988)	Mackay (2006)	
675,8	15	exp		Ashworth et al. (1988)	Mackay (2006)	
853,2	20	exp		Ashworth et al. (1988)	Mackay (2006)	
1034	25	exp		Ashworth et al. (1988)	Mackay (2006)	
1297	30	exp		Ashworth et al. (1988)	Mackay (2006)	
768,4	25	exp		Tancréde & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
768	25	exp		Tancréde & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
797,2	26,5	exp		Tancréde & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
999,5	27,4	exp		Tancréde & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
979,4	28,9	exp		Tancréde & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
828,7	28,9	exp		Tancréde & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
881,2	29,7	exp		Tancréde & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	

Henry (Pa.m ³ /mol)	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron	opmerkingen
1159	29,9	exp		Tancréde & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
1019	33,3	exp		Tancréde & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
1386	35,6	exp		Tancréde & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
1554	38,3	exp		Tancréde & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
1484	40	exp		Tancréde & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
1638	44,7	exp		Tancréde & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
2724	45	exp		Tancréde & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
2504	47,2	exp		Tancréde & Yanagisawa (1990)	Mackay (2006)	
1182	25	calc		Yaws et al. (1991)	Mackay (2006)	
709	20	exp	activiteitscoëfficiënt	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	
1155	30	exp	activiteitscoëfficiënt	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	
1753	40	exp	activiteitscoëfficiënt	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	
756	20	exp	activiteitscoëfficiënt	Wright et al. (1992)	Mackay (2006)	
1152	30	exp	activiteitscoëfficiënt	Wright et al. (1992)	Mackay (2006)	
1908	40	exp	activiteitscoëfficiënt	Wright et al. (1992)	Mackay (2006)	
996	25	exp	activiteitscoëfficiënt	Li et al. (1993)	Mackay (2006)	
1043	25	exp		Robbins et al. (1993)	Mackay (2006)	
1330	30	exp		Robbins et al. (1993)	Mackay (2006)	
1672	40	exp		Robbins et al. (1993)	Mackay (2006)	
2270	45	exp		Robbins et al. (1993)	Mackay (2006)	
2665	50	exp		Robbins et al. (1993)	Mackay (2006)	
794	23	exp		Nielsen et al. (1994)	Mackay (2006)	
231,05	2	exp		Dewulf et al. (1995)	Mackay (2006)	
290,1	6	exp		Dewulf et al. (1995)	Mackay (2006)	
327,2	10	exp		Dewulf et al. (1995)	Mackay (2006)	
615,3	18,2	exp		Dewulf et al. (1995)	Mackay (2006)	
870	25	exp		Dewulf et al. (1995)	Mackay (2006)	
1180	25	exp		Turener et al. (1996)	Mackay (2006)	
751	20	exp		Hovorka & Dohnal (1997)	Mackay (2006)	

Henry (Pa.m ³ /mol)	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron	opmerkingen
575	15	exp		Peng & Wan (1997)	Mackay (2006)	
709	20	exp		Peng & Wan (1997)	Mackay (2006)	
885	25	exp		Peng & Wan (1997)	Mackay (2006)	
1167	30	exp		Peng & Wan (1997)	Mackay (2006)	
1309	35	exp		Peng & Wan (1997)	Mackay (2006)	
1650	40	exp		Peng & Wan (1997)	Mackay (2006)	
2005	45	exp		Peng & Wan (1997)	Mackay (2006)	
1055	25	exp		Ryu & Park (1999)	Mackay (2006)	
703,4	25	calc	P + gemeten oplosbaarheid	Knauss et al. (2000)	Mackay (2006)	
2552	50	calc	P + gemeten oplosbaarheid	Knauss et al. (2000)	Mackay (2006)	
4934	75	calc	P + gemeten oplosbaarheid	Knauss et al. (2000)	Mackay (2006)	
6854	99	calc	P + gemeten oplosbaarheid	Knauss et al. (2000)	Mackay (2006)	
6127	117	calc	P + gemeten oplosbaarheid	Knauss et al. (2000)	Mackay (2006)	
585	15	exp		Bierwagen & Keller (2001)	Mackay (2006)	
823	25	exp		Bierwagen & Keller (2001)	Mackay (2006)	
1114	30	exp		Bierwagen & Keller (2001)	Mackay (2006)	
1523	1523	exp		Bierwagen & Keller (2001)	Mackay (2006)	
246	2	exp		Görgenyi et al. (2002)	Mackay (2006)	
348,6	6	exp		Görgenyi et al. (2002)	Mackay (2006)	
447	10	exp		Görgenyi et al. (2002)	Mackay (2006)	
718	18	exp		Görgenyi et al. (2002)	Mackay (2006)	
995	25	exp		Görgenyi et al. (2002)	Mackay (2006)	
1308	30	exp		Görgenyi et al. (2002)	Mackay (2006)	
1871	40	exp		Görgenyi et al. (2002)	Mackay (2006)	
2765	50	exp		Görgenyi et al. (2002)	Mackay (2006)	
3601	60	exp		Görgenyi et al. (2002)	Mackay (2006)	
833	25	exp		Hiatt (2013)	Sander (2015)	
769	25	exp		Zhang et al. (2013)	Sander (2015)	vermoedelijk 25 °C
385,035	8	exp		Chen et al. (2011/2012?)	via Sander (2015)	

Henry (Pa.m ³ /mol)	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron	opmerkingen
1033,515	24	exp		Chen et al. (2011/2012?)	via Sander (2015)	
1744,8165	38	exp		Chen et al. (2011/2012?)	via Sander (2015)	
3303,195	58	exp		Chen et al. (2011/2012?)	via Sander (2015)	
4976,07075	78	exp		Chen et al. (2011/2012?)	via Sander (2015)	
5952,84375	90	exp		Chen et al. (2011/2012?)	via Sander (2015)	
8426,187	91	exp		Chen et al. (2011/2012?)	via Sander (2015)	
12397,11375	93	exp		Chen et al. (2011/2012?)	via Sander (2015)	
1063,829787	30	exp		Helburn et al. (2008)	Sander (2015)	
1000	25	exp		Shimotori en Arnold (2003)	Sander (2015)	
1000	23	exp		David et al. (2000)	Sander (2015)	
909,09	25	exp		Vane and Giroux (2000)	Sander (2015)	
913,4	25,4	exp		Kondoh & Nakajima (1997)	via Sander (2015)	
1081,2	35	exp		Kondoh & Nakajima (1997)	via Sander (2015)	
1275	45	exp		Kondoh & Nakajima (1997)	via Sander (2015)	
1571,5	55	exp		Kondoh & Nakajima (1997)	via Sander (2015)	
1778,2	60	exp		Kondoh & Nakajima (1997)	via Sander (2015)	
1195	30	exp		Ouoba et al. (2015)	primair	

Waarden voor de log Kow van trichlooretheen

log Kow	Kow	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron
2,37	234,42	25			Hansch & Elins (1971)	Mackay (2006)
2,29	194,98	25			Leo et al. (1971), Hansch & Leo (1979, 1987)	Mackay (2006)
2,61	407,38	25	exp		Chiou & Freed (1977)	Mackay (2006)
2,42	263,03	25	exp		Banerjee et al. (1980)	Mackay (2006)
2,42	263,03	25	exp		Veith et al. (1980), Veith & Kosian (1982), Veith et al. (1983)	Mackay (2006)
2,86	724,44	25	exp		McDuffie (1981)	Mackay (2006)
2,53	338,84	25	exp		Tewari et al. (1982)	Mackay (2006)
2,84	691,83	25	calc	RT correlatie	Eadsforth (1986)	Mackay (2006)
2,67	467,74	25	QSAR	activiteitscoëfficiënt	Tse & Sandler (1994)	Mackay (2006)
2,27	186,21	24,8	exp		Dewulf et al. (1999)	Mackay (2006)
2,47	295,12		QSAR		KOWWIN, v 1.68	

Waarden voor de log K_{oc} van trichlooretheen

log K _{oc}	K _{oc} (l/kg)	exp/QSAR	matrix	methode	% OC	referentie	bron	opmerkingen
2,1	125,89	QSAR	sediment	Kow		Mabey et al. (1982)	Mackay (2006)	
2,2	158,49					Pavlou & Weston (1983, 1984)	Mackay (2006)	
1,76	57,54	exp	ICN humic acid-coated Al ₂ O ₃			Garbarini & Lion (1985)	Mackay (2006)	
2,2	158,49	exp	ICN humic acid			Garbarini & Lion (1985)	Mackay (2006)	
1,66	45,71	QSAR		oplosbaarheid		Garbarini & Lion (1985)	Mackay (2006)	
2,14	138,04	QSAR		Kow		Garbarini & Lion (1985)	Mackay (2006)	
2,4	251,19	QSAR				Garbarini & Lion (1985)	Mackay (2006)	
1,76	57,54	exp	Sapsucker Woods humic acid			Garbarini & Lion (1986)	Mackay (2006)	
0,616	4,13	exp	Sapsucker Woods fulvic acid			Garbarini & Lion (1986)	Mackay (2006)	
1,238	17,30	exp	tannic acid			Garbarini & Lion (1986)	Mackay (2006)	
2,079	119,95	exp	lignin			Garbarini & Lion (1986)	Mackay (2006)	
2,045	110,92	exp	zein			Garbarini & Lion (1986)	Mackay (2006)	
0,3	2,00	exp	cellulose			Garbarini & Lion (1986)	Mackay (2006)	
1,827	67,14	exp	Aldrich humic acid			Garbarini & Lion (1986)	Mackay (2006)	
2,025	105,93	exp	bodem			Garbarini & Lion (1986)	Mackay (2006)	Sapsucker Wood soil
2,086	121,90	exp	Sapsucker woods ether-extracted soil			Garbarini & Lion (1986)	Mackay (2006)	
2,161	144,88	exp	humin			Garbarini & Lion (1986)	Mackay (2006)	
2,458	287,08	exp	oxidized humin			Garbarini & Lion (1986)	Mackay (2006)	
2,54	346,74	exp	Lula aquifer		0,032	Stauffer & McIntyre (1986)	Mackay (2006)	Lula aquifer
1,72	52,48	exp	bodem		1,4	Stauffer & McIntyre (1986)	Mackay (2006)	Apalachee soil
2	100,00	QSAR		MCI		Seip et al. (1986) in Bahnick & Doucette (1988)	Mackay (2006)	
1,84	69,18	QSAR		MCI		Seip et al. (1986) in Bahnick & Doucette (1988)	Mackay (2006)	
2,03	107,15	QSAR	bodem			Chiou et al. (1988)	Mackay (2006)	
2,02	104,71	calc	bodem	RT correlatie		Hodson & William (1988)	Mackay (2006)	
2,11	128,82	calc	bodem	RT correlatie		Hodson & William (1988)	Mackay (2006)	

log K _{oc}	K _{oc} (l/kg)	exp/QSAR	matrix	methode	% OC	referentie	bron	opmerkingen
1,79	61,66	exp	humuszuur			Peterson et al. (1988)	Mackay (2006)	
1,53	33,88	exp	bodem		2,59	Lee et al. (1989)	Mackay (2006)	Marlette soil A horizon
2,61	407,38	exp	HDTA treated Marlette soil		3,72	Lee et al. (1989)	Mackay (2006)	
2,12	131,83	exp	DDTMA treated Marlette soil		1,98	Lee et al. (1989)	Mackay (2006)	
2,09	123,03	exp	bodem			Grathwohl (1990)	Mackay (2006)	gemiddelde waarde (Della Site, 2001); soil, sand and loess
2,56	363,08	exp	weathered shale and mudrock			Grathwohl (1990)	Mackay (2006)	gemiddelde waarde (Della Site, 2001)
3,43	2691,53	exp	unweathered shale and mudrock			Grathwohl (1990)	Mackay (2006)	gemiddelde waarde (Della Site, 2001)
2,2	158,49	exp	humic acid			Pavlostathis & Jaglal (1991)	Mackay (2006)	
1,78	60,26	exp	humic acid-coated Al ₂ O ₃			Pavlostathis & Jaglal (1991)	Mackay (2006)	
2,03	107,15	exp	bodem			Pavlostathis & Jaglal (1991)	Mackay (2006)	
3,39	2454,71	exp	bodem			Doust & Huang (1992)	Mackay (2006)	organic carbon soil
2	100,00	exp	bodem			Doust & Huang (1992)	Mackay (2006)	organic carbon soil
1,6	39,81	exp	bodem			Doust & Huang (1992)	Mackay (2006)	bentoniet
1,6	39,81	exp	groene klei			Doust & Huang (1992)	Mackay (2006)	
2,15	141,25	exp	tan clay			Doust & Huang (1992)	Mackay (2006)	
0,35	2,24	exp	bodem			Doust & Huang (1992)	Mackay (2006)	Barnwell sand
1,4	25,12	exp	bodem			Doust & Huang (1992)	Mackay (2006)	Congaree sand
1,9	79,43	exp	bodem			Doust & Huang (1992)	Mackay (2006)	McBean I sand
2,2	158,49	exp	bodem			Doust & Huang (1992)	Mackay (2006)	McBean II sand
1,66	45,71	exp	bodem			Pavlostathis & Mathavan (1992)	Mackay (2006)	experimenteel?
2,64	436,52	exp	bodem			Pavlostathis & Mathavan (1992)	Mackay (2006)	
2,83	676,08	exp	bodem			Pavlostathis & Mathavan (1992)	Mackay (2006)	
2,34	218,78	exp	sediment			Dewulf et al. (1999)	Mackay (2006)	- Leie: gemiddelde van 7 waarden (temperatuur 2,3 - 25 °C)
2,8	630,96	QSAR	bodem	solvation model		Winget et al. (2000)	Mackay (2006)	
2	100,00	QSAR	bodem	solvation model		Winget et al. (2000)	Mackay (2006)	

log Koc	Koc (l/kg)	exp/QSAR	matrix	methode	% OC	referentie	bron	opmerkingen
1,92	83,18	exp	bodems		OC >= 0,1 %	Delle Site (2001)	Mackay (2006)	gemiddelde van 23 waarden met interval 1,53-2,31 (Delle Site tabel 13)
2	100,00	exp	bodems		OC >= 0,5 %	Delle Site (2001)	Mackay (2006)	gemiddelde van 16 waarden met interval 1,73-2,27 (Delle Site tabel 13)
1,75	56,23	exp	bodems		0,1 <= OC < 0,5 %	Delle Site (2001)	Mackay (2006)	gemiddelde van 7 waarden met interval 1,20-2,30 (Delle Site tabel 13)
2,176	150,00	exp	rizosphere soils		1-5	Brigmon et al. (1998)		rizosphere soils; only readily oxidizable fraction of the total OC: may slightly be overestimated (estimated after 17 days, mL/gC)
2,146	140,00	exp	rizosphere soils		1-5	Brigmon et al. (1998)		rizosphere soils; only readily oxidizable fraction of the total OC: may slightly be over estimated (estimated after 17 days, mL/gC)
1,944	88,00	exp	rizosphere soils		<1,0	Brigmon et al. (1998)		rizosphere soils; only readily oxidizable fraction of the total OC: may slightly be over estimated (estimated after 17 days, mL/gC)
2,204	160,00	exp	rizosphere soils		<1,0	Brigmon et al. (1998)		rizosphere soils; only readily oxidizable fraction of the total OC: may slightly be over estimated (estimated after 17 days, mL/gC)
2,875	750,00	exp	bodem - kaolinitic clayey soils	diffusion exp	0,02	Itakura et al. (2003)		berekend uit Kd en OC
3,839	6900,00	exp	bodem - kaolinitic clayey soils	Batch equilibrium adsorption tests (BEATs)	0,02	Itakura et al. (2003)		berekend uit Kd en OC
1,96	91,20	calc	bodem - kaolinitic clayey soils	logKoc=-0:55logG+3,64 (G = oplosbaarheid in water)	0,02	Itakura et al. (2003)		berekend uit Kd en OC
1,419	26,24	exp	eucalyptus mulch		40,4	Öztürk et al. (2012)		berekend uit Kd en OC
1,891	77,78	exp	compost		12,6	Öztürk et al. (2012)		berekend uit Kd en OC
2,371	235,15	model	eucalyptus mulch	Hydrus-1D	40,4	Öztürk et al. (2012)		berekend uit Kd en OC
3,377	2380,95	model	compost	Hydrus-1D	12,6	Öztürk et al. (2012)		berekend uit Kd en OC

log Koc	Koc (l/kg)	exp/QSAR	matrix	methode	% OC	referentie	bron	opmerkingen
1,699	50,00	exp	bodem		1	Zytner (1991)		bodem - sandy loam soil
2,061	115,00	exp	bodem		11,7	Zytner (1991)		bodem - organic top soil
2,276	189,00	exp	peat moss		49,4	Zytner (1991)		
1,840	69,23	exp	bodem - coventry marl		0,13	Mouvet et al. (1993)		berekend uit Kd en OC
1,837	68,75	exp	bodem - loamy soil A2 horizon		0,16	Mouvet et al. (1993)		berekend uit Kd en OC
1,763	57,89	exp	bodem - coventry sandstone		0,19	Mouvet et al. (1993)		berekend uit Kd en OC
2,083	121,05	exp	bodem - sandy soil C1 horizon		0,19	Mouvet et al. (1993)		berekend uit Kd en OC
2,112	129,41	exp	bodem		0,34	Mouvet et al. (1993)		sandy soil Ap horizon; berekend uit Kd en OC
2,170	147,83	exp	bodem		0,46	Mouvet et al. (1993)		loamy soil Ap horizon; berekend uit Kd en OC
2,009	102,04	exp	bodem		0,49	Mouvet et al. (1993)		balloy alluvium; berekend uit Kd en OC
1,934	85,90	exp	bodem		0,78	Mouvet et al. (1993)		calcareous soil A/C horizon; berekend uit Kd en OC
2,320	209,17	exp	bodem		1,2	Mouvet et al. (1993)		calcareous soil Ap horizon; berekend uit Kd en OC
1,968	92,90	QSAR		fragment constant method		Tao, 1999, supplement		
2,03	107,15	exp				Tao, 1999, supplement		mediaan van literatuurgegevens
2,26	181,97	exp	sediment: estuarium van de Schelde en zuiden van de Noordzee			Roose, 2001		exp Koc voor zout water is met Henry gedioniseerd water/Henry zout water, omgerekend naar Koc met zoutgehalte 0
1,96	91,20	exp	sediment: estuarium van de Schelde en zuiden van de Noordzee			Roose, 2001		exp Koc voor zout water is met Henry gedioniseerd water/Henry zout water, omgerekend naar Koc met zoutgehalte 0
0,92	8,32	exp	sediment: estuarium van de Schelde en zuiden van de Noordzee			Roose, 2001		exp Koc voor zout water is met Henry gedioniseerd water/Henry zout water, omgerekend naar Koc met zoutgehalte 0
1,82	66,07	exp	sediment: estuarium van de Schelde en zuiden van de Noordzee			Roose, 2001		exp Koc voor zout water is met Henry gedioniseerd water/Henry zout water, omgerekend naar Koc met zoutgehalte 0

log Koc	Koc (l/kg)	exp/QSAR	matrix	methode	% OC	referentie	bron	opmerkingen
3,38	2398,83	exp	kleihoudend keileem, verontreinigd		0,04	Lu, 2011		26,7% klei
3,48	3019,95	exp	kleihoudend keileem, verontreinigd		0,03	Lu, 2011		27,0% klei
3,01	1023,29	exp	kleihoudend keileem, verontreinigd		0,08	Lu, 2011		25,0% klei
3,48	3019,95	exp	kleihoudend keileem, verontreinigd		0,03	Lu, 2011		26,4% klei
3,16	1445,44	exp	kleihoudend keileem, niet verontreinigd		0,02	Lu, 2011		23,0% klei
3,21	1621,81	exp	kleihoudend keileem, niet verontreinigd		0,05	Lu, 2011		24,7% klei
2,95	891,25	exp	kleihoudend keileem, niet verontreinigd		0,07	Lu, 2011		25,3% klei
-0,51	0,31	exp	aquifer zand met middelmatige korrelgrootte, verontreinigd		0,52	Kret, 2015		15-25,5 m diepte; berekend uit Kd en OC
2,615	412,37	exp	bodem		0,97	Aykol et al. (2010)		caliche soil; Kd lineair vanaf TCE conc > 122 mg/l
2,37	234,42	exp	bodem		0,47	Brusseau, 1990	Delle Site, 2001	<1mm; 92% zand, 6,2% leem, 1,8% klei; log Koc berekend door Delle Site
2,14	138,04	exp	bodem		0,85	Brusseau, 1990	Delle Site, 2001	<1mm; 87,6% zand, 10,1% leem, 2,3% klei; log Koc berekend door Delle Site
1,77	58,88	exp	bodem		0,39	Brusseau, 1990	Delle Site, 2001	<1mm; 95,5% zand, 3,2% leem, 1,3% klei; log Koc berekend door Delle Site
1,53	33,88	exp	bodem		5,18	Lee JF, 1989	Delle Site, 2001	A horizon=oppervlaktelaag onder de organische laag; 5,18% organische materie; 56,6% zand, 22% leem, 21,4% klei; log Koc berekend door Delle Site
1,86	72,44	exp	bosgrond pH 5,6		0,2	Seip, 1986	Delle Site, 2001	97,3% zand, 2,2% leem, 0,5% klei
1,98	95,50	exp	bodem		2,2	Seip, 1986	Delle Site, 2001	landbouwgrond pH 7,4; 65,2% zand, 25,6% leem, 9,2% klei
2,15	141,25	exp	bodem		2,2	Seip, 1986	Delle Site, 2001	bosgrond pH 4,2; 69,5% zand, 20,5% leem, 10,1% klei

log Koc	Koc (l/kg)	exp/QSAR	matrix	methode	% OC	referentie	bron	opmerkingen
1,74	54,95	exp	bodem		1,05	Petersen, 1995	Delle Site, 2001	pH 7,9; 33% zand, 49% leem, 18% klei; log Koc berekend door Delle Site
1,93	85,11	exp	bodem		1,41	Petersen, 1995	Delle Site, 2001	pH 7,1; 57,5% zand, 26,4% leem, 13,7% klei; log Koc berekend door Delle Site
1,79	61,66	exp	bodem		1,12	Petersen, 1995	Delle Site, 2001	pH 6,1; 80,2% zand, 13,2% leem, 4,8% klei; log Koc berekend door Delle Site
2,01	102,33	exp	bodem			Friesel, 1984	Delle Site, 2001	gemiddelde van 18 bodems; log Koc berekend door Delle Site
1,59	38,90	exp	sediment		3,2	Cornelissen, 2000		, niet verontreinigd (125-250 µm); log Koc 1,59 ± 0,12
2,74	547,06	exp	bodem, ondergrond (9,8-11,3 meter diep), pH 6,02	kolomtest met een mengsel van 11 (S)VOCs	0,017	Carmichael, 1999		97% zand, 30% leem en klei; de Kd is eengrootte-orde groter in batch experimenten voor deze stoffen waarvoor er meetresultaten zijn (voor PCE is er enkel de kolomtest en geen gegevens uit en batch test)
1,60	40,00	exp	sediment, laag OC		0,13	Benker, 1998		OC 0,13 ± 0,05%, wat volgens de auteurs vrij hoog is (Perth, Australië); Kd = 0,052 ± 0,02%

Waarden voor de oplosbaarheid van 1,1,1-trichloorethaan

oplosbaarheid (mg/l)	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron	opmerkingen
1590	0	exp		Van Arkel & Vles (1936)	Mackay (2006)	
1320	20	exp		Van Arkel & Vles (1936)	Mackay (2006)	
1260	35	exp		Van Arkel & Vles (1936)	Mackay (2006)	
1280	50	exp		Van Arkel & Vles (1936)	Mackay (2006)	
1304	25			Seidell (1940)	Mackay (2006)	
1730	10	exp		Walraevens et al. (1974)	Mackay (2006)	
1550	20	exp		Walraevens et al. (1974)	Mackay (2006)	
1490	25	exp		Walraevens et al. (1974)	Mackay (2006)	
1440	30	exp		Walraevens et al. (1974)	Mackay (2006)	
1390	40	exp		Walraevens et al. (1974)	Mackay (2006)	
1380	50	exp		Walraevens et al. (1974)	Mackay (2006)	
1410	60	exp		Walraevens et al. (1974)	Mackay (2006)	
1480	70	exp		Walraevens et al. (1974)	Mackay (2006)	
1590	80	exp		Walraevens et al. (1974)	Mackay (2006)	
480	20	exp		Peason & McConnell (1975), McConnell et al. (1975)	Mackay (2006)	
1360	25	exp		Chiou et al. (1979)	Mackay (2006)	
1334	25	exp		Banerjee et al. (1980)	Mackay (2006)	
1150	23,5	exp		Schwarz (1980)	Mackay (2006)	
1200	23,5	exp		Schwarz (1980)	Mackay (2006)	
1800	10	exp		Schwarz & Miller (1980)	Mackay (2006)	
1850	20	exp		Schwarz & Miller (1980)	Mackay (2006)	
1590	30	exp		Schwarz & Miller (1980)	Mackay (2006)	
1334	25	exp		Veith (1980)	Mackay (2006)	
1260	25	calc	QSAR	Irmann (1965) in Horvath (1982)	Mackay (2006)	
1910	0	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature data

oplosbaarheid (mg/l)	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron	opmerkingen
1707	10	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature data
1554	20	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature data
1485	25	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature data
1449	30	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature data
1390	40	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature data
1377	50	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature data
1407	60	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature data
1479	70	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature data
1592	80	exp		Horvath (1982)	Mackay (2006)	summary of literature data
3200	25	calc	activiteitscoëfficiënt	Arbuckle (1983)	Mackay (2006)	
479,8	30	exp		McNally & Grobb (1984)	Mackay (2006)	
1334	25	calc	activiteitscoëfficiënt	Banerjee (1985)	Mackay (2006)	
1310	20	exp	activiteitscoëfficiënt	Barr & Newsham (1987)	Mackay (2006)	
1194	35	exp	activiteitscoëfficiënt	Barr & Newsham (1987)	Mackay (2006)	
1267	50	exp	activiteitscoëfficiënt	Barr & Newsham (1987)	Mackay (2006)	
1252	23	exp		Broholm et al. (1992)	Mackay (2006)	gemeten bij 23-24 °C
1252	24	exp		Broholm et al. (1992)	Mackay (2006)	gemeten bij 23-24 °C
1470	0	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
700	20,2	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
760	31,6	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
1010	41,1	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
1060	51,3	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
1030	61,5	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
1140	71,5	exp		Stephenson (1992)	Mackay (2006)	
1260	20	exp	activiteitscoëfficiënt	Wright et al. (1992)	Mackay (2006)	
1353	30	exp	activiteitscoëfficiënt	Wright et al. (1992)	Mackay (2006)	
1370	40	exp	activiteitscoëfficiënt	Wright et al. (1992)	Mackay (2006)	

oplosbaarheid (mg/l)	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron	opmerkingen
1413	20	exp	activiteitscoëfficiënt	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	
1392	30	exp	activiteitscoëfficiënt	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	
1454	35	exp	activiteitscoëfficiënt	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	
1489	40	exp	activiteitscoëfficiënt	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	
2935	20	exp	activiteitscoëfficiënt	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	
3228	30	exp	activiteitscoëfficiënt	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	
3536	35	exp	activiteitscoëfficiënt	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	
3749	40	exp	activiteitscoëfficiënt	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	
1758	25	exp	activiteitscoëfficiënt	Li et al. (1983)	Mackay (2006)	
1250	25	exp		Broholm & Feenstra (1995)	Mackay (2006)	
1380	20	exp	activiteitscoëfficiënt	Hovorka & Dohnal (1997)	Mackay (2006)	
1354	8	exp		Chen et al. (2011/2012?)	Sander (2015)	
1059	21	exp		Chen et al. (2011/2012?)	Sander (2015)	
1313	35	exp		Chen et al. (2011/2012?)	Sander (2015)	
1008	60	exp		Chen et al. (2011/2012?)	Sander (2015)	
719	75	exp		Chen et al. (2011/2012?)	Sander (2015)	

Waarden voor de dampdruk van 1,1,1-trichloorethaan

dampdruk (Pa)	temp (°C)	exp/QSAR/Antoine	methode	referentie	bron
6733	5,12	exp		Rubin et al. (1944)	Mackay (2006)
9239	11,33	exp		Rubin et al. (1944)	Mackay (2006)
12159	16,93	exp		Rubin et al. (1944)	Mackay (2006)
12159	17,68	exp		Rubin et al. (1944)	Mackay (2006)
16190	25	Antoine		Stull (1947)	Mackay (2006)
16100	25	Antoine		Dreisbach (1961)	Mackay (2006)
16170	25	Antoine		Weast (1972-1973)	Mackay (2006)
10000	14,15	exp		Ambrose et al. (1975)	
16490	25	exp		Ambrose et al. (1975), Boublik et al. (1984)	Mackay (2006)
17800	25	Antoine		Boublik et al. (1973, 1974)	Mackay (2006)
12800	20			Pearson & McConnell (1975), McConnell et al. (1975)	Mackay (2006)
13150	20	exp		Tse et al. (1992) in DIPPR	Mackay (2006)
20520	30	exp		Tse et al. (1992) in DIPPR	Mackay (2006)
25300	35	exp		Tse et al. (1992) in DIPPR	Mackay (2006)
30940	40	exp		Tse et al. (1992) in DIPPR	Mackay (2006)
16490	25	Antoine		Boublik et al. (1984), Stephenson & Malanowski (1987)	Mackay (2006)

Waarden voor de Henry-coëfficiënt van 1,1,1-trichloorethaan

Henry (Pa.m ³ /mol)	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron	opmerkingen
1638	25	exp		Hine & Mookerjee (1975)	Mackay (2006)	
3433	20			McConnell et al. (1975)	Mackay (2006)	
2800	25	exp		Dilling (1977)	Mackay (2006)	
2875	25	calc, P/C	P/C	Dilling (1977)	Mackay (2006)	
2025	20	exp		Mackay et al. (1979)	Mackay (2006)	
730	20	calc, P/C	P/C	Kavanaugh & Trussel (1980)	Mackay (2006)	
541,7	1	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
543,3	1	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
555,9	1,2	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
597,9	2,5	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
763,3	7	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
919,2	10	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1016	12	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1039	12	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1069	12,9	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1190	14	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1398	18	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1447	18	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1464	18	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1511	19	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1526	19,2	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1437	19,5	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1874	24,3	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1995	25,2	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
2026	25,3	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1988	26	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
2064	26	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	

Henry (Pa.m ³ /mol)	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron	opmerkingen
1958	26,1	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1996	25	exp		Leighton & Calo (1981)	Mackay (2006)	
1520	25	exp		Munz & Roberts (1982)	Mackay (2006)	
836	10	exp		Munz (1985)	Mackay (2006)	
1317	20	exp		Munz (1985)	Mackay (2006)	
2155	30	exp		Munz (1985)	Mackay (2006)	
606,9	20	calc	Activiteitscoëfficiënt	Arbuckle (1983)	Mackay (2006)	
612	5	exp		Hunter-Smith et al. (1983)	Mackay (2006)	
749	10	exp		Hunter-Smith et al. (1983)	Mackay (2006)	
912	15	exp		Hunter-Smith et al. (1983)	Mackay (2006)	
1102	20	exp		Hunter-Smith et al. (1983)	Mackay (2006)	
1319	25	exp		Hunter-Smith et al. (1983)	Mackay (2006)	
1738	33	exp		Hunter-Smith et al. (1983)	Mackay (2006)	
1743	20	exp		Lincoff & Gossett (1983), Gossett (1985)	Mackay (2006)	
1337	20	exp		Lincoff & Gossett (1984)	Mackay (2006)	
1538	20	exp		Lincoff & Gossett (1984)	Mackay (2006)	
498,5	25	exp		Urano & Murata (1985)	Mackay (2006)	
1360	20	exp		Munz & Roberts (1986) in Yurteri et al. (1987)	Mackay (2006)	
498,5	25	exp		Warner et al. (1987)	Mackay (2006)	
771	9,6	exp		Gossett (1987)	Mackay (2006)	
1216	17,5	exp		Gossett (1987)	Mackay (2006)	
1743	24,8	exp		Gossett (1987)	Mackay (2006)	
2523	34,6	exp		Gossett (1987)	Mackay (2006)	
1345	20	exp		Gossett (1987)	Mackay (2006)	
1413	25	exp		Gossett (1987)	Mackay (2006)	
1572	20	exp		Yurteri et al. (1987)	Mackay (2006)	
1578	40	exp		Kolb et al. (1992)	Mackay (2006)	

Henry (Pa.m ³ /mol)	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron	opmerkingen
1884	60	exp		Kolb et al. (1992)	Mackay (2006)	
2264	70	exp		Kolb et al. (1992)	Mackay (2006)	
2488	80	exp		Kolb et al. (1992)	Mackay (2006)	
1763	25	exp		Kolb et al. (1992)	Mackay (2006)	
1277	20	exp	activiteitscoëfficiënt	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	
2027	30	exp	activiteitscoëfficiënt	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	
2381	35	exp	activiteitscoëfficiënt	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	
2847	40	exp	activiteitscoëfficiënt	Tse et al. (1992)	Mackay (2006)	
1380	20	exp	activiteitscoëfficiënt	Wright et al. (1992)	Mackay (2006)	
1998	30	exp	activiteitscoëfficiënt	Wright et al. (1992)	Mackay (2006)	
2952	40	exp	activiteitscoëfficiënt	Wright et al. (1992)	Mackay (2006)	
1763	26,3	exp		Hansen et al. (1993)	Mackay (2006)	
2412	35	exp		Hansen et al. (1993)	Mackay (2006)	
3232	44,8	exp		Hansen et al. (1993)	Mackay (2006)	
1783	25	exp		Robbins et al. (1993)	Mackay (2006)	
2209	30	exp		Robbins et al. (1993)	Mackay (2006)	
2675	40	exp		Robbins et al. (1993)	Mackay (2006)	
3597	45	exp		Robbins et al. (1993)	Mackay (2006)	
4164	50	exp		Robbins et al. (1993)	Mackay (2006)	
448	2	exp		Dewulf et al. (1995)	Mackay (2006)	getallen fout in Mackay (uit publicatie overgenomen)
601	6	exp		Dewulf et al. (1995)	Mackay (2006)	getallen fout in Mackay (uit publicatie overgenomen)
669	10	exp		Dewulf et al. (1995)	Mackay (2006)	getallen fout in Mackay (uit publicatie overgenomen)
1114	18,2	exp		Dewulf et al. (1995)	Mackay (2006)	getallen fout in Mackay (uit publicatie overgenomen)
1507	25	exp		Dewulf et al. (1995)	Mackay (2006)	getallen fout in Mackay (uit publicatie overgenomen)
2072	25	exp		Turner et al. (1996)	Mackay (2006)	

Henry (Pa.m ³ /mol)	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron	opmerkingen
1280	20	exp		Hovorka & Dohnal (1997)	Mackay (2006)	
978	10	exp		Ashworth et al. (1988)	Mackay (2006)	
1165	15	exp		Ashworth et al. (1988)	Mackay (2006)	
1479	20	exp		Ashworth et al. (1988)	Mackay (2006)	
1763	25	exp		Ashworth et al. (1988)	Mackay (2006)	
2138	30	exp		Ashworth et al. (1988)	Mackay (2006)	
1449,275362	25	exp		Hiatt (2013)	Sander (2015)	
162,12	8	exp		Chen (2011/2012?)	via Sander (2015)	
358,6905	24	exp		Chen (2011/2012?)	via Sander (2015)	
703,1955	38	exp		Chen (2011/2012?)	via Sander (2015)	
1281,76125	58	exp		Chen (2011/2012?)	via Sander (2015)	
1917,069	78	exp		Chen (2011/2012?)	via Sander (2015)	
2395,323	90	exp		Chen (2011/2012?)	via Sander (2015)	
2958,69	91	exp		Chen (2011/2012?)	via Sander (2015)	
3626,42175	93	exp		Chen (2011/2012?)	via Sander (2015)	
1612,903226	25	exp		Vane & Giroux (2000)	Sander (2015)	
1408,450704	20	exp		Chiang et al. (1998)	Sander (2015)	
1556,304727	25,4	exp		Kondoh & Nakajima (1997)	via Sander (2015)	
1737,00827	35	exp		Kondoh & Nakajima (1997)	via Sander (2015)	
1933,567442	45	exp		Kondoh & Nakajima (1997)	via Sander (2015)	
2381,752734	55	exp		Kondoh & Nakajima (1997)	via Sander (2015)	
2747,650627	60	exp		Kondoh & Nakajima (1997)	via Sander (2015)	

Waarden voor de log Kow van 1,1,1-trichloorethaan

log Kow	temp (°C)	exp/QSAR	methode	referentie	bron
2,17				Tute (1971)	Mackay (2006)
2,49		exp		Hansch & Leo (1979, 1985)	Mackay (2006)
2,47		exp		Banerjee et al. (1980)	Mackay (2006)
2,47		exp		Veith et al. (1980), Veith & Kosian (1982)	Mackay (2006)
2,35		calc		Arbuckle (1983)	Mackay (2006)
2,29		calc		Arbuckle (1983)	Mackay (2006)
1,96		calc		Banerjee & Howard (1988)	Mackay (2006)
2,6		calc		Tse & Sandler (1994)	Mackay (2006)
2,47		exp		Bhatia & Sandler (1995)	Mackay (2006)
2,2		exp		Dewulf et al. (1999)	Mackay (2006)

Waarden voor de log Koc van 1,1,1-trichloorethaan

log Koc	exp/QSAR	matrix	methode	% OC	referentie	bron	opmerkingen
2,02	exp	bodem			Chiou et al. (1979)		
2,25					Chiou et al. (1979) in Karickhoff (1981, 1985)		
2,08	QSAR		Kow		Karickhoff (1981)		
2,04	QSAR		oplosbaarheid		Karickhoff (1981)		
2,02	QSAR		smeltpunt		Karickhoff (1981)		
2,182	QSAR	sediment	Kow		Mabey et al. (1982)	MacKay, 2006	
1,7	QSAR		MCI		Bahnick & Doucette (1988)		
2,26	exp	bodem			Chiou et al. (1988)		
1,65	exp	bodem, zand en löss			Gratwohl (1990)	Delle Site, 2001	gemiddelde waarde
2,22	exp	bodem, weathered shale and mudrock			Gratwohl (1990)	Delle Site, 2001	gemiddelde waarde
3,02	exp	bodem, unweathered shale and mudrock			Gratwohl (1990)	Delle Site, 2001	gemiddelde waarde
1,99	exp	sediment, Leie			Dewulf et al. (1999)		gemiddelde (n=7) (temperatuur 2,3 - 25 °C)
3,2	QSAR	bodem	solvation model		Winget et al. (2000)		
2,16	exp	bodem		>= 0,1	Delle Site (2001)		OC >= 0.1 %
2,243	QSAR		fragment constant method		Tao, 1999, supplement		
1,76	exp	sediment: estuarium van de Schelde en zuiden van de Noordzee			Roose, 2001		exp Koc zout water is met Henry gedioniseerd water/Henry zout water, omgerekend naar Koc met zoutgehalte 0
2,1	exp	sediment: estuarium van de Schelde en zuiden van de Noordzee			Roose, 2001		exp Koc zout water is met Henry gedioniseerd water/Henry zout water, omgerekend naar Koc met zoutgehalte 0
0,57	exp	sediment: estuarium van de Schelde en zuiden van de Noordzee			Roose, 2001		exp Koc zout water is met Henry gedioniseerd water/Henry zout water, omgerekend naar Koc met zoutgehalte 0
0,77	exp	sediment: estuarium van de Schelde en zuiden van de Noordzee			Roose, 2001		exp Koc zout water is met Henry gedioniseerd water/Henry zout water, omgerekend naar Koc met zoutgehalte 0

log K _{oc}	exp/QSAR	matrix	methode	% OC	referentie	bron	opmerkingen
3	exp	kleihoudend keileem, niet verontreinigd		0,02	Lu, 2011		23,0% klei
2,91	exp	kleihoudend keileem, niet verontreinigd		0,05	Lu, 2011		24,7% klei
2,81	exp	kleihoudend keileem, niet verontreinigd		0,07	Lu, 2011		25,3% klei
2,26	exp	bodem			Tao, 1999, supplement		mediaan van literatuurgegevens
2,030	exp	bodem			Friesel, 1984	Delle Site, 2001	gemiddelde van 17 bodems

BIJLAGE C - OVERZICHT ECOTOXICOLOGISCH ONDERBOUWDE BODEMNORMEN

1. Inleiding

Door verschillende instanties worden ecotoxicologisch onderbouwde waarden afgeleid. Referenties naar deze bronnen zijn opgenomen in Cornelis en Touchant (2016b). Omdat de methodiek voor het afleiden van de Vlaamse normen gebaseerd is op deze van CCME (2006b) zijn deze laatste waarden (SQG-waarden genoemd) prioritair te beschouwen. Andere instanties volgen afwijkende benaderingen. Bij elk van deze benaderingen wordt een korte toelichting gegeven.

CCME benadering

Methodologisch sluit de werkwijze gehanteerd door de Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME, 2006b) het best aan bij de werkwijze die in Vlaanderen wordt gehanteerd (Cornelis & Touchant, 2016b). De afgeleide methode voor Vlaanderen houdt in tegenstelling met de CCME-werkwijze alleen rekening met direct bodemcontact en niet met bodeminname door hogere organismen en vee. Als gevolg hiervan wordt in de Vlaamse methodiek enkel onderscheid gemaakt tussen twee typen van landgebruik: 1) landbouw-, woon- en recreatiegebied, en 2) landbouw voor commercieel en industriegebied (in de Canadese methode hebben de waarden voor landbouw een bijkomende afleiding gebaseerd op bodem- en voederinname). De hiertoe afgeleide SQG (Soil Quality Guidelines) zijn gebaseerd op effecten waargenomen bij planten, invertebraten en bodemprocessen en verschillen voor beide bestemmingstypes van elkaar door toepassing van een verschillend beschermingsniveau.

Aangezien de Vlaamse methode in belangrijke mate afgeleid is van de Canadese methodiek, kan men bij risicogrenswaarden terugvallen op de Canadese waarden indien beschikbaar: <http://sts.ccme.ca/en/index.html>

RIVM benadering

In Nederland worden verschillende soorten waarden gebruikt voor de bescherming van het ecosysteem, samengebracht onder de noemer ERL (Environmental Risk Limits). Drie niveaus worden onderscheiden: Verwaarloosbare Concentraties (**NC** – Negligible Concentrations); Maximum Toelaatbare Concentraties (Maximum Permissible Concentrations – **MPC_{eco}**); en Ernstig Risico Concentraties (Serious Risk Concentrations – **SRC_{eco}**). Bij de MPC wordt verondersteld dat er geen nadelige effecten optreden. Deze waarde is gebaseerd op de HC₅ (Hazardous Concentration for 5% of species), de concentratie waarbij effecten optreden bij 5% van beschouwde soorten. De verwaarloosbare concentratie (NC) wordt berekend door de MPC te delen door een veiligheidsfactor 100 om mogelijke combinatietoxiciteit in rekening te brengen (van Vlaardingen & Verbruggen, 2007). In het kader van de wetgeving rond bodembescherming wordt gebruik gemaakt van de SRC_{eco} (interventiewaarde voor effecten op het ecosysteem, serious risk concentration, concentratie waarbij ernstige effecten kunnen optreden). De SRC_{eco} wordt over het algemeen bepaald als het geometrisch gemiddelde van alle beschikbare chronische toxiciteitsdata en correspondeert met de HC₅₀, de effectconcentratie voor 50% van beschouwde soorten. Als deze niet beschikbaar zijn wordt een berekening uitgevoerd op basis van acute toxiciteitsdata met toepassing van veiligheidsfactoren. Details van de meest recente versie van de beschreven methodiek worden besproken in van Vlaardingen en Verbruggen (2007), 2007.

De methode voor het afleiden van de MPC_{eco} voor bodem (concentratie waarbij geen negatieve effecten optreden voor het ecosysteem) is gebaseerd op het Technical Guidance Document (dat gebruikt werd in het kader van het uitvoeren van Europese risico-evaluaties voor nieuwe en bestaande verbindingen en biociden. Op basis van het aantal en de aard van de beschikbare eindpunten en dier/plantspecies worden MPC afgeleid via toepassing van veiligheidsfactoren zoals voorgeschreven door de TGD (zievan Vlaardingen en Verbruggen (2007)). Wanneer een $PNEC_{bodem}$ beschikbaar is in het EU Risicorapport (EU-RAR) wordt deze overgenomen als MPC_{bodem} , weliswaar herberekend op basis van drooggewicht en de Nederlandse standaardbodem (10% organische stof)

Benadering van de Europese Commissie

Het afleiden van MPC's door het European Chemical Agency - ECHA is gebaseerd op het Technical Guidance Document (European Commission, 2003) en is gebaseerd op het afleiden van PNEC waarden (Predicted No Effect Concentrations), concentraties in de bodem waarbij geen/geringe effecten optreden (vergelijkbaar met de HC_5 die wordt gehanteerd in Nederland). Althankelijk van de aard en kwaliteit van de toxiciteitsgegevens waarover men kan beschikken worden voor het afleiden van de PNEC waarden veiligheidsfactoren (assessment factoren) gebruikt zoals voorgeschreven in het European Commission (2003). Statistische extrapolatietechnieken kunnen enkel worden toegepast wanneer er minimaal gegevens beschikbaar zijn voor 10 soorten uit 8 taxonomische groepen (European Commission, 2003). Wanneer onvoldoende gegevens voor bodem beschikbaar zijn kan gebruik worden gemaakt van aquatische toxiciteitsgegevens en toepassing van evenwichtspartitie (European Commission, 2003).

2. Ecotoxicologisch onderbouwde normen

Screening van de literatuur leert dat de meeste chloorethenen en -ethanen giftig zijn voor waterorganismen. Bioaccumulatie treedt echter niet of nauwelijks op. Slechts een gering aantal studies zijn voorhanden naar effecten op bodemorganismen. De stoffen hebben omwille van hun lipofiel karakter bij hoge concentraties toxische effecten op micro-organismen in de bodem vanwege hun inwerking op de lipide (vet)structuur van de celmembranen.

In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van door verschillende instanties afgeleide criteria voor bodemkwaliteit. In de CCME databank werden enkel SQG-waarden teruggevonden voor tri- en tetrachlooretheen.

In Nederland werden ERL voor gechloreerde solventen achtereenvolgens doorgerekend door Verbruggen et al. (2001), Lijzen *et al.* (2001) en de Jong *et al.* (2007). De in deze studies afgeleide SRC_{eco} verschillen van elkaar door geringe verschillen in de toegepaste methodiek (bv. veronderstelde distributie van de toxiciteitsgegevens, log-logistisch versus log-normaal en het aantal vereiste taxa vereist voor het opstellen van de Species Sensitivity Distributions - SSD) en/of door het gebruik van een verschillende dataset. De meest recente SRC_{eco} -waarden afgeleid door de Jong et al (2007). Zij gebruiken uitsluitend toxiciteitsgegevens voor bodemorganismen/processen (er wordt in tegenstelling met de eerdere studies geen gebruik gemaakt van aquatische data met toepassing van evenwichtspartitie). Wel wordt een vergelijking gemaakt met de de $SRC_{eco, water}$ en wordt de meest conservatieve waarde als $SRC_{eco, bodem}$ weerhouden.

Voor een aantal van de behandelde gechloreerde solenten werd eveneens een PNEC waarde teruggevonden in de ECHA databank.

a. Dichloormethaan

De verschillende ecotoxicologisch onderbouwde interventie- en streefwaarden voor bodem staan vermeld in Tabel 65. Tabel 66 bevat de normen voor poriewater.

Tabel 65: Overzicht van de beschikbare bodemkwaliteitscriteria voor dichloormethaan

criterium	betekenis	waarde (mg/kg ds)	referentie
SRC_{eco, bodem}	concentratie met ernstig effect op het ecosysteem	3,9	Verbruggen et al., 2001
MPC_{bodem}	Hoogste concentratie in de bodem waarbij geen effecten optreden	0,018	Verbruggen et al., 2001
SRC_{eco}	concentratie met ernstig effect op het ecosysteem (gebaseerd op HC ₅₀ waarden – hazardous concentration for 50% species/processes)	3,9 (medium ^a)	Lijzen et al. (2001)
SRC_{eco, bodem}	concentratie met ernstig effect op het ecosysteem	130	de Jong et al. (2007)
MPC_{bodem}	Hoogste concentratie in de bodem waarbij geen effecten optreden	4,8	de Jong et al. (2007)
NC_{bodem}	Verwaarloosbare concentratie in de bodem	0,045	de Jong et al. (2007)
PNEC_{bodem}	Concentratie in de bodem waarbij geen effect optreedt (laagste NOEC/ AF ^b)	0,175 (AF 1000)	ECHA databank ^c

a betrouwbaarheidsscore; varieert van high, medium naar low; (QSAR = low)

b assessment factor die wordt bepaald op basis van de kwaliteit van de data

c <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/1615/6/4/2>

In Nederland werden ERL voor dichloormethaan achtereenvolgens doorgerekend door Verbruggen et al. (2001), Lijzen et al. (2001) en de Jong et al. (2007). Bij de meest recente evaluatie van de Jong et al. (2007) worden enkel resultaten van een respiratie inhibitietest op bodemmicroorganismen in beschouwing genomen met een IC₅₀ (Inhibitory Concentration; concentratie in de bodem waarbij de respiratie met 50% wordt gereduceerd) van 13429 mg/kg ds voor een Nederlandse standaardbodem. Door toepassing van een veiligheidsfactor 1000 wordt op basis hiervan een SRC_{bodem} berekend van 130 mg/kg ds. Op basis van aquatische data wordt een meer conservatieve waarde van 4,8 mg/kg ds berekend die als MPC_{bodem} wordt weerhouden. Door toepassing van een extra veiligheidsfactor 100 wordt een NC_{bodem} bekomen van 0,045 mg/kg ds.

De PNEC_{bodem} waarde uit de ECHA databank is gebaseerd op een LC₅₀ (14-dagen, regenwormen) van 172849 mg/L met toepassing van een veiligheidsfactor 1000 (kwaliteit van de data: aanvaardbaar met restricties; QSAR gebaseerd).

Tabel 66: Overzicht van de beschikbare grondwaterkwaliteitscriteria voor dichloormethaan

criterium	betekenis	waarde (µg/l)	referentie
SRC_{eco}	concentratie met ernstig effect op het ecosysteem (gebaseerd op HC ₅₀ waarden – hazardous concentration for 50% species/processes)	40000 (low ^a)	Lijzen et al. (2001)

a betrouwbaarheidsscore; varieert van high, medium naar low; (QSAR = low)

b. Tetrachloormethaan

De verschillende ecotoxicologisch onderbouwde interventie- en streefwaarden staan vermeld in Tabel 67. Tabel 68 bevat de normen voor poriewater.

Tabel 67: Overzicht van de beschikbare bodemkwaliteitscriteria voor tetrachloormethaan

criterium	betekenis	waarde (mg/kg ds)	referentie
SRC_{eco, bodem}	concentratie met ernstig effect op het ecosysteem	29	Verbruggen et al., 2001
MPC_{bodem}	Hoogste concentratie in de bodem waarbij geen effecten optreden	0,17	Verbruggen et al., 2001
SRC_{eco}	concentratie met ernstig effect op het ecosysteem (gebaseerd op HC ₅₀ waarden – hazardous concentration for 50% species/processes)	29 (low ^a)	Lijzen et al. (2001)
SRC_{eco, bodem}	concentratie met ernstig effect op het ecosysteem	29	de Jong et al. (2007)
MPC_{bodem}	Hoogste concentratie in de bodem waarbij geen effecten optreden	0,069	de Jong et al. (2007)
NC_{bodem}	Verwaarloosbare concentratie in de bodem	0,00069	de Jong et al. (2007)
PNEC_{bodem}	Concentratie in de bodem waarbij geen effect optreedt (laagste NOEC/ AF ^b)	-	ECHA database

a betrouwbaarheidsscore; varieert van high, medium naar low; (QSAR = low)

b assessment factor die wordt bepaald op basis van de kwaliteit van de data

In Nederland werden ERL voor tetrachloormethaan achtereenvolgens doorgerekend door Verbruggen et al. (2001), Lijzen et al. (2001) en de Jong et al. (2007). Bij de meest recente evaluatie van de Jong et al. (2007) worden enkel resultaten van een respiratie inhibitietest op bodemmicroorganismen in beschouwing genomen met een IC₅₀ (Inhibitory Concentration; concentratie in de bodem waarbij de respiratie met 50% wordt gereduceerd) van 6429 mg/kg ds voor een Nederlandse standaardbodem. Door toepassing van een veiligheidsfactor 1000 zou op basis hiervan een MPC_{bodem} 6,4 mg/kg ds bedragen. Op basis van aquatische data wordt echter een meer conservatieve waarde van 0,069 mg/kg ds berekend die als MPC_{bodem} wordt weerhouden. Door toepassing van een extra veiligheidsfactor 100 wordt een NC_{bodem} bekomen van 0,00069 mg/kg ds. De SRC_{eco} van 29 mg/kg ds is eveneens gebaseerd op aquatische data. Er is geen PNEC_{bodem} waarde beschikbaar in de de ECHA databank.

Tabel 68: Overzicht van de beschikbare grondwaterkwaliteitscriteria voor tetrachloormethaan

criterium	betekenis	waarde (µg/l)	referentie
SRC_{eco}	concentratie met ernstig effect op het ecosysteem (gebaseerd op HC ₅₀ waarden – hazardous concentration for 50% species/processes)	8700 (medium ^a)	Lijzen et al. (2001)

a betrouwbaarheidsscore; varieert van high, medium naar low; (QSAR = low)

c. Trichlooretheen

De verschillende ecotoxicologisch onderbouwde interventie- en streefwaarden staan vermeld in Tabel 69. Tabel 70 bevat de normen voor poriewater.

Tabel 69: Overzicht van de beschikbare bodemkwaliteitscriteria voor trichlooretheen

criterium	betekenis	waarde (mg/kg ds)	referentie
SRC_{eco, bodem}	concentratie met ernstig effect op het ecosysteem	2,5	Verbruggen et al., 2001
MPC_{bodem}	Hoogste concentratie in de bodem waarbij geen effecten optreden	11	Verbruggen et al., 2001
SRC_{eco}	concentratie met ernstig effect op het ecosysteem (gebaseerd op HC50 waarden – hazardous concentration for 50% species/processes)	2,5 (medium ^a)	Lijzen et al. (2001)
SRC_{eco, bodem}	concentratie met ernstig effect op het ecosysteem	27	de Jong et al. (2007)
MPC_{bodem}	Hoogste concentratie in de bodem waarbij geen effecten optreden	0,68	de Jong et al. (2007)
NC_{bodem}	Verwaarloosbare concentratie in de bodem	0,0068	de Jong et al. (2007)
PNEC_{bodem}	Concentratie in de bodem waarbij geen effect optreedt (laagste LC50/AF ^b)	1	(European Commission, 2004)
PNEC_{bodem}	Concentratie in de bodem waarbij geen effect optreedt (laagste NOEC/AF ^b)	0,202 (evenwichtspartitie) 1 (assessment factor 1000)	INERIS, 2014 ^d
SQG_{sc}^b	Soil quality guideline for direct soil contact (protective for soil invertebrates and plants)	3 (landbouw, park en residentieel landgebruik) 50 (commercieel en industrieel landgebruik)	(CCME, 2006a)
PNEC_{bodem}	Concentratie in de bodem waarbij geen effect optreedt (laagste NOEC/AF ^b)	0,344 (evenwichtspartitie)	ECHA database ^f

a betrouwbaarheidsscore; varieert van high, medium naar low; (QSAR = low)

b assessment factor die wordt bepaald op basis van de kwaliteit van de data

c provisionele waarde

d <http://www.ineris.fr/substances/fr/substance/cas/79-01-6/3>

e <https://echa.europa.eu/documents/10162/83f0c99f-f687-4cdf-a64b-514f1e26fdc0>

f <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/14485/6/1>

Bij gebrek aan voldoende data leidt CCME (2006a) enkel een provisionele SQG_{sc} af van 3 mg/kg ds voor landbouw, park en residentieel landgebruik en van 50 voor commercieel en industrieel landgebruik op basis van LOEC-waarden voor sla, radijs en regenwormen.

In Nederland werden ERL voor trichlooretheen achtereenvolgens doorgerekend door Verbruggen et al. (2001), Lijzen et al. (2001) en de Jong et al. (2007). Bij de meest recente evaluatie van de Jong et al. (2007) wordt een SRC_{eco, bodem} af van 27 mg/kg ds afgeleid. De MPC_{bodem} van 0,68 mg/kg ds werd net zoals de waarde uit de EU-RAR afgeleid op basis van aquatische data en omgerekend naar de Nederlandse standaardbodem. De NC_{bodem} wordt bekomen door een extra veiligheidsfactor toe te passen op de MPC_{bodem}. INERIS (2014) berekent een PNEC_{bodem} van 0,202 mg/kg ds op basis van aquatische data en evenwichtspartitie.

De PNEC-waarde van 0,344 mg/kg ds gerapporteerd op de ECHA-databank is gebaseerd op aquatische data en toepassing van evenwichtspartitie.

Tabel 70: Overzicht van de beschikbare grondwaterkwaliteitscriteria voor trichlooretheen

criterium	betekenis	waarde (µg/l)	referentie
SRC_{eco}	concentratie met ernstig effect op het ecosysteem (gebaseerd op HC ₅₀ waarden – hazardous concentration for 50% species/processes)	20000 (high ^a)	Lijzen <i>et al.</i> (2001)
PNEC_{poriewater}	Concentratie in de priewater waarbij geen effect optreedt	118 (via evenwichtspartitie aquatische data)	(European Commission, 2004)

a betrouwbaarheidsscore; varieert van high, medium naar low; (QSAR = low)

d. Tetrachlooretheen

De verschillende ecotoxicologisch onderbouwde interventie- en streefwaarden staan vermeld in Tabel 71. Tabel 72 bevat de normen voor poriewater.

Tabel 71: Overzicht van de beschikbare bodemkwaliteitscriteria voor terachlooretheen

criterium	betekenis	waarde (mg/kg ds)	referentie
SRC_{eco, bodem}	concentratie met ernstig effect op het ecosysteem	16	Verbruggen <i>et al.</i> , 2001
MPC_{bodem}	Hoogste concentratie in de bodem waarbij geen effecten optreden	0,05	Verbruggen <i>et al.</i> , 2001
SRC_{eco}	concentratie met ernstig effect op het ecosysteem (gebaseerd op HC ₅₀ waarden – hazardous concentration for 50% species/processes)	16 (mediuma)	Lijzen <i>et al.</i> (2001)
SRC_{eco, bodem}	concentratie met ernstig effect op het ecosysteem	8,1	de Jong <i>et al.</i> (2007)
MPC_{bodem}	Hoogste concentratie in de bodem waarbij geen effecten optreden	0,33	de Jong <i>et al.</i> (2007)
NC_{bodem}	Verwaarloosbare concentratie in de bodem	0,00033	de Jong <i>et al.</i> (2007)
PNEC_{bodem}	Concentratie in de bodem waarbij geen effect optreedt (laagste NOEC/assessment factor depending on quality of data)	0,01 (versgewicht; op basis van laagste NOEC en assessmentfactor) 0,24 (versgewicht; via evenwichtspartitie)	(European Commission, 2005)c
SQG_{sc}	Soil quality guideline for direct soil contact (protective for soil invertebrates and plants)	3,8 (landbouw, park en residentieel landgebruik) 34 (commercieel en industrieel landgebruik)	(CCME, 1999)
PNEC_{bodem}	Concentratie in de bodem waarbij geen effect optreedt (laagste NOEC/ AFb)	0,01 (AF 10)	ECHA databaseD

a betrouwbaarheidsscore; varieert van high, medium naar low; (QSAR = low)

b assessment factor die wordt bepaald op basis van de kwaliteit van de data

c <https://echa.europa.eu/documents/10162/130bc4f2-68a8-45d8-88d7-e6db88f76a98>

d <https://echa.europa.eu/en/registration-dossier/-/registered-dossier/14303/6/1>

Bij gebrek aan voldoende data leidt CCME (1999) enkel een provisionele SQG_{sc} af van 3,8 mg/kg ds voor landbouw, park en residentieel landgebruik en van 34 mg/kg ds voor commercieel en industrieel landgebruik zonder opgave van het type gegevens waarop deze waarden gebaseerd zijn. de Jong et al. (2007) leiden een $SRC_{eco, bodem}$ af van 8,1 mg/kg ds.

In Nederland werden ERL voor tetrachlooretheen achtereenvolgens doorerekend door Verbruggen et al. (2001), Lijzen et al. (2001) en de Jong et al. (2007). Bij de meest recente evaluatie van de Jong et al. (2007) wordt net zoals in het EU-RAR rapport een MPC_{bodem} van 0,033 mg/kg ds afgeleid op basis van de laagste NOEC uit een bodemnitrificatietest met omrekening naar een Nederlandse standaardbodem en op basis van droge stof. De NC_{bodem} wordt bekomen door een extra veiligheidsfactor toe te passen op de MPC_{bodem} . De $SRC_{eco, bodem}$ van 8,1 mg/kg ds is gebaseerd op basis van het geometrisch gemiddelde van drie NOEC-waarden voor drie verschillende bodemorganismen.

De PNEC-waarde van 0,01 mg/kg ds gerapporteerd op de ECHA-databank is gebaseerd op NOEC van 0,1 voor nitrificatie van bodembacteriën en toepassing van een veiligheidsfactor 10.

Tabel 72: Overzicht van de beschikbare grondwaterkwaliteitscriteria voor tetrachlooretheen

criterium	betekenis	waarde (µg/l)	referentie
SRC_{eco}	concentratie met ernstig effect op het ecosysteem (gebaseerd op HC_{50} waarden – hazardous concentration for 50% species/processes)	1000 (medium ^a)	Lijzen et al. (2001)
$PNEC_{poriewater}$	Concentratie in de priewater waarbij geen effect optreedt	0,38 (via evenwichtspartitie aquatische data)	(European Commission, 2005)

a betrouwbaarheidsscore (QSAR = low)

b x

e. 1,1,1-trichloorethaan

De verschillende ecotoxicologisch onderbouwde interventie- en streefwaarden staan vermeld in Tabel 73.

Tabel 73: Overzicht van de beschikbare bodemkwaliteitscriteria voor 1,1,1-trichloorethaan

criterium	betekenis	waarde (mg/kg ds)	referentie
$SRC_{eco, bodem}$	concentratie met ernstig effect op het ecosysteem	-	Verbruggen et al., 2001
MPC_{bodem}	Hoogste concentratie in de bodem waarbij geen effecten optreden	-	Verbruggen et al., 2001
SRC_{eco}	concentratie met ernstig effect op het ecosysteem (gebaseerd op HC_{50} waarden – hazardous concentration for 50% species/processes)	-	Lijzen et al. (2001)
$SRC_{eco, bodem}$	concentratie met ernstig effect op het ecosysteem	10	de Jong et al. (2007)
MPC_{bodem}	Hoogste concentratie in de bodem waarbij geen effecten optreden	0,15	de Jong et al. (2007)
NC_{bodem}	Verwaarloosbare concentratie in de bodem	0,0015	de Jong et al. (2007)
$PNEC_{bodem}$	Concentratie in de bodem waarbij geen effect optreedt (laagste NOEC/ AF^b)	-	ECHA database

a betrouwbaarheidsscore; varieert van high, medium naar low; (QSAR = low)

b assessment factor die wordt bepaald op basis van de kwaliteit van de data

Voor 1,1,1-trichloorethaan worden noch in de ECHA databank noch in eerdere Nederlandse rapporten over het afleiden van ERL waarden terug gevonden. In de Jong *et al.* (2007) worden enkel resultaten van een respiratie inhibitietest op bodemmicroorganismen in beschouwing genomen met een IC_{50} (Inhibitory Concentration; concentratie in de bodem waarbij de respiratie met 50% wordt gereduceerd) van 8429 mg/kg ds voor een Nederlandse standaardbodem. Door toepassing van een veiligheidsfactor 1000 wordt op basis hiervan een MPC_{bodem} berekend van 8,4 mg/kg ds. Op basis van aquatische data wordt een meer conservatieve waarde van 0,15 mg/kg ds berekend die als MPC_{bodem} wordt weerhouden. Door toepassing van een extra veiligheidsfactor 100 wordt een NC_{bodem} bekomen van 0,0015 mg/kg ds. De SRC_{bodem} van 10 mg/kg ds wordt bepaald op basis van aquatische data en toepassing van evenwichtspartitie.