



**BEPALING VAN RISICO'S DOOR
UITLOGING EN BESCHRIJVING
EVOLUTIE VAN DE BODEMKWALITEIT
DEEL 1: OPSTELLEN METHODIEK**

Documentbeschrijving



-
1. *Titel*
Bepaling van risico's door uitloging en beschrijving evolutie van de bodemkwaliteit: Deel 1: opstellen methodiek
-
2. *Verantwoordelijke uitgever*
Henny De Baets, OVAM, Stationsstraat 110, 2800 Mechelen
3. *Aantal blz.*
154
-
4. *Wettelijk depot nummer*
5. *Aantal tabellen en figuren*
40 tabellen – 21 figuren – 32 vergelijkingen
-
6. *Publicatiereeks*
Achtergronddocumenten bodemsanering
7. *Datum publicatie*
Mei 2005
-
8. *Trefwoorden*
bodemverontreiniging, grondwater, uitloging, risico-evaluatie, software modellen
-
9. *Samenvatting*
Dit rapport beschrijft de ontwikkeling van een onderzoeksmethodiek voor de bepaling van de verspreidingsrisico's ten gevolge van uitloging en voor de bepaling van de evolutie van de bodemkwaliteit. De methodiek bestaat uit twee luiken: het opstellen van een toetsingswaarde, die in geval van overschrijding een aanwijzing is van risico op verspreiding door uitloging, en een bron-pad-receptor analyse die het risico voor een receptor en de evolutie van de bodemkwaliteit kwantificeert.
-
10. *Begeleidingsgroep en/of auteur*
Piet Seuntjens (VITO), Ingeborg Joris (VITO), Johan Patyn (VITO), Jan Bronders Piet Seuntjens (VITO), Ingeborg Joris (VITO), Johan Patyn (VITO), Jan Bronders (VITO), Christa Cornelis (VITO), Griet Van Gestel (OVAM), Raf Engels (OVAM), Gunther Longueville (AMINAL)
-
11. *Contactperso(ou)wen*
Griet Van Gestel, Raf Engels, Caroline Van Gool
-
12. *Andere titels over dit onderwerp*
Bepaling van risico's door uitloging en beschrijving van de bodemkwaliteit - Deel 2: Handleiding uitloging
-

Gegevens uit dit document mag u overnemen mits duidelijke bronvermelding.

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

Inhoudstabel

0	<u>Samenvatting</u>	12
1	<u>Probleemstelling</u>	13
2	<u>Doelstelling en projectresultaat</u>	14
3	<u>Bestaande methodieken</u>	15
3.1	<u>Verenigde Staten</u>	15
3.2	<u>Verenigd Koninkrijk</u>	17
3.3	<u>Bundes-, Bodenschutz- und Altlastenverordnung, Duitsland</u>	19
3.4	<u>ISO-normering (ISO/DIS 15175)</u>	21
4	<u>Raakvlakken met wetgevende kaders in Vlaanderen</u>	23
4.1	<u>Vlaem II</u>	23
4.2	<u>Bodemsaneringsdecreet</u>	24
4.3	<u>Afvalstoffenwetgeving</u>	24
4.4	<u>Drinkwaterreglementering</u>	25
4.5	<u>Kaderrichtlijn Water en dochterrichtlijn grondwater (2000/60/EC) en Decreet Integraal Waterbeleid</u>	25
5	<u>Toetsingswaarden voor uitloging</u>	27
5.1	<u>Werkwijze</u>	27
5.2	<u>Modelformules</u>	29
5.2.1	<u>Berekening van de toetsingswaarde</u>	29
5.2.2	<u>Begrenzing van de toetsingswaarden</u>	31
5.3	<u>Toetsingscriteria voor afleiding van toetsingswaarden</u>	32
5.4	<u>Parameterwaarden voor het standaardscenario</u>	35
5.4.1	<u>Standaardterrein</u>	35
5.4.2	<u>Standaardklimatologie</u>	36
5.4.3	<u>Standaardgrondwater</u>	37
5.4.4	<u>Verdelingsfactoren</u>	37
5.5	<u>Toetsingswaarden voor het standaardscenario</u>	42
5.5.1	<u>Standaard verdunningsfactor</u>	42
5.5.2	<u>Toetsingswaarden</u>	42
5.5.3	<u>Voorstel toetsingswaarden voor uitloging</u>	51
5.6	<u>Sitespecifieke toetsingswaarden</u>	56
5.6.1	<u>Gevoeligheidsanalyse</u>	56
5.6.2	<u>Bepaling parameters sitespecifieke toetsingswaarden</u>	60
5.6.3	<u>Berekening van de sitespecifieke toetsingswaarde</u>	62
6	<u>Risico-analyse: verspreiding van bron tot receptor in het bodem/grondwater continuum</u>	66
6.1	<u>Werkwijze</u>	66
6.2	<u>Receptoren</u>	66
6.2.1	<u>Grondwater</u>	66
6.2.2	<u>Grondwaterwinning</u>	66
6.2.3	<u>Oppervlaktewater</u>	67
6.2.4	<u>Woonzones</u>	67
6.2.5	<u>Ecotopen</u>	67
6.3	<u>Bestaande wettelijke bepalingen en toetsingscriteria</u>	67
6.4	<u>Verspreiding in het bodem/grondwater continuum</u>	68
6.4.1	<u>Waterstroming in variabel gesatureerde poreuze media</u>	68

6.4.2	Stoftransport	71
6.4.3	Analytische oplossingen van de convectie-dispersievergelijking	72
6.4.4	Analytische software	74
6.4.5	Numerieke oplossingen van de convectie-dispersievergelijking	77
7	Evaluatie van de methodiek	91
7.1	Site 1: zware metalen	91
7.1.1	Situering	91
7.1.2	Bijkomende metingen	91
7.1.3	Trap 1: berekening toetsingswaarden en toetsing bodemconcentraties	92
7.1.4	Trap 2: Bron-Pad-Receptor analyse	98
7.1.5	Besluit	107
7.2	Site 2: VOCl's	108
7.2.1	Situering	108
7.2.2	Bijkomende metingen	108
7.2.3	Trap 1: berekening toetsingswaarden en toetsing bodemconcentraties	110
7.2.4	Trap 2: Bron-Pad-Receptor analyse	112
7.3	Site 3: gasfabrieksterrein	115
7.3.1	Situering	115
7.3.2	Bijkomende metingen	115
7.3.3	Trap 1: berekening toetsingswaarden en toetsing bodemconcentraties	116
7.3.4	Trap 2: Bron-Pad-Receptor analyse	121

Bijlage A	Dilutiefactoren en bodemvochtgehalten
Bijlage B	Uitmiddelingstijd en piekconcentraties bij toetsingswaarden
Bijlage C	Jaarlijkse infiltratie q (m/j) in functie van bodemtype, hellingsgraad en bedekkingstype voor Belgische condities
Bijlage D	Bijkomende metingen uitgevoerd op Site 1
Bijlage E	Bijkomende metingen uitgevoerd op Site 2
Bijlage F	Bijkomende metingen uitgevoerd op Site 3

Lijst van tabellen

Tabel 1. Generische Soil Screening Levels voor de route bodem-grondwater (EPA, 1996).	16
Tabel 2. Uitloognormen volgens de Bodenschutzverordnung.	20
Tabel 3. Toetsingscriteria voor diverse wetgevende kaders inzake grondwater, drinkwater of water gebruikt als bronwater of in de bereiding of verpakking van voedingswaren.	35
Tabel 4. Gemiddelde hydraulische geleidbaarheid in het kwartair voor verschillende bodemtypen.	37
Tabel 5. Overzicht van de verdelingsfactoren voor zware metalen en arseen voor de onverzadigde bodem (bron: Smolders et al., 2000).	39

<u>Tabel 6: Fysico-chemische parameters: molecuair gewicht (MW), oplosbaarheid (S), Henry coëfficiënt (K_H), dimensieloze Henry coëfficiënt (H'), organische koolstof-water verdelingscoëfficiënt (K_{oc}) en berekende K_d.</u>	42
<u>Tabel 7. Niet-bijgestelde toetsingswaarden voor uitloging en bodemsaneringsnormen voor een standaardbodem.</u>	47
<u>Tabel 8. Saneringsnorm voor grondwater, TDI en concentratie overeenkomend met 100 % TDI.</u>	50
<u>Tabel 9. Vergelijking voorgestelde toetsingswaarden (mg/kg ds) bij DF = 1,73.</u>	51
<u>Tabel 10. Weerhouden toetsingswaarden voor uitloging in een standaardbodem.</u>	53
<u>Tabel 11. Kansverdelingen voor de modelparameters.</u>	57
<u>Tabel 12. Relatieve bijdrage (%) van de variatie in modelparameters tot variatie in de toetsingswaarde.</u>	59
<u>Tabel 13. Berekening sitespecifieke K_d.</u>	60
<u>Tabel 14. Dilutiefactoren en bodemvochtgehalten voor kaartblad 25.</u>	62
<u>Tabel 15. Mogelijke scenario's voor bron-pad-receptor analyse.</u>	73
<u>Tabel 16. Processen in Hydrus.</u>	78
<u>Tabel 17. Parameters in Hydrus.</u>	80
<u>Tabel 18. Randvoorwaarden in Hydrus.</u>	81
<u>Tabel 19. Randvoorwaarden in Hydrus-2D.</u>	83
<u>Tabel 20. Processen in MACRO.</u>	86
<u>Tabel 21. Modelparameters in MACRO.</u>	88
<u>Tabel 22. Randvoorwaarden in MACRO.</u>	89
<u>Tabel 23. Gegevens van Site 1 voor de berekening van de toetsingswaarde in trap 1a.</u>	93
<u>Tabel 24. Gegevens van Site 1 voor de berekening van de toetsingswaarde in trap 1b.</u>	94
<u>Tabel 25. Gemeten K_d-waarden voor de onverzadigde zone van Site 1.</u>	95
<u>Tabel 26. Toetsing van de bodemconcentraties van Site 1 aan de toetsingswaarden (De concentraties die de toetsingswaarde uit trap 1a overschrijden zijn onderlijnd, de overschrijdingen van de toetsingswaarden in trap 1b met geschatte K_d zijn dubbel onderlijnd en de overschrijdingen van de toetsingswaarde in trap 1b met gemeten K_d zijn vet gedrukt).</u>	97
<u>Tabel 27. Werkwijze om een concentratieprofiel en grondwaterpluim op te stellen voor Cd voor Site 1.</u>	100
<u>Tabel 28. Invoergegevens voor Cd, Pb en Hg voor trap 2 van Site 1.</u>	101

Tabel 29. Samenvattende tabel voor de evolutie bodemkwaliteit en het risico op uitloging/verspreiding van de Cd-verontreiniging van Site 1.	103
Tabel 30. Samenvattende tabel voor de evolutie bodemkwaliteit en het risico op uitloging/verspreiding van de Pb-verontreiniging van Site 1.	106
Tabel 31. Samenvattende tabel voor de evolutie bodemkwaliteit en het risico op uitloging/verspreiding van de Hg-verontreiniging van Site 1.	107
Tabel 32. Gegevens Site 2 voor de berekening van de toetsingswaarde in trap 1a.	110
Tabel 33. Gegevens Site 2 voor de berekening van de toetsingswaarde in trap 1b.	111
Tabel 34. Toetsing van de bodemconcentraties op de wasserij site aan de berekende toetsingswaarden.	112
Tabel 35. Invoergegevens voor PER voor trap 2 van de wasserij site.	113
Tabel 36. Invloed van uitloging uit de onverzadigde zone (met en zonder afbraak in de bodem) op de concentraties aan de receptor).	114
Tabel 37. Samenvattende tabel voor de evolutie bodemkwaliteit en het risico op uitloging/verspreiding van de PER-verontreiniging van Site 2 (met afbraak/vervluchting in de bodem en afbraak in het grondwater).	115
Tabel 38. gegevens gasfabrieksterrein voor de berekening van de toetsingswaarde in trap 1a.	116
Tabel 39. Gegevens gasfabrieksterrein voor de berekening van de toetsingswaarde in trap 1b.	117
Tabel 40. Toetsing van de bodemconcentraties van het gasfabrieksterrein aan de berekende toetsingswaarden.	120

Lijst van figuren

Figuur 1: Illustratie van de stappen in de risico-evaluatie voor verspreiding van bodemverontreiniging volgens EA (1999).	18
Figuur 2: Schematische voorstelling van de verdunning van een contaminant ten gevolge van menging van bodemwater met grondwater.	28
Figuur 3: Grafische voorstelling van de berekening van de toetsingswaarde voor benzeen (BD= blootstellingsduur). De maximale bodemwater-concentratie van 17 µg/l komt overeen met het product van de grondwatersaneringsnorm (10 µg/l) met de DF (1,7).	48
Figuur 4. Vergelijking tussen de toetsingswaarden (DF 1,73) en bodemnormen type II en V.	55
Figuur 5. Relatieve bijdrage van de modelparameters tot de variatie in de dilatiefactor.	57

<u>Figuur 6. Dwarsdoorsnede van het transect in Site 1 met de posities en Cd-concentraties van de meetpunten in onverzadigde zone en grondwater.</u>	92
<u>Figuur 7. Berekende toetsingswaarden voor zware metalen voor Site 1.</u>	95
<u>Figuur 8. Cd concentratie in het grondwater ter hoogte van de Schelde.</u>	102
<u>Figuur 9. Evolutie van de Cd concentratie in de onverzadigde zone.</u>	102
<u>Figuur 10. Evolutie van de Cd grondwaterpluim.</u>	103
<u>Figuur 11. Pb concentratie in het grondwater ter hoogte van de Schelde.</u>	104
<u>Figuur 12. Evolutie van de Pb concentraties in de onverzadigde zone.</u>	105
<u>Figuur 13. Evolutie van de Pb concentraties in het grondwater tussen bronzone en receptor.</u>	105
<u>Figuur 14. Hg concentraties onderaan het bodemprofiel en in het grondwater onder de site.</u>	107
<u>Figuur 15. Locatie van de bijkomende metingen uitgevoerd op de oude wasserij site.</u>	109
<u>Figuur 16. Berekende toetsingswaarden voor de wasserij site.</u>	111
<u>Figuur 17. PER concentratie onderaan bodemprofiel zonder afbraakreacties, met vervluchtiging en met vervluchtiging+afbraak.</u>	113
<u>Figuur 18. PER concentratie in het grondwater aan de perceelsgrens zonder uitloging, met uitloging+afbraak in OZ en met uitloging zonder afbraak in OZ.</u>	114
<u>Figuur 19. Berekende toetsingswaarden voor het gasfabrieksterrein.</u>	118
<u>Figuur 20. Totaal Fe en CN in bodemwater op het gasfabrieksterrein.</u>	121
<u>Figuur 21: Gemeten en geschatte Kd voor PAKs in bodem van Site 3.</u>	122

Verklarende woordenlijst

Definities

Bodem	Vaste deel van de aarde met inbegrip van het grondwater en de andere bestanddelen en organismen die zich erin bevinden.
Onverzadigde zone	Zone tussen bodemoppervlak en grondwatertafel (gemiddelde hoogste grondwaterstand) met een variabel watergehalte.
Bodemwater	De waterfase in de onverzadigde zone.
Bodemlucht	De luchtfase in de onverzadigde zone.
Vaste fase	De vaste fase in de onverzadigde zone/verzadigde zone.
Verzadigde zone	Zone onder de grondwatertafel onder waterverzadigde condities.
Grondwater	Water in de verzadigde zone.
Verdunningsfactor	Verhouding van de concentratie van een stof in het bodemwater t.o.v. de concentratie van een stof in het grondwater.
Bodem-water verdelingsfactor	Verhouding van de concentratie van een stof in de vaste fase t.o.v. de concentratie van een stof in het bodemwater of grondwater.
Bron	Oorzaak van de verontreiniging die de belasting van de bodem tot gevolg heeft.
Pad	Weg waarlangs een verontreinigende stof zich verspreidt in de bodem.
Receptor (in dit rapport)	Deel van het watersysteem, administratieve grens of gebruiksfunctie die via het pad in contact komt met de verontreiniging (bv. grondwater, waterwinning, perceelsgrens, waterloop, woning, ecotoop).
Uitloging	Uitspoeling en migratie van verontreinigende stoffen in de onverzadigde zone naar diepere lagen en het grondwater .
Toetsingswaarde voor uitloging	Waarde waarbij in geval van overschrijding aanwijzingen zijn van een verspreidingsrisico door uitloging.

Afkortingen

ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
CDE	convectie-dispersie vergelijking
CN	curve number
DAF	dilution attenuation factor
EA	Environment Agency
ET	evapo-transpiratie
IRIS	Integrated Risk Information System
NAPL	non-aqueous-phase liquid
NPL	national priority list
RAIS	Risk Assessment Information System
SSL	soil screening level

Symbolen

BD	blootstellingsduur	(j)
C_a	concentratie in de bodemlucht	(mg/l)
C_{ag}	achtergrondconcentratie in het grondwater	(mg/l)
C_b	totaalconcentratie	(mg/kg ds)
C_{bc}	toetsingswaarde voor uitloging	(mg/kg ds)
$C_{bc,i}$	toetsingswaarde voor een oneindige bron	(mg/kg ds)
$C_{bc,o}$	toetsingswaarde ondergrens (eindige bron)	(mg/kg ds)
$C_{bc,b}$	toetsingswaarde bovengrens (oplosbaarheid)	(mg/kg ds)
C_{gw}	concentratie in grondwater	(mg/l)
C_{gwc}	grondwatercriterium	(mg/l)
CEC	kationenuitwisselingscapaciteit	(meq/100g ds)
C_s	concentratie op de vaste fase	(mg/kg ds)

C_w	concentratie in het bodemwater	(mg/l)
d	de dikte van de onverzadigde zone	(m)
d_a	dikte freatische laag	(m)
d_f	de dikte van het verontreinigd profiel	(m)
D	dispersiecoëfficiënt	(m ² /j)
D_a	moleculaire diffusiecoëfficiënt in lucht	(m ² /j)
D_{eff}	effectieve diffusiecoëfficiënt	(m ² /j)
DF	verdunningsfactor	(-)
ET_0	potentiële evapotranspiratie voor referentie oppervlak	(m/j)
ET_c	potentiële evapotranspiratie voor een gewas	(m/j)
ET_a	actuele evapotranspiratie voor een gewas	(m/j)
f_{oc}	fractie organische koolstof	(-)
h	capillaire druk in de bodem	(m)
h_f	capillaire druk aan het infiltratiefront (Green-Ampt)	(m)
h_s	capillaire druk aan de top van het profiel (Green-Ampt)	(m)
H	dimensieloze Henry coëfficiënt = $\frac{K_H}{R_g T}$	(-)
i	potentiaalgradiënt	(m/m)
I	cumulatieve infiltratie (Green-Ampt)	(m)
j_w	waterflux in de onverzadigde zone	(m/j)
$J_{c,w}$	contaminantflux in het bodemwater	(mg/m ² .j)
$J_{c,a}$	contaminantflux in de bodemlucht	(mg/m ² .j)
k	hydraulische geleidbaarheid van de freatische laag	(m/j)
K_c	gewasfactor voor het berekenen van gewas-ET	(-)
K_d	bodem-water verdelingscoëfficiënt	(l/kg)
K_H	Henry coëfficiënt bij temperatuur T	(Pa.m ³ /mol)

K_{oc}	organische koolstof-water verdelingscoëfficiënt (l/kg)
L	lengte waarover het grondwater verontreinigd wordt (m)
L_d	diffusielengte (helft van de diepte van de verontreiniging) (m)
M_z	mengdiepte (m)
pK_a	zuurdissociatieconstante polaire organische stoffen (-)
P	neerslag (m/j)
q	infiltratie in de onverzadigde zone (m/j)
R	retardatiefactor (-)
R_u	oppervlakkige afstroming (m/j)
R_g	universele gasconstante (Pa.m ³ /mol.K)
S	oplosbaarheid in water (mg/l)
S_{CN}	waterbergingscapaciteit van de bodem (m)
T	absolute bodemtemperatuur (K)
v	poriënwatersnelheid (m/j)
X	afstand tot de receptor (m)

GRIEKSE SYMBOLEN

λ	dispersiviteit (m)
μ_a	eerste-orde afbraakcte voor afbraak in de luchtfase (1/j)
μ_b	eerste-orde afbraakcte voor afbraak in de bodem (1/j)
μ_g	eerste-orde afbraakcte voor vervluchtiging (1/j)
μ_s	eerste-orde afbraakcte voor afbraak in de vaste fase (1/j)

μ_w	eerste-orde afbraakcte voor afbraak in de waterfase (1/j)
θ_0	initiële vochtgehalte onder infiltratiefront (Green-Ampt) (cm ³ /cm ³)
θ_a	volumetrisch luchtgehalte (cm ³ /cm ³)
θ_s	porositeit (cm ³ /cm ³)
θ_w	volumetrisch vochtgehalte (cm ³ /cm ³)
ρ	schijnbare droge dichtheid (kg ds/l)

0 Samenvatting

Dit rapport beschrijft de ontwikkeling van een onderzoeksmethodiek voor de bepaling van de verspreidingsrisico's ten gevolge van uitloging en voor de bepaling van de evolutie van de bodemkwaliteit.

De methodiek bestaat uit twee luiken:

- het opstellen van een toetsingswaarde, die in geval van overschrijding een aanwijzing is van risico op verspreiding door uitloging;
- een bron-pad-receptor analyse die het risico voor een receptor en de evolutie van de bodemkwaliteit kwantificeert.

De toetsingswaarden werden berekend voor een standaardbodem, met kenmerken van een gemiddelde Vlaamse bodem. Voor toetsing aan gemeten concentraties op het terrein dient deze waarde omgerekend te worden naar site-specifieke condities. Voor minerale olie werd geen toetsingswaarde berekend. Het beschermingsniveau van de toetsingswaarden is drinkwaterkwaliteit.

Voor de bron-pad-receptoranalyse werd een analytisch bodem-grondwater transportmodel ontwikkeld. Het model simuleert de reactieprocessen van de stof (sorptie op vaste fase, afbraak, vervluchtiging, ...) op de weg tussen bron en receptor onder stationaire waterstroming. Het model berekent de impact op de receptor en gelijktijdig de evolutie van de bodemkwaliteit. De receptor kan zich in het grondwater onmiddellijk onder de verontreinigde site bevinden of verder stroomafwaarts in het grondwater.

1 Probleemstelling

De huidige bodemsaneringsnormen voor bodem en grondwater staan los van elkaar. Dit houdt in dat het voldoen aan de bodemsaneringsnorm voor de vaste fase geen garantie inhoudt voor de bescherming van de grondwaterkwaliteit. Voor “kwetsbare” bodems (bodems met een geringe vastleggingscapaciteit voor contaminanten) en mobiele contaminanten zijn de huidige bodemsaneringsnormen mogelijk te hoog om een verontreiniging boven de saneringsnorm voor grondwater te verhinderen. Concreet betekent dit dat bij nieuwe bodemverontreiniging mogelijk geen saneringsplicht bestaat (geen overschrijding van de bodemsaneringsnormen), maar dat op termijn wel grondwaterverontreiniging boven de saneringsnorm kan optreden. Ook bij historische bodemverontreiniging kan dit probleem zich voordoen, omdat de termijn na dewelke een verontreiniging (of de piek van de verontreiniging) het grondwater bereikt, meerdere jaren tot decennia kan bedragen.

In de risico-evaluatie tijdens het beschrijvend bodemonderzoek moet aandacht besteed worden aan de verspreiding van de verontreiniging en aan de evolutie van de bodemkwaliteit. Verspreiding van de verontreiniging omvat zowel verspreiding in het grondwater als verspreiding naar grondwater (in principe ook verwaaiing van stof en verspreiding via lucht). Voor de bepaling van de verspreiding naar grondwater door uitloging uit de bodem en van de evolutie van de bodemkwaliteit zijn nog geen richtlijnen voorhanden.

2 Doelstelling en projectresultaat

Gezien de dubbele probleemstelling, heeft het project ook twee doelstellingen:

1. opstellen van een methodiek voor de kwantificering van uitloging in de onverzadigde zone vanaf normering tot en met beschrijvend bodemonderzoek;
2. uitschrijven van een handleiding voor het kwantificeren van de evolutie van de bodemkwaliteit in het kader van het beschrijvend bodemonderzoek.

Beide doelstellingen sluiten nauw bij elkaar aan, omdat de bepaling van de uitloging en de bepaling van de evolutie van de bodemkwaliteit uitgaan van dezelfde berekeningswijze. Werkwijzen voor de uitvoering en de interpretatie van de berekeningen van beide eindpunten zullen worden uitgewerkt in protocollen, die gebruikt kunnen worden tijdens de uitvoering van een oriënterend en beschrijvend bodemonderzoek. Gezien de relatie tussen onverzadigde zone en grondwater, zal gezorgd worden voor afstemming met de instrumenten en procedures voor bepaling van verspreiding in grondwater.

Het projectresultaat bestaat aldus uit:

1. toetsingswaarden voor de onverzadigde zone, die garantie bieden voor de bescherming van het grondwater;
2. een methode en een handleiding voor de berekening van het risico op uitloging en de impact op het grondwater overeenkomstig een gefaseerde benadering, inclusief een beschrijving van de benodigde experimentele onderzoeksinspanning;
3. een methode en een handleiding voor de berekening van de evolutie van de bodemkwaliteit, rekening houdend met de processen, die in een bodem plaatsvinden (vervluchting, uitloging, omzettingen), inclusief een beschrijving van de benodigde experimentele onderzoeksinspanning.

De handleiding zal onmiddellijk bruikbaar zijn voor de bodemsaneringsdeskundige. Daarom is het aangewezen om de bodemsaneringsdeskundigen in de eindfase van het project te betrekken bij de uitwerking van de handleiding. Volgend op het project kan voorzien worden in een opleiding van de bodemsaneringsdeskundigen.

3 Bestaande methodieken

3.1 Verenigde Staten

De "Soil Screening Guidance" (SSG, U.S. EPA, 1996) is een gestandaardiseerde evaluatie- en saneringsmethodiek voor verontreinigde sites die in een nationale prioriteitenlijst (NPL, "National Priority List") zijn opgenomen en waarvan de bestemming woonzone is. De SSG is een systematiek om normen ("soil screening levels", SSL) af te leiden via een risico-evaluatie. Normen worden afgeleid voor drie afzonderlijke werkingspaden: inname van verontreinigd grondwater via de route bodem->bodemwater->grondwater, inhalatie via de route bodem->bodemlucht->lucht, en ingestie van bodem. De SSL voor het pad bodem-bodemwater-grondwater worden berekend uitgaande van de grondwatercriteria (drinkwaternormen of gezondheidslimieten wanneer geen normen voorhanden zijn). Bij overschrijding bestaat niet meteen saneringsplicht. De "screening" verwijst naar de identificatie van terreinen die kunnen uitgesloten worden voor verder onderzoek of sanering. Wanneer de normen overschreden worden is verdere studie, en eventueel een saneringsactie nodig. Er worden drie niveaus van SSLs onderscheiden:

- één generische SSL;
- een sitespecifieke SSL berekend op basis van een eenvoudige systematiek;
- een sitespecifieke SSL berekend op basis van doorgedreven modellering.

Generische SSLs voor het pad bodem->bodemwater->grondwater worden berekend met conservatieve modelaannamen en standaard modelparameterwaarden inzake bodemkenmerken (vochtgehalte, porositeit, luchtgehalte, fractie organische koolstof, pH, dichtheid) en verdunning en attenuatie in grondwater ("dilutie-attenuatie-factor", DAF). De generische SSLs van EPA worden weergegeven in Tabel 1.

SSLs worden teruggerekend uit (vanuit humaan toxicologisch oogpunt) aanvaardbare grondwaterconcentraties (maximale concentraties, gezondheidslimieten, ...) op basis van een faseverdeling in de onverzadigde zone en een verdunning van het bodemwater door het grondwater via een eenvoudige waterbalans. De systematiek is specifiek bedoeld voor de eerste stadia van een bodemonderzoek waarbij de informatie over de opbouw en de samenstelling van de ondergrond beperkt is. Dit betekent dat de methodologie gebaseerd is op conservatieve, vereenvoudigde aannamen over het gedrag en transport van contaminanten in het bodem-grondwater continuum:

- oneindige bron of constante bron gedurende de blootstellingsperiode
- contaminatie is homogeen verdeeld over het bodemprofiel
- geen contaminant verdunning in de onverzadigde zone
- lineaire evenwichtssorptie op de vaste fase
- open isotrope aquifer met homogene eigenschappen
- receptor stroomafwaarts bron en in de verontreinigingspluim
- geen NAPLs aanwezig

De standaard verdunningsfactor DAF 20 is gebaseerd op een probabilistische berekening met infiltratie- en grondwaterkenmerken van 300 sites van variabele grootte in de VS. Een DAF van 20 wordt door EPA als voldoende conservatief beschouwd voor gecontamineerde zones kleiner dan 0,5 acre, d.i. ongeveer 2000 m².

Stof	DAF=20	DAF=1
	mg/kg	mg/kg
acenafteen	570	29
antraceen	12.000	590
benz(a)anthraceen	2	0,08
benzeen	0,03	0,002
benzo(b)fluoranteen	5	0,2
benzo(k)fluoranteen	49	2
benzo(a)pyreen	8	0,4
chryseen	160	8
dibenz(a,h)anthraceen	2	0,08
naftaleen	84	4
pyreen	4.200	210
fluoranteen	4.300	210
fluoreen	560	28
indeno(1,2,3-cd)pyreen	14	0,7
1,2-dichloorbenzeen	17	0,9
1,4-dichloorbenzeen	2	0,1
1,1-dichloorethaan	23	1
1,2-dichloorethaan	0,02	0,001
1,1-dichlooretheen	0,06	0,003
cis-1,2-dichlooretheen	0,4	0,02
trans-1,2-dichlooretheen	0,7	0,03
ethylbenzeen	13	0,7
hexachloorbenzeen	2	0,1
kwik	2	0,1
styreen	4	0,2
tetrachloorethyleen	0,06	0,003
tolueen	2	0,6
1,2,4-trichloorbenzeen	5	0,3
1,1,1-trichloorethaan	2	0,1
1,1,2-trichloorethaan	0,02	0,0009
trichloorethyleen	0,06	0,003
vinylchloride	0,01	0,0007
m-xyleen	210	10
o-xyleen	190	9
p-xyleen	200	10
arseen	29	1
cadmium	8	0,4
cyanide vrije	40	2
nikkel	130	7
zink	12.000	620

Tabel 1. Generische Soil Screening Levels voor de route bodem-grondwater (EPA, 1996).

De berekende SSLs zijn begrensd door oplosbaarheid van de contaminant in het bodemwater (bovengrens) en door uitputting van de verontreiniging binnen de vooropgestelde blootstellingsduur (ondergrens). Indien de teruggerekende concentratie in het bodemwater groter of gelijk is aan de oplosbaarheidsgrens, wordt de SSL berekend met een bodemwaterconcentratie gelijk aan de

oplosbaarheidsgrens. Indien de contaminant sneller verdwijnt uit het profiel dan de periode waarover blootstelling plaats heeft, wordt de SSL berekend via een constante concentratiebron over een bepaalde diepte (sitespecifiek) die uitloopt over de betreffende blootstellingsduur (standaard 70 jaar), waarna de bron (onmiddellijk) stopt.

De generische normen worden gebruikt wanneer de sitespecifieke informatie niet voor handen is. Omwille van de conservatieve aannamen in modelformulering en bij de keuze van de modelparameters zijn de generische normen gemiddeld strenger dan de sitespecifieke. Sitespecifieke uitloognormen worden berekend met basisgegevens over de site (fractie organische koolstof, pH, volumefracties water en lucht, dilutiefactoren, ...).

In het derde niveau worden SSLs berekend op basis van een doorgedreven modellering, waarbij gebruik gemaakt wordt van specifieke transportmodellen voor de onverzadigde zone en gedetailleerde experimentele sitegegevens.

3.2 Verenigd Koninkrijk

In opdracht van het Environment Agency (EA, 1999) werd een getrapte methodologie voorgesteld om de risico's van rond/oppervlaktewaterversoedening door een lokale bodemverontreiniging in te schatten. Voor elke stap in de sitespecifieke risico-evaluatie wordt telkens meer complexiteit ingebouwd en zijn meer data nodig, maar wordt de analyse accurater. De volgende stappen werden voorzien:

Eerst wordt het evaluatiepunt ("compliance point") of receptor gekozen waarvoor de risico-evaluatie zal worden uitgevoerd. Het criterium voor risico-evaluatie wordt dan gekozen in functie van de receptor (bv. drinkwaternorm voor grondwaterwinning, kwaliteitsnorm voor ontvangend oppervlaktewater) en in functie van de technische en economische haalbaarheid van de norm. Voor bodemverontreiniging is dit in principe de achtergrondconcentratie, maar andere criteria kunnen gelden indien de achtergrondconcentratie niet haalbaar wordt geacht. De criteria lopen uiteen afhankelijk van de bestemming van het grondwater. In het geval geen watercriteria voor handen zijn, moet een risico-evaluatie worden uitgevoerd aan de hand van toxicologische (cancer slope factor, reference dose ...) of ecotoxicologische criteria (PNEC).

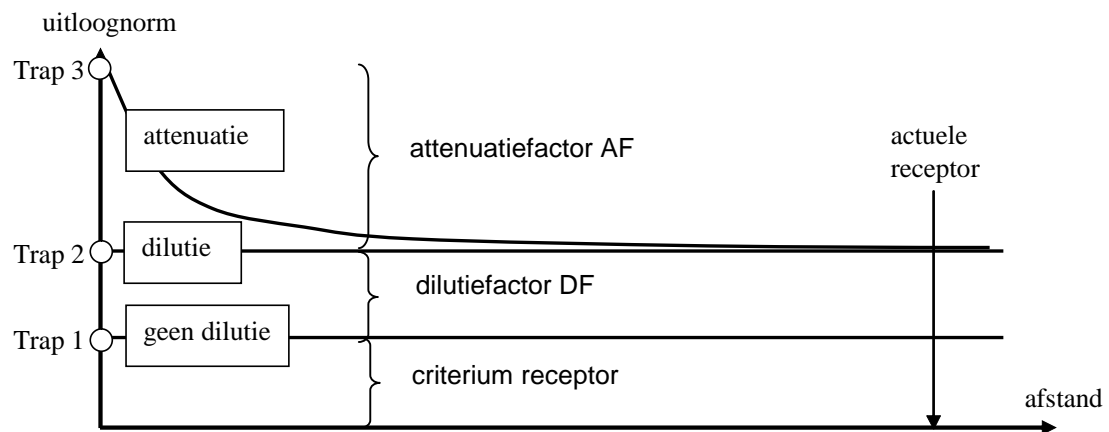
Trap 1: gaat na of de contaminantconcentraties in bodemwater (water in de onverzadigde zone) voldoende laag zijn om de receptor te beschermen, zonder rekening te houden met verdunning, dispersie of attenuatie op de weg tussen bron en receptor; de concentraties worden bij voorkeur gemeten direct in het bodemwater, of bepaald via een uitloogtest, of geschat door middel van bodemwater verdelingscoëfficiënten; het evaluatiepunt is de bodem (bodemwater) en de uitloognorm is gelijk aan de grondwater- of oppervlaktewaternorm;

Trap 2: neemt verdunning in het ontvangende grond- en oppervlaktewater onder de versoedende site mee in rekening en corrigeert trap 1 met een verdunningsfactor (DF); het evaluatiepunt is grondwater of oppervlaktewater en de uitloognorm is de (grond/oppervlakte)waternorm vermenigvuldigd met een verdunningsfactor;

Trappen 3 en 4: neemt attenuatie mee ten gevolge van afbraak, sorptie en dispersie in de onverzadigde en de verzadigde zone; trap 3 gebruikt daarbij analytische wiskundige modellen (bv. ConSim (EA, 1999), Domenico en Schwartz, 1990); in trap 4 worden complexere transportcodes ingeschakeld (niet verder gespecificeerd); het evaluatiepunt is grondwater of oppervlaktewater en de uitloognorm is de (grond/oppervlakte)waternorm vermenigvuldigd met de verdunningsfactor en een attenuatiefactor (AF). De attenuatiefactor is wordt gedefinieerd als de verhouding tussen de concentratie in of onder de verontreinigde site (locale concentratie) en de concentratie in een evaluatiepunt of receptor stroomafwaarts gelegen van de contaminatiebron (drinkwaterwinning, oppervlaktewater). De concentratie in of onder de verontreinigde site kan gemeten worden of geschat worden via de werkwijze in Trap 1 en Trap 2. In Trap 3 wordt de receptorconcentratie (op gekende afstand x) berekend uit de bronconcentratie via het Domenico-model:

$$AF = \frac{c_0}{c_{ED}} = \exp \left\{ - \left\{ \frac{x}{2a_x} \left[1 - \sqrt{1 + \frac{4\lambda a_x}{u}} \right] \right\} \operatorname{erf} \left(\frac{S_y}{4\sqrt{a_y x}} \right) \operatorname{erf} \left(\frac{S_z}{4\sqrt{a_z x}} \right) \right\}$$

met AF de attenuatiefactor (-), c_0 de concentratie aan de bron (mg/l), c_{ed} de concentratie aan het evaluatiepunt (mg/l), x de afstand tussen site en evaluatiepunt (m), a_x , a_y en a_z de dispersiviteiten in de x, y, en z-richting, λ de degradatieconstante (d^{-1}), S_y en S_z de dikte en de breedte van de verontreinigde zone (m), u de contaminant migratiesnelheid (m/d). Afhankelijk van de positie van de verontreinigingsbron (boven de grondwatertafel of in het grondwater) worden attenuatiefactoren voor de onverzadigde zone en/of het grondwater bepaald.



Figuur 1: Illustratie van de stappen in de risico-evaluatie voor verspreiding van bodemverontreiniging volgens EA (1999).

Meestal wordt de impact geëvalueerd aan een duidelijk gedefinieerde receptor, zoals een onttrekkingspunt, een perceelsgrens of een rivier. Dit kan betekenen dat de kwaliteit van het grondwater tussen bron en (afgelegen) receptor niet voldoet

aan de grondwatercriteria of dat een nieuwe receptor dichterbij de verontreinigde site onvoldoende beschermd wordt.

De aanbevolen werkwijze bestaat erin verschillende evaluatiepunten te definiëren tussen bron en receptor en telkens de uitloognorm te berekenen. De ligging van het evaluatiepunt is een afweging tussen de bodemconcentratie die via sanering haalbaar is en het beschermingscriterium. M.a.w., hoe hoger de haalbare bodemconcentratie, hoe groter het gebied dat verontreinigd is boven het grondwatercriterium.

In het geval een grondwater onder een verontreinigde site nog niet verontreinigd is, speelt het voorzorgsprincipe en wordt aanbevolen de werkwijze via Trap 1 en 2 (geen attenuatie) te volgen. De methodologie wordt geïllustreerd in Figuur 1.

Site-specifieke normen worden bepaald in elke trap en getoetst aan de gemeten concentraties in bodem (trap 1), grondwater of oppervlaktewater (trap 2, 3 en 4). De bijhorende software voor trappen 1, 2 en 3 (Vergl. 1) is geprogrammeerd in Excel (Remedial Targets Worksheet v2.2a.xls) en vrij verkrijgbaar. Bij overschrijding van de norm wordt naar een volgende evaluatietrap overgegaan indien er tijd en geld is om de evaluatie te verfijnen (bijkomende dataverzameling, kosten-baten analyse: wat is de reductie in saneringskost door verfijning van risico-evaluatie).

Trap 4 maakt gebruik van numerieke modellen die de realiteit van transport van contaminanten tussen de bron en de receptor beter weergeven dan de analytische modellen van Trap 3. Numerieke modellen kunnen een bredere waaier aan begin- en randvoorwaarden (heterogeniteit, gelaagdheid, transiënte condities, eindige bron, gekoppeld water- en stoftransport, ...) aan en vormen een verbeterde voorstelling van de realiteit dan de analytische modellen van Trap 3.

3.3 **Bundes-, Bodenschutz- und Altlastenverordnung, Duitsland**

Voor de blootstellingsweg bodem-grondwater zijn er in de Bodenschutzverordnung afzonderlijke normen voorzien. Deze toetsingswaarden zijn onafhankelijk van het bestemmingstype. De normen zijn contaminantconcentraties in bodemwater, bepaald in de overgangszone tussen onverzadigde en verzadigde zone ("Ort der Beurteilung").

Bij de overschrijding van de normen in het overgangsbereik tussen bodem en grondwater, moet het transport van de verontreiniging door de onverzadigde zone berekend worden, rekening houdend met de afstand tussen de verontreiniging en de grondwatertafel en de schommelingen van het grondwater. Indien de verontreiniging heterogeen verdeeld zit over het bodemprofiel, wordt een directe meting van de bodemwaterconcentratie niet relevant geacht en wordt de bodemwaterconcentratie geschat uitgaande van metingen in het grondwater en terugrekening naar bodemconcentraties. Bij de beoordeling moet rekening gehouden worden met mogelijk geogeen verhoogde concentraties in de betreffende aquifer.

Naast de toetsingswaarden worden enkele algemene richtlijnen gegeven om het risico op verspreiding in het bodem-grondwatercontinuüm te bepalen.

Stof	Norm (µg/l)
Sb	10
As	10
Pb	25
Cd	5
Cr totaal	50
Cr VI	8
Co	50
Cu	50
Mo	50
Ni	50
Hg	1
Se	10
Zn	500
Sn	40
cyanide totaal	50
cyanide vrij	10
fluoride	750
minerale olie [§]	200
BTEX [#]	20
benzeen	1
vluchtige gehalogeneerde koolwaterstoffen [°]	10
aldrin	0,1
DDT	0,1
fenolen	20
PCB totaal*	0,05
PAK totaal**	0,2
naftaleen	2

[§] n-alkanen (C10..C39), isoalkanen, cycloalkanen, en aromatische koolwaterstoffen

[#] vluchtige aromatische koolwaterstoffen (benzeen, toluen, xyleen, ethylbenzeen, styreen, cumeen)

[°] som van C1- en C2-koolwaterstoffen

* 6 congenen (DIN 51527), vermenigvuldigd met 5; indien individuele congenen gemeten, som van alle congenen (DIN 38407)

** som PAKs zonder naftaleen en methylnaftaleen; in de regel 15 EPA PAK

Tabel 3. Uitloognormen volgens de Bodenschutzverordnung.

Bij de beoordeling van het verspreidingsrisico moeten tenslotte de volgende eigenschappen van de onverzadigde zone in rekening gebracht worden:

- de afstand tot de grondwatertafel
- het bodemtype
- het gehalte organische stof
- pH
- infiltratiesnelheid
- grondwaterstromingssnelheid
- mobiliteit en afbreekbaarheid van de stof

De bodemonstername moet erop gericht zijn de verticale verdeling van de verontreiniging te bepalen (vertikale afbakening). De monstername wordt bepaald door pedologische en lithologische kenmerken van het profiel, en door opvallende veranderingen in het profiel. Het maximale monstername-interval bedraagt 1m. Indien nodig, worden bij doorboren van ondoorlatende lagen speciale voorzieningen getroffen opdat de verontreiniging niet in het grondwater terechtkomt.

De bepaling van de contaminantconcentratie in het bodemwater kan volgens drie wegen verlopen:

- door een terugrekening vanuit de gemeten grondwaterconcentratie, rekening houdend met de grondwaterstromingssnelheid, de verdunning, en de concentratie in de onverzadigde bodem;
- door een in-situ meting in het bodemwater;
- door een extractie of uitloging in het laboratorium;
- door gebruik te maken van stoftransportmodellen

Voor de bepaling van anorganische stoffen in bodemwater worden twee werkwijzen aanbevolen:

- het verzadigingsextract: aan het luchtdroge bodemstaal wordt bigedestilleerd water toegevoegd tot veldcapaciteit (zand 25 gew% vocht, leem: 35%, klei: 40%). Na 24h wordt het staal verzadigd tot de vloeigrens bereikt wordt. Het watergehalte wordt gravimetrisch bepaald ter bepaling van de L/S verhouding. De bodempasta wordt gedurende 24 uur koel bewaard. De evenwichtsbodemoplossing wordt gecentrifugeerd, gedecanteerd en gefiltreerd over een 0,45 µ membraanfilter.
- uitloging met water: volgens DIN 38414-2: 11.85/DIN ISO 11465: 12.96.

De extractie met ammoniumnitraat (DIN 19730) en extractie met water volgens DIN 38414-4: 10.84 kunnen ook gebruikt worden, indien gevalideerd met de methode van het verzadigingsextract.

Voor de bepaling van de uitloging van organische stoffen worden kolomtesten aanbevolen waarbij ervoor gezorgd wordt dat de doorstromingsnelheid evenwichtsinstelling tussen de bodemfasen toelaat.

Indien tijdens de uitloging transformaties optreden (bv veranderingen in redoxpotentiaal) die de mobiliteit van de verontreiniging beïnvloeden, moeten aangepaste extractietechnieken gebruikt worden.

3.4 ISO-normering (ISO/DIS 15175)

Er is binnen het Technical Committee ISO/TC 190 een norm in voorbereiding voor de karakterisatie van bodem in relatie tot grondwaterkwaliteit. De norm geeft richtlijnen over de principes, meetmethoden en karakterisatie van sites, bodems, en bodemmaterialen als bron van verontreiniging voor grondwater. De norm omvat relevante monitoring strategieën, bemonsteringsmethoden, methoden voor de beschrijving van bodemprocessen, en analytische meetmethoden. De norm maakt deel uit van een reeks ISO-normen inzake Soil and Site Assessment. De norm

geeft naast een aantal relevante definities richtlijnen voor sitekarakterisatie, te bepalen parameters voor beschrijving van de kenmerken van de site (topografie, bodemgebruik, geologie/lithologie, bodemtype, bodemprofiel, ...), bemonstering, parameters voor fysische (textuur, hydraulische geleidbaarheid, waterretentiecapaciteit, bodemvocht, infiltratiesnelheid, ...), chemische (pH, TOC, CEC, redox, contaminantconcentraties...) en biologische (mineralisatie, biodegradatie, ecotoxtesten, ...) karakterisatie.

Om het risico op uitloging te bepalen worden twee methoden voorgesteld:

- kwalitatieve methoden gebaseerd op empirische formules die een sterke vereenvoudiging zijn van de fysische realiteit waarbij bodems kunnen geklassificeerd worden onder bodems met hoog, gemiddeld of laag uitspoelingsrisico; kwalitatieve methoden zijn nuttig voor grote diffuus verontreinigde gebieden; bij de kwalitatieve methode worden scores toegekend aan parameterwaarden die dan worden samengesteld tot een totaalscore voor de site;
- kwantitatieve, procesgebaseerde modellen, die vertrekken van de bepaling van de contaminantconcentratie in het bodemwater (rechtstreeks bepaald of indirect geschat uit metingen in bodem of grondwater); in de methodologie worden drie niveaus onderscheiden:

Level 1: berekening van de concentratie in bovenste deel van het grondwater na verdunning van bodemwater;

Level 2: berekening van de gemiddelde concentratie in grondwater binnen een afstand die overeenkomt met de grondwaterverplaatsing over 1 jaar;

Level 3: berekening van de gemiddelde concentratie in grondwater binnen een afstand die overeenkomt met een grondwaterverplaatsing over 1 jaar waarbij rekening wordt gehouden met dispersie, sorptie en degradatie.

4 Raakvlakken met wetgevende kaders in Vlaanderen

De problematiek van uitloging van bodemverontreiniging raakt aan andere reglementeringen en criteria die betrekking hebben op de kwaliteit van het watersysteem. Het betreft milieukwaliteitsnormen voor grondwater en oppervlaktewater in Vlarem II, de achtergrondwaarden en bodemsaneringsnormen voor grondwater in Vlarebo, de afvalstoffenwetgeving Vlarea, de drinkwaterreglementering en het decreet integraal waterbeleid.

4.1 Vlarem II

Grondwater

- Vlarem II (B.VI.R. 1 juni 1995; B.S. 31 juli 1995, laatst gewijzigd door besluit van 18 januari 2002; B.S. 14 februari 2002): milieukwaliteitsnormen voor ongewenste of toxische stoffen (Tabel 2)

De milieukwaliteitsnormen voor grondwater, opgenomen in Vlarem II, gelden als streefwaarden. De waarden hebben betrekking op een referentietoestand voor een aantal organische verbindingen, zware metalen en arseen. Hier zijn de achtergrondwaarden uit de eerste versie van Vlarebo overgenomen (hoewel de lijst organische verbindingen beperkter is).

Als milieukwaliteitsnormen voor grondwater gelden de strengste van volgende richtwaarden:

- de waarden zoals ze blijken uit het Primair Grondwatermeetnet;
- de normen opgenomen in bijlage: de indeling en lijst van stoffen is overeenkomstig de Vlaamse drinkwaterwetgeving dd. 1989 (vervangen door Besluit van de Vlaamse Regering dd. 13/12/2002); van toepassingen zijn de RN-waarden.

De richtwaarden refereren naar een referentietoestand, althans wat betreft de waarden van het Primair Grondwatermeetnet; de getallen opgenomen onder RN zijn afkomstig van de opgeheven Europese richtlijn 80/778/EG met betrekking tot de kwaliteit van drinkwater.

De milieukwaliteitsnormen voor grondwater zijn de criteria die gelden als indicator in het decreet Integraal Waterbeleid voor een goede chemische toestand van het grondwater die uiterlijk op 22 december 2015 moet worden bereikt (B.VI. Reg., 18 juli 2003; B.S. 24 november 2003).

Oppervlaktewater

Vlarem II (B.VI.R. 1 juni 1995; B.S. 31 juli 1995, laatst gewijzigd door besluit van 18 januari 2002; B.S. 14 februari 2002): milieukwaliteitsnormen voor ongewenste of toxische stoffen. De normering verschilt naargelang de bestemming van het oppervlaktewater (vis/schelpdierwater, zwemwater, water voor drinkwaterproductie..).

4.2 Bodemsaneringsdecreet

Grondwater

- Vlarebo (B.VI.R. 5 maart 1996, B.S. 27 maart 1996 en laatst gewijzigd door het besluit van 14 juni 2002; B.S. 7 augustus 2002): achtergrondwaarden en saneringsnormen grondwater (Tabel 2)

Het bodemsaneringsdecreet omvat achtergrondwaarden en bodemsaneringsnormen voor grondwater. De *achtergrondwaarden* refereren naar een referentietoestand (normale achtergrond in niet-verontreinigde bodems). De *bodemsaneringsnormen* hebben tot doel ernstige nadelige effecten voor de mens en het milieu te voorkomen. Voor grondwater houden de bodemsaneringsnormen rekening met de bescherming van de menselijke gezondheid. De bodemsaneringsnormen voor grondwater staan los van de bodemnormen.

Het bodemsaneringsdecreet regelt ook het gebruik van uitgegraven bodem als bodem (grondverzet) binnen en buiten de kadastrale werkzone. Hoofdstuk 10 van Vlarebo omvat de vereisten voor hergebruik van uitgegraven grond. Vrij gebruik als bodem is toegelaten als aan de richtwaarden is voldaan (R' en R-waarden). De R' waarden zijn gebaseerd op de achtergrondwaarden, de R waarden zijn het gemiddelde van de achtergrondwaarde en de bodemsaneringsnorm type II. Afwijkingen van deze voorwaarde is mogelijk onder bepaalde voorwaarden: de concentraties in de aangevoerde grond moeten altijd lager zijn dan in de ontvangende bodem (en mogen uiteraard nooit de bodemsaneringsnorm overschrijden), en een studie moet aantonen dat er geen bijkomende risico's zijn of dat grondwater bedreigd is. De werkwijze voor de uitvoering van de studie is opgenomen in de Codes van goede praktijk voor het werken met uitgegraven bodem (OVAM, 2004).

4.3 Afvalstoffenwetgeving

Het afvalstoffendecreet (2 juli 1981, B.S. 25 juli 1981, vervangen door het decreet van 20 april 1994; B.S. 29 april 1994) en het Vlaams Reglement inzake afvalvoorkoming en –beheer (Vlarea) van 17 december 1997 (B.S. 16 april 1998; laatst gewijzigd door het besluit van 5 december 2003, B.S. 30 april 2004).

De onderbouwing van de immissiegrenswaarden voor bodem in Vlarea is gebaseerd op de aanname van een marginale bodembelasting van 1% tov achtergrondwaarde (d.w.z. dat de maximaal toegelaten immissie van een stof in de grond over een periode van 100 jaar en voor een laagdikte van 1 meter vastgesteld is op 1 % van de achtergrondwaarde van een Vlaamse referentiebodem) en een marginale grondwaterbelasting voor sulfaat. Het begrip "marginale bodembelasting" is verschillend van de in dit rapport voorgestelde onderzoeksmethodiek, waar de bodem beschouwd wordt als een open compartiment dat in verbinding staat met een grondwater.

De Europese beschikking stortplaatsen 2003/33/EG voorziet criteria voor uitloging op basis van grondwatercriteria (EU en WHO drinkwaternormen). De onderbouwing van de criteria maakte gebruik van transportmodellen voor bodem en grondwater om de impact van de stortplaats op de kwaliteit van het grondwater stroomafwaarts te bepalen.

4.4 Drinkwaterreglementering

De toetsingscriteria voor drinkwater zijn relevant ingeval grondwater wordt gewonnen voor drinkwaterbereiding.

- Het besluit van de Vlaamse Regering houdende vaststelling van een technische reglementering inzake drinkwater (B.VI.R. 15 maart 1989; B.S. 30 mei 1989): drinkwaternormen; vervangen door Besluit van de Vlaamse Regering dd. 13/12/2002 (Tabel 2)
- EU-richtlijn betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water (98/83/EG, 3 november 1998) (Tabel 2)

4.5 Kaderrichtlijn Water en dochterrichtlijn grondwater (2000/60/EC) en Decreet Integraal Waterbeleid

De algemene doelstelling van de kaderrichtlijn water (2000/60/EG) is "de vaststelling van een algemeen kader voor de bescherming van landoppervlaktewater, overgangswater, kustwateren en grondwater".

In de discussie hier beperken we ons tot grondwater. Voor grondwater dient gezorgd voor een progressieve vermindering van de verontreiniging en voor de voorkoming van verdere verontreiniging. Daartoe leggen de lidstaten de nodige maatregelen ten uitvoer met de bedoeling de inbreng van verontreinigende stoffen in het grondwater te voorkomen. Een tijdelijke achteruitgang van de grondwatertoestand is toegelaten indien er een natuurlijke oorzaak is of door overmacht of uitzonderlijke omstandigheden die redelijkerwijze niet waren te voorzien, mits aan een aantal voorwaarden is voldaan (zie Art. 4). De lidstaten beschermen, verbeteren en herstellen de grondwaterlichamen ten einde tegen 2015 een goede grondwatertoestand te bereiken. De periode kan verlengd worden onder bepaalde voorwaarden (Art. 4). De lidstaten leggen de nodige maatregelen ten uitvoer om elke significante en aanhoudende stijgende tendens van de concentratie van een verontreinigende stof ten gevolge van menselijke activiteiten om te buigen ten einde de grondwaterverontreiniging geleidelijk te verminderen. Ook hier kan van afgeweken worden onder bepaalde voorwaarden (Art. 4). In beschermde gebieden dienen de lidstaten te voldoen aan alle normen en doelstellingen in 2015, voor zover niet anders bepaald in specifieke doelstellingen van het betrokken beschermde gebied.

In Art. 17 wordt de procedure beschreven voor het vastleggen van een goede chemische toestand van het grondwater, waarbij in bijlage verwezen wordt naar algemene criteria voor een goede chemische toestand van het grondwater en criteria voor het vaststellen van een significante en aanhoudende stijgende tendens en voor het bepalen van beginpunten voor omkeringen in tendensen. Een uitgebreide procedure voor de bepaling van de criteria wordt voorgesteld in een voorstel voor richtlijn betreffende de bescherming van het grondwater tegen verontreiniging 2003/0201 (COD). Voor de bepaling van de goede chemische toestand van een grondwater wordt geadviseerd geen uniforme standaarden op te leggen voor heel Europa, maar rekening te houden met de natuurlijke variabiliteit in de grondwatersamenstelling. Er wordt ook gesteld dat naast bestaande normen voor nitraten en pesticiden, drinkwaternormen mogelijk niet geschikt zijn als

indicator voor goede chemische toestand omdat zij in eerste instantie ontwikkeld zijn ter bescherming van de volksgezondheid en niet ter bescherming van de natuurlijke voorraden. Naast de bepaling van de goede chemische toestand (quality objective) voorziet de ontwerp-grondwaterrichtlijn ook in de identificatie en omkering van pollutietendensen (no deterioration objective) en het voorkomen en controleren van pollutie door geschikte maatregelen. Iedere lidstaat moet een maatregelenprogramma opstellen om de doelstellingen beschreven in Art. 4 te halen.

In het Decreet betreffende het Integraal Waterbeleid (B. VI. Reg, 18/7/2003, B.S. 24/11/2003) worden de bepalingen van de Kaderrichtlijn Water omgezet. Het decreet voorziet in instrumenten en milieudoelstellingen waaraan uiterlijk op 22 december 2015 moet aan worden voldaan. Voor oppervlaktewater en grondwater gelden de milieukwaliteitsnormen overeenkomstig het decreet van 5 april 1995 houdende algemene bepalingen inzake milieubeleid.

5 Toetsingswaarden voor uitloging

In een eerste fase van het project werd een concept voor normering uitgewerkt. De normering omvat stofs specifieke concentraties voor de vaste fase, die garanderen dat een bepaald niveau in grondwater niet overschreden wordt.

De toetsingswaarden hebben tot doel om in de eerste stadia van een bodemonderzoek (niveau OBO) een indicatie te geven van het risico op grondwaterverontreiniging en humane blootstelling via drinkwater ten gevolge van uitloging uit de onverzadigde zone. De waarden zijn gebaseerd op conservatieve aannamen in de modelformulering en op gemiddelde modelparameterwaarden. De toetsingswaarden hebben een generisch karakter, d.w.z. dat ze gelden voor een "standaardbodem", een "standaardklimatologie" en een "standaardgrondwater" in Vlaanderen. De deskundige kan een sitespecifieke waarde berekenen aan de hand van specifieke basisinformatie voor de betreffende locatie. Verfijning van de sitespecifieke toetsingswaarde is mogelijk in de fase van beschrijvend bodemonderzoek. De methodologie is toepasbaar op grote schaal (i.c., niveau Vlaanderen) en is voldoende flexibel om aanpassingen toe te laten voor locatiespecifieke berekeningen.

Indien de toetsingswaarde overschreden wordt, bestaat er een risico op aanrijking van grondwater tot boven het gestelde grondwatercriterium. Aan de hand van een sitespecifieke risico-evaluatie kan het risico verder gekwantificeerd worden. Hierbij kunnen specifieke meetmethoden en verspreidingsmodellen gebruikt worden waarbij rekening gehouden wordt met de locatiespecifieke kenmerken en de afstand tussen de bron van de verontreiniging en de receptor. Naargelang de omvang van de verontreiniging en de complexiteit van het probleem kunnen steeds complexere instrumenten ingezet worden om de impact te bepalen.

5.1 Werkwijze

De berekening van de toetsingswaarden is gebaseerd op het evenwichtspartitieconcept. Dit concept is universeel en wordt door verschillende instanties toegepast om criteria voor uitloging te bepalen (US EPA, 1996; EA, 1999; RBCA, 1998; ...). De methode is gebaseerd op vereenvoudigde aannamen over het gedrag en transport van contaminanten in het bodem-grondwater continuüm. Dezelfde methode wordt ook door het Vlier-Humaan model in aangepaste vorm gebruikt om concentraties in grondwater te voorspellen (Cornelis et al., 1996).

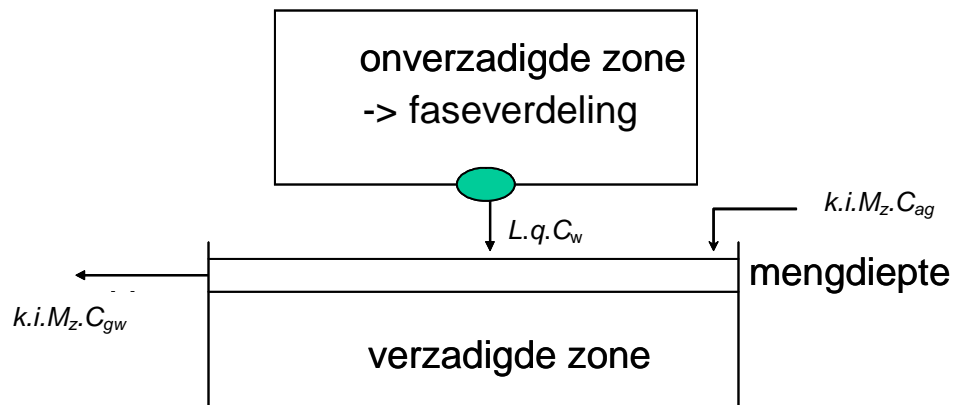
In het algemeen kan de verplaatsing van contaminanten in bodem en grondwater opgesplitst worden in twee fasen:

- overgaan van een stof van de vaste bodemfase naar de opgeloste fase
- transport van de opgeloste stof van de bodem naar het receptorpunt in grond- of oppervlaktewater

De berekening van de toetsingswaarde gaat uit van het principe dat een stof zich verdeelt over de verschillende bodemfasen (bodemwater, bodemlucht en de vaste fase) die met elkaar in evenwicht zijn. Daarbij wordt gebruik gemaakt van verdelingscoëfficiënten, die de verhouding zijn van de concentratie van de stof in fase 1 gedeeld door de concentratie van de stof in fase 2. Voor de vloeistof-vaste stof verdeling wordt gebruik gemaakt van de bodem-water verdelingscoëfficiënt of K_d . Voor de bodemwater-bodemlucht verdeling wordt gebruik gemaakt van de

Henry-coëfficiënt. Volgens het partitieconcept wordt de concentratie in het bodemwater berekend in evenwicht met de concentratie in de vaste fase en de bodemlucht.

De verdunning door menging van bodemwater met grondwater wordt via een eenvoudige massabalans berekend. Dit is geïllustreerd in Figuur 2. Een verontreiniging komt via de faseverdeling in het bodemwater terecht en is onderhevig aan infiltratie (voorgesteld door infiltratief flux q) uit de onverzadigde zone (bovenste kader). Het infiltratiewater mengt met het grondwater dat wordt voorgesteld als een "waterbak" waarin water uit de onverzadigde zone "druppelt". Het grondwater stroomt met een snelheid die het product is van de potentiaalgradiënt i en de hydraulische geleidbaarheid k . De menging van bodemwater met grondwater geschiedt in een mengzone waarvan de mengdiepte M_z bepaald wordt door de lengte van verontreiniging, de infiltratief flux, de stromingssnelheid van het grondwater en de dikte van het freatische pakket.



Figuur 2: Schematische voorstelling van de verdunning van een contaminant ten gevolge van menging van bodemwater met grondwater.

De werkwijze voor de afleiding van de toetsingswaarden is gebaseerd op conservatieve aannamen:

- er worden geen verharde oppervlakken verondersteld die water oppervlakkig kunnen afvoeren, m.a.w. de infiltratie wordt maximaal gesteld voor een gemiddelde topografie;
- de volledige hoeveelheid contaminant is beschikbaar voor uitloging, d.w.z. alle verontreiniging die op de vaste fase voorkomt, lost volgens de evenwichtsverdeling onmiddellijk op, terwijl in realiteit contaminanten kunnen geïmmobiliseerd worden of volgens een langzame kinetiek kunnen vrijgesteld worden;
- de contaminant wordt niet afgebroken tijdens het transport van bron naar receptor (is een conservatieve aanname voor afbreekbare verbindingen);
- de verzadigde zone wordt conceptueel voorgesteld als een waterreservoir zonder bindingscapaciteit, m.a.w. de contaminant komt er enkel als opgeloste stof voor;

- de contaminatiebron is oneindig (behalve wanneer uitputting optreedt binnen de blootstellingsperiode) en de concentratie in het bodemwater is gelijk aan de evenwichtsconcentratie;
- de contaminatie is homogeen verdeeld over het profiel en bevindt zich ter hoogte van de grondwatertafel, m.a.w. er vindt geen verdunning plaats in de onverzadigde zone ten gevolge van transport, reactieve of hydraulische barrières;
- de mens gebruikt grondwater: de grondwatercriteria die als uitgangspunt van de berekening worden gebruikt, komen overeen met een dagelijkse inname van 2 liter grondwater voor een persoon van 60 kg.

5.2 Modelformules

5.2.1 Berekening van de toetsingswaarde

Een contaminant verdeelt zich in de onverzadigde bodem over drie fasen: de vaste fase, het bodemwater, en de bodemlucht. De totaalconcentratie kan dan beschouwd worden als de som van de concentraties in de onderscheiden bodemfasen:

$$\rho_b C_b = \theta_w C_w + \rho_b C_s + \theta_a C_a \quad (1)$$

met: C_b is de totaalconcentratie (mg/kg ds)

C_w is de concentratie in het bodemwater (mg/l)

C_s is de concentratie op de vaste fase (mg/kg ds)

C_a is de concentratie in de bodemlucht (mg/l)

θ_w is het volumetrisch vochtgehalte (cm^3/cm^3)

θ_a is het volumetrisch luchtgehalte (cm^3/cm^3)

ρ_b is de schijnbare droge dichtheid (kg ds/l)

De verdeling van de stof tussen bodemwater en vaste fase wordt gegeven door de bodem-water verdelingscoëfficiënt K_d (l/kg):

$$K_d = \frac{C_s}{C_w} \quad (2)$$

Voor organische verbindingen wordt de K_d berekend uit de fractie organische koolstof en de K_{oc} coëfficiënt die de verdeling aangeeft tussen de organische stof en het bodemwater:

$$K_d = f_{oc} K_{oc} \quad (3)$$

De verdeling van een stof tussen bodemwater en bodemlucht wordt gegeven door de dimensieloze Henry coëfficiënt H' :

$$H' = \frac{C_a}{C_w} = \frac{K_H}{R_g T} \quad (4)$$

met: K_H is de Henry coëfficiënt (Pa.m³/mol)

R_g is de universele gasconstante (Pa.m³/mol.K)

T is de absolute bodemtemperatuur (K)

Met vergelijkingen (2) en (4) kan (1) herschreven worden in termen van C_w :

$$C_b = C_w \cdot \left(K_d + \frac{\theta_w + H' \theta_a}{\rho_b} \right) \quad (5)$$

De concentratie van de stof in het bodemwater wordt verdund door het grondwater. Dit is schematisch voorgesteld in Figuur 2. De massabalans voor de opgeloste stof wordt gegeven door:

$$C_{gw} M_z L = L \cdot q \cdot C_w + k \cdot i \cdot M_z C_{ag} - k \cdot i \cdot M_z C_{gw} \quad (6)$$

met: k is de hydraulische geleidbaarheid van de freatische laag (m/j)

i is de potentiaalgradiënt (m/m)

M_z is de mengdiepte (m)

L is de lengte van het terrein waarover het grondwater verontreinigd wordt (m)

q is de infiltratie in de onverzadigde zone (m/j)

C_{ag} is de achtergrondconcentratie in het grondwater (mg/l)

De verdunningsfactor, die de verhouding is van de concentratie in het bodemwater tot de concentratie in het grondwater wordt dan gegeven door:

$$DF = \frac{C_w}{C_{gw}} = \frac{(k \cdot i \cdot M_z + L \cdot q) \cdot C_{gw} - k \cdot i \cdot M_z \cdot C_{ag}}{L \cdot q \cdot C_{gw}} \quad (7)$$

De achtergrondconcentratie in het grondwater wordt gelijkgesteld aan nul voor organische contaminanten en aan de achtergrondconcentratie voor zware metalen en arseen.

De mengdiepte wordt gegeven door (EPA, 1994):

$$M_z = \sqrt{0.0112 \cdot L^2 + d_a} \left(1 - e^{\frac{-L \cdot q}{k \cdot i \cdot d_a}} \right) \quad M_z \leq d_a \quad (8)$$

met: d_a is de dikte van de freatische laag (m)

De toetsingswaarde die overeenkomt met een bepaald grondwatercriterium, wordt gegeven door vergelijkingen (5) en (7) te combineren:

$$C_{bc,i} = C_{gwc} \cdot DF \cdot \left(K_d + \frac{\theta_w + H' \theta_a}{\rho_b} \right) \quad (9)$$

met: $C_{bc,i}$ is de toetsingswaarde voor een oneindige bron (mg/kg ds)

C_{gwc} is het grondwatercriterium (mg/l)

DF is de verdunningsfactor bodemwater/grondwater

De toetsingswaarde is m.a.w. uitgedrukt onder de vorm van een totaalconcentratie in de bodem.

5.2.2 Begrenzing van de toetsingswaarden

In de werkwijze voor de afleiding van de toetsingswaarden wordt de concentratie van een contaminant in het bodemwater bovenaan begrensd door de oplosbaarheid. Indien de teruggerekende concentratie in het bodemwater groter of gelijk is aan de oplosbaarheidsgrens, wordt de toetsingswaarde berekend met een bodemwaterconcentratie gelijk aan de oplosbaarheidsgrens. De bovengrens van de toetsingswaarde $C_{bc,b}$ (mg/kg ds) wordt dan:

$$C_{bc,b} = S \cdot \left(K_d + \frac{\theta_w + H' \theta_a}{\rho_b} \right) \quad (10)$$

waarbij S de oplosbaarheid in water is (mg/l).

In voorgaande wordt er bovendien van uitgegaan dat de contaminant niet in een NAPL fase kan voorkomen. Voor (mengsels van) verbindingen die boven de verzadigingsslimiet in een niet-mengbare fase kunnen voorkomen, dient de analyse uitgebreid worden met een vierde fase, de zogenaamde NAPLs (non-aqueous-phase-liquids). De uitbreiding met een NAPL fase wordt niet in rekening gebracht bij de berekening van de toetsingswaarden, maar kan in rekening gebracht worden in een latere fase bij de inschakeling van specifieke modellen. In dit onderzoek komt die verder niet aan bod, maar in de studie 'Uitloogmethodiek voor minerale olie' wordt hier nader op ingegaan.

In de berekeningen werd er ook van uitgegaan dat de contaminatiebron oneindig is. Voor mobiele en vluchtige verontreinigingen en voor kleine contaminatiebronnen is deze aanname mogelijk niet juist. Het kan zijn dat de berekende toetsingswaarde (Vergelijking 9) overeenkomt met een contaminatiebron die binnen de blootstellingsduur uitgeput geraakt, waardoor de aanname van een oneindige bron vervalst. Daarom wordt een alternatieve werkwijze gebruikt om de toetsingswaarde te berekenen voor vluchtige stoffen, uitgaande van een eindige contaminatiebron. Deze toetsingswaarde is de ondergrens voor de waarde die via Vergelijking 9 wordt berekend.

De hoeveelheid van een contaminant die per tijdseenheid het bodemprofiel verlaat door uitloging is:

$$J_{c,w} = C_{gwc} \cdot DF \cdot q \quad (11)$$

waarbij $J_{c,w}$ de contaminantflux in het bodemwater is (mg/m².j). De hoeveelheid die het bodemprofiel verlaat door vervluchtiging is:

$$J_{c,a} = \frac{D_{eff} \cdot C_a \cdot \theta_a}{L_d} = \frac{D_{eff} \cdot C_{gw,c} \cdot DF \cdot H' \cdot \theta_a}{L_d} \quad (12)$$

met: $J_{c,a}$ de contaminantflux in de bodemlucht (mg/m².j)

D_{eff} de effectieve diffusiecoëfficiënt in lucht (m²/j)

L_d de diffusielengte (helft van de diepte van de verontreiniging) (m)

De effectieve diffusiecoëfficiënt in lucht wordt gegeven door de uitdrukking van Millington en Quirk (1961):

$$D_{eff} = \frac{\theta_a^{10/3}}{\theta_s^2} D_a \quad (13)$$

met: D_a de moleculaire diffusiecoëfficiënt in lucht (m²/j) en θ_s de porositeit.

De ondergrens voor de toetsingswaarde, waarbij aangenomen wordt dat de contaminant in het bodemprofiel volledig verdwijnt door uitloging en vervluchtiging binnen de blootstellingsperiode, wordt berekend uit:

$$C_{bc,o} = \frac{(J_{w,c} + J_{a,c}) \cdot BD}{d_f \cdot \rho_b} \quad (14)$$

met: $C_{bc,o}$ de ondergrens van de toetsingswaarde voor een eindige bron (mg/kg ds)

BD de blootstellingsduur (j)

d_f de dikte van het verontreinigd profiel (m)

De methode wijkt af van de door EPA voorgestelde ondergrens, omdat naast uitloging ook uitputting door vervluchtiging mee in rekening wordt gebracht. Er wordt enkel getoetst aan grondwatercriteria en niet aan grenswaarden voor lucht. De uiteindelijk voorgestelde toetsingswaarde C_{bc} (mg/kg ds) wordt gegeven door:

$$C_{bc} = \text{MIN}(C_{bc,b}; \text{MAX}(C_{bc,i}, C_{bc,o})) \quad (15)$$

5.3 Toetsingscriteria voor afleiding van toetsingswaarden

Voor de afleiding van de toetsingswaarden werd in principe uitgegaan van de grondwatersaneringsnormen overeenkomstig het Vlarebo (B.VI.R. 5 maart 1996, B.S. 27 maart 1996 en laatst gewijzigd door het besluit van 14 juni 2002; B.S. 7 augustus 2002). De voorgestelde toetsingswaarden zijn gebaseerd op saneringsnormen die overeenkomen met het niveau waarboven schadelijke

effecten voor de menselijke gezondheid mogelijk zijn. De hier voorgestelde toetsingswaarden zijn geen beschermingsnormen die een goede chemische toestand van het grondwater (zoals bedoeld in Waterdirectieve) garanderen.

Ter vergelijking werden tevens uitloogcriteria berekend uitgaande van de achtergrondwaarden voor grondwater uit Vlarebo en de milieukwaliteitsnormen voor ongewenste of toxische stoffen overeenkomstig de bijlagen van Vlarem II (B.VI.R. 1 juni 1995; B.S. 31 juli 1995, laatst gewijzigd door besluit van 18 januari 2002; B.S. 14 februari 2002). De criteria zijn weergegeven in Tabel 4. De milieukwaliteitsnormen zijn de normen die in het kader van de implementatie van de Waterdirectieve als indicator voor een goede chemische toestand worden gehanteerd. Voor de volledigheid wordt in Tabel 4 een overzicht gegeven van de bestaande normeringskaders voor water dat direct of indirect bestemd is voor menselijke consumptie. Het betreft de drinkwaternormen overeenkomstig het besluit van de Vlaamse Regering houdende vaststelling van een technische reglementering inzake drinkwater (B.VI.R. 15 maart 1989; B.S. 30 mei 1989), de minimale eisen voor de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water dat in voedingsmiddeleninrichting verpakt wordt of dat voor de fabricage en/of het in de handel brengen van voedingsmiddelen wordt gebruikt (K.B. 14 januari 2002; B.S. 19 maart 2002), en de EU-richtlijnen betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water (98/83/EG, 3 november 1998), de normen voor natuurlijk mineraalwater en bronwater (K.B. 8 februari 1999; B.S. 23 april 1999) en de WHO-richtlijnen voor drinkwater (WHO, 1996, 1998).

Stof	Grondwater			Drinkwater			Voeding	
	SN	AW	MKN	Vlaand e- ren	EU	WHO	Bronw a- ter	Voedingsin- dustrie
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
zware metalen en metalloïden								
arseen	20	5	50	50	10	10	50	10
cadmium	5	1	5	5	5	3	5	5
chrom(III)	50	10	50	50	50	50	50	50
koper	100	20	100	100 ^a	2000	2000		2000
kwik	1	0,05	1	1	1	1	1	1
lood	20	5	50	50	10	10	10	10
nikkel	40	10	50	50	20	20	20	20
zink	500	60	100	200 ^a				
organische verbindingen								
benzeen	10	0,5 ^c			1	10		1
ethylbenzeen	300	0,5 ^c				700		
tolueen	700	0,5 ^c				500		
xylenen	500	0,5 ^c				500		
styreen	20	0,5 ^c				20		
1,2,3-trimethylbenzeen	150	1 ^c						
1,2,4-trimethylbenzeen	150	1 ^c						
1,3,5-trimethylbenzeen	150	1 ^c						
hexaan	180	1 ^c						
heptaan	3000	1 ^c						
octaan	600	1 ^c						
minerale olie	500	100 ^c						

Stof	Grondwater			Drinkwater			Voeding	
	SN	AW	MKN	Vlaand e-ren	EU	WHO	Bronw a-ter	Voedingsin- dustrie
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
MTBE	300	1 ^c						
PAKS								
acenafteen	180	0,02 ^c						
acenaftyleen	70	0,02 ^c						
antraceen	75	0,02 ^c						
benzo(a)antraceen	7	0,02 ^c						
benzo(a)pyreen	0,7	0,02 ^c	0,2	0,2	0,01	0,7	0,1	0,01
benzo(b)fluoranteen	1,2	0,02 ^c	0,2	0,2	0,1		0,1	0,1
benzo(g,h,i)peryleen	0,26	0,02 ^c	0,2	0,2			0,1	
benzo(k)fluoranteen	0,76	0,02 ^c	0,2	0,2			0,1	
chryseen	1,5	0,02 ^c						
dibenz(a,h)antraceen	0,5	0,02 ^c						
fenantreen	120	0,02 ^c						
fluoranteen	4	0,02 ^c	0,2	0,2			0,1	
fluoreen	120	0,02 ^c						
indeno(1,2,3- cd)pyreen	0,1	0,02 ^c	0,2	0,2			0,1	
naftaleen	60	0,02 ^c						
pyreen	90	0,02 ^c						
gechloreerde solventen								
1,1,1-trichloorethaan	500	1 ^c				2000		
1,1,2-trichloorethaan	12	1 ^c						
1,1-dichloorethaan	330	1 ^c						
1,2-dichloorbenzeen	1000	0,5 ^c				1000		
1,2-dichloorethaan	30	0,5 ^c			3	30		3
1,3-dichloorbenzeen	1000	0,5 ^c						
1,4-dichloorbenzeen	300	0,5 ^c						
cis-1,2-dichlooretheen	50	1 ^c				50		
dichloormethaan	20	0,5 ^c				20		
hexachloorbenzeen	1	0,1 ^c						
monochloorbenzeen	300	0,5 ^c				300		
pentachloorbenzeen	2,4	0,1 ^c						
tetrachloorbenzeen	9	0,1 ^c						
tetrachlooretheen	40	0,5 ^c			10	40		10
tetrachloormethaan	2	0,5 ^c						
trans-1,2- dichlooretheen	50	1 ^c						
trichloorbenzeen	20	0,5 ^c						
trichlooretheen	70	0,5 ^c				70		
trichloormethaan	200	0,5 ^c						
vinylchloride	5	0,5 ^c			0,5	5		0,5
chloorfenolen								
2-chloorfenol	15	0,00						

Stof	Grondwater			Drinkwater			Voeding	
	SN	AW	MKN	Vlaand e-ren	EU	WHO	Bronw a-ter	Voedingsin- dustrie
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
		5						
2,4-dichloorfenol	9	0,00						
		5						
2,4,5-dichloorfenol	300	0,00						
		5						
2,3,4,6-tetrachloorfenol	90	0,05						
pentachloorfenol	9	0,05						
cyanides	70	5	50	10	50		50	50

SN is saneringsnorm, AW is achtergrondwaarde, MKN is milieukwaliteitsnorm

^a richtwaarde bij de uitgang van de pomp en/of bereidingsinstallaties en hun toebehoren

^c aantoonbaarheidsgrens

Tabel 4. Toetsingscriteria voor diverse wetgevende kaders inzake grondwater, drinkwater of water gebruikt als bronwater of in de bereiding of verpakking van voedingswaren.

5.4 Parameterwaarden voor het standaardscenario

5.4.1 Standaardterrein

De volgende standaardwaarden voor de terreinparameters werden gebruikt in de berekening van de generische toetsingswaarden:

- Fractie organische koolstof: 0,0116
- Kleigehalte: 10%
- pH: 6
- CEC: 10,8 meq/100g (optioneel)
- Dichtheid: 1,5 kg/l
- Volumetrisch vochtgehalte: 0,2 cm³/cm³
- Volumetrisch luchtgehalte: 0,23 cm³/cm³
- Lengte terrein: 50 m
- Dikte van de onverzadigde zone: 2 m
- Run-off: 0,115 m/j

De fractie organische koolstof, het kleigehalte en het volumetrisch vochtgehalte werden gelijkgesteld aan de parameterwaarden zoals die in het standaardscenario van Vlier-Humaan worden gebruikt. Het volumetrisch luchtgehalte werd berekend uit het verschil tussen de porositeit en het volumetrisch vochtgehalte. De porositeit

werd berekend uit de dichtheid en de soortelijke massa van de bodem (i.c., kwarts $SG=2,65$). De lengte van het terrein die bijdraagt tot de grondwaterverontreiniging, wordt gelijkgesteld aan 50 m. Deze waarde werd onderbouwd met gegevens uit 18 beschrijvende bodemonderzoeken waarbij de oppervlakte van het verontreinigde terrein varieerde tussen enkele m^2 en $5000 m^2$, afhankelijk van het type verontreiniging (K. Touchant, mondelinge mededeling). Een vergelijkbare grootte wordt gehanteerd door EPA (1996) voor de berekening van uitloognormen in de VS (0,5 acre, is ongeveer $2000 m^2$). De pH en de CEC (kationenuitwisselingscapaciteit) werden bepaald op basis van de AARDEWERK databank (Van Orshoven et al., 1993). Een CEC van 10,8 meq/100g is de mediaan voor de A1 en Ap horizonten (toplagen) uit AARDEWERK (n=8637). De CEC is optioneel bij de berekening van de K_d . De mediaanwaarde voor de pH (pH- H_2O) bedroeg 6,2. Omdat in de systematiek van de bepaling van de K_d gebruik werd gemaakt van pH bepalingen in een $CaCl_2$ -extract (Smolders et al., 2000) werd de standaard-pH naar beneden afgerond tot pH 6. Op die manier werd enigszins rekening gehouden met systematische pH verschillen tussen een water- en een $CaCl_2$ -extract.

Bij de afleiding van de toetsingswaarde wordt er principieel van uitgegaan dat er geen bebouwde oppervlakte is, m.a.w. dat de infiltratie maximaal is en gelijk is aan het verschil tussen de neerslag enerzijds en de som van evapotranspiratie en oppervlakkige afvoer anderzijds.

5.4.2 Standaardklimatologie

De volgende standaardwaarden voor de klimatologie werden gebruikt in de berekening van de toetsingswaarde volgens het standaardscenario:

- Temperatuur: 283 K
- Neerslag: 0,780 m/j
- Evapotranspiratie: 0,400 m/j

Hoewel bodemtemperaturen in een korte periode sterk kunnen variëren, wordt aangenomen dat de gemiddelde variaties in bodemtemperatuur overeenkomen met de variaties in omgevingstemperatuur. De jaargemiddelde temperatuur van de laatste 20 jaar (KMI) varieert van 8,9 °C (1985) tot 11,1 °C (1994). De meetreeks komt overeen met een gemiddelde temperatuur van 10 °C.

De gemiddelde neerslag in Vlaanderen bedraagt 780 mm (l/m^2) (data van de laatste 20 jaar schommelen tussen 640 mm (1989) tot 1005 mm (1988)), waarvan in een 'normaal' jaar er 400 mm terug verdamppt. In een normaal jaar wordt de directe oppervlakkige afvoer via de waterlopen begroot op 150 mm. De nuttige neerslag, d.i. die infiltreert en de (freatische) grondwatervoorraad aanvult kan dus geraamd worden op 230 mm/jaar. Feyen et al. (1978) komen voor de gemeenten van de provincie Antwerpen op een jaarlijkse nuttige neerslag tussen 97 en 337 mm/j met een gemiddelde van 227 mm/j. Bij bovenstaande berekeningen werd echter rekening gehouden met de bebouwde oppervlakte, die op ongeveer 15% van de totale oppervlakte wordt begroot. Omdat in de uitwerking van de toetsingswaarden principieel geen rekening gehouden wordt met bebouwde oppervlakte, wordt een beste schatting van de gemiddelde infiltratie begroot op 265 mm/j.

5.4.3 Standaardgrondwater

De volgende standaardwaarden voor het grondwater werden gebruikt in de berekening van de toetsingswaarde volgens het standaardscenario:

- Hydraulische geleidbaarheid: 365 m/j
- Hydraulische gradiënt: 0.001 m/m
- Dikte freatische laag: 30 m

De hydraulische geleidbaarheid van de bovenste watervoerende lagen is ruimtelijk zeer variabel. Gegevens over de hydraulische geleidbaarheid van het moedermateriaal (kwartair) zijn beschikbaar uit lokale en regionale bodem- en grondwaterstudies (Patyn, 1982; Vereecken, 1988; Ferson, 1996). De waarden uit de tabel (Tabel 6) zijn indicatief voor verschillende bodemmaterialen.

Bodemtype	Aantal	Bron	k m/d
leem (A)	7	Vereecken, 1988	1,59
klei (E)	6	Vereecken, 1988	0,49
Zandleem (L)	6	Vereecken, 1988	0,61
lemig zand (S)	2	Vereecken, 1988	0,17
Zware klei (U)	1	Vereecken, 1988	0,58
zand (Z)	9	Vereecken, 1988	1,53
	79	Anoniem	2,05
	26	Ferson et al., 1996	1,60

Tabel 6. Gemiddelde hydraulische geleidbaarheid in het kwartair voor verschillende bodemtypen.

Op basis van bovenstaande data wordt een gemiddelde waarde van 1 m/d of 365 m/j verondersteld voor de verzadigde hydraulische geleidbaarheid in het freatische grondwater. Een hydraulische gradiënt van 0,001 is een goede richtwaarde voor Vlaanderen, maar is in werkelijkheid een functie van het reliëf. De dikte van de freatische laag kan variëren van enkele meters tot enkele tientallen meters. De standaardwaarde wordt in de berekeningen gelijkgesteld aan 30 m.

5.4.4 Verdelingsfactoren

5.4.4.1 Bodem-water verdelingsfactoren

- zware metalen

De verdelingsfactoren voor zware metalen en arseen in Vlaamse bodems (enkel onverzadigde zone) werden bepaald in Smolders et al. (2000). Daarnaast werd in dezelfde studie getracht de relatie te leggen tussen de bodemkenmerken en de K_d . De resultaten van de studie worden samengevat in Tabel 8. Er dient te worden opgemerkt dat de relaties in principe geldig zijn voor een onverzadigde bodem, en niet toepasbaar voor de verzadigde zone. Op het niveau van de toetsingswaarde wordt enkel rekening gehouden met de verdeling in de onverzadigde zone en zijn de regressies zonder meer toepasbaar voor het afleiden van de toetsingswaarde.

De variaties in de gemeten verdelingsfactoren voor Cd, Cr(III), Pb (pH<5,5), Ni en Zn worden in belangrijke mate verklaard door variaties in pH. Voor Cd worden de variaties iets beter verklaard door ook de CEC in rekening te brengen. Variaties in K_d waarden voor Cu werden goed verklaard door variaties in het gehalte organische stof en de pH. De voorgestelde relatie tussen K_d en de totaalconcentratie As werd niet weerhouden, omdat dit in de berekeningen tot een toetsingswaarde ver beneden de achtergrondwaarde leidde. Op basis van de ruwe data uit de studie van Smolders et al. (2000) werd voor As een relatie afgeleid tussen % klei en de K_d . Voor Hg waren te weinig data voor handen om een relatie met bodemkenmerken af te leiden. De K_d van Pb wordt bepaald door neerslagreacties voor pH-waarden hoger dan 5,5 en hoge Pb-concentraties.

Metaal	K_d	Correlatie	Observaties	Bron	Opmerking
As	$\log K_d = 1.68 + 1.26 \log(\% \text{klei})$	$R^2 = 0.49$	13	naar Smolders et al. (2000)	Relatie met As(tot) leidt tot lage K_d en toetsingswaarde onder achtergrondwaarde (0.3 mg.kg^{-1}). Rechtstreekse correlatie tussen totaalconcentratie en poriewaterconcentratie is lager dan correlatie tussen klei en k_d ($R^2 = 0.15$).
Cd	$\log K_d = -0.19 + 0.46 \text{pH}$ $\log K_d = -0.13 + 0.43 \text{pH} + 0.26 \log(\text{CEC})$	$R^2 = 0.73$ $R^2 = 0.79$	23	Smolders et al. (2000)	Optioneel
Cr	$\log K_d = 2.25 + 0.28 \text{pH}$	$R^2 = 0.79$	5	Smolders et al. (2000) de Groot et al. (1998)	Cr(III) Gelijkaardige resultaten
Cu	$\log K_d = 1.34 + 0.85 \log(\% \text{C}) + 0.24 \text{pH}$	$R^2 = 0.81$	19	Smolders et al. (2000)	
Hg	5706 (mediaan)		4	Smolders et al. (2000)	Geen 'Vlaamse' relatie door beperkte dataset Weinig gegevens in literatuur
Pb	$\log K_d = 1.76 + 0.4 \text{pH}$ $\log K_d = -1.64 + 0.48 \text{pH} + \log(\text{Pb}_{\text{tot}})$	$R^2 = 0.92$ theoretisch	5	Smolders et al. (2000)	pH < 5.5 pH > 5.5 en $\log(\text{Pb})_{\text{tot}} < 3.4 - 0.08 \text{pH}$
Ni	$\log K_d = 1.31 + 0.25 \text{pH}$	$R^2 = 0.71$	44	De Groot et al.	Geen 'Vlaamse' relatie door

					(1998) Janssen et al. (1996)	beperkte dataset
Zn	$\log K_d = -1.09 + 0.61\text{pH}$	$R^2 = 0.75$	37		Smolders et al. (2000)	

Tabel 8. Overzicht van de verdelingsfactoren voor zware metalen en arseen voor de onverzadigde bodem (bron: Smolders et al., 2000).

De verdelingsfactoren werden berekend voor standaardwaarden voor pH, CEC en gehalte organische koolstof (zie Tabel 10).

- Organische contaminanten

De bodem-water verdelingsfactoren voor de organische contaminanten werden berekend op basis van vergelijking 3 met als invoer: het standaard gehalte organische koolstof (zie 3.4.1) en de K_{oc} waarden die ook gebruikt werden voor de afleiding van de herziene bodemsaneringsnormen (Tabel 10).

5.4.4.2 Lucht-water verdelingsfactoren

De lucht-water verdelingsfactoren voor de organische contaminanten en Hg werden berekend op basis van vergelijking 4 met als invoer: de standaard bodemtemperatuur en de Henry coëfficiënt (Tabel 10). Er werd gebruik gemaakt van dezelfde parameterwaarden als bij de uitwerking van de (herziene) bodemnormen.

Stof	MW	S	S	K_H	H'	pKa	K_{oc}	K_d
	g/mol	mol/m ³	µg/l	Pa.m ³ /mol	-		l/kg	l/kg
zware metalen en metalloïden								
arsen	74,9	1,33E+00	9,96E+04	0,00E+00	0,00E+00	nvt	nvt	8,71E+02
cadmium	112,4	9,00E-01	1,01E+05	0,00E+00	0,00E+00	nvt	nvt	5,23E+02
chrom(III)	52	1,90E+00	9,88E+04	0,00E+00	0,00E+00	nvt	nvt	8,51E+03
koper	63,5	1,60E+00	1,02E+05	0,00E+00	0,00E+00	nvt	nvt	6,84E+02
kwik	200,6	2,90E+01	5,82E+06	5,52E-03	1,84E-06	nvt	nvt	5,71E+03
lood	207,2	1,00E-01	2,07E+04	0,00E+00	0,00E+00	nvt	nvt	1,45E+04
nikkel	58,7	1,70E+00	9,98E+04	0,00E+00	0,00E+00	nvt	nvt	6,46E+02
zink	65,4	1,50E+00	9,81E+04	0,00E+00	0,00E+00	nvt	nvt	3,72E+02
Organische verbindingen								
benzeen	78,11	2,27E+01	1,78E+06	5,52E+02	1,64E-01	nvt	7,94E+01	9,21E-01
ethylbenzeen	106,2	1,55E+00	1,65E+05	7,88E+02	2,34E-01	nvt	2,00E+02	2,31E+00

Stof	MW	S	S	K_H	H'	pKa	K_{oc}	K_d
	g/mol	mol/m ³	µg/l	Pa.m ³ /mo l	-		l/kg	l/kg
tolueen	92,13	5,68E+00	5,23E+05	6,55E+02	1,94E-01	nvt	1,32E+02	1,53E+00
o-xyleen	106,2	1,75E+00	1,86E+05	5,48E+02	1,62E-01	nvt	1,41E+02	1,64E+00
m-xyleen	106,2	1,56E+00	1,66E+05	7,10E+02	2,11E-01	nvt	1,95E+02	2,26E+00
p-xyleen	106,2	1,69E+00	1,79E+05	7,13E+02	2,11E-01	nvt	2,95E+02	3,42E+00
styreen	104,51	2,60E+00	2,72E+05	2,71E+02	8,04E-02	nvt	7,24E+02	8,40E+00
1,2,3-trimethylbenzeen	120,2	6,74E+01	8,10E+06	4,01E+02	1,19E-01	nvt	6,87E+02	7,99E+00
1,2,4-trimethylbenzeen	120,2	6,22E+01	7,48E+06	6,31E+02	1,87E-01	nvt	1,28E+03	1,49E+01
1,3,5-trimethylbenzeen	120,2	6,76E+01	8,13E+06	7,74E+02	2,29E-01	nvt	6,80E+02	7,91E+00
hexaan	86	1,10E-01	9,46E+03	1,45E+05	4,86E+01	nvt	8,90E+02	1,03E+01
heptaan	100	3,00E-02	3,00E+03	1,57E+05	5,24E+01	nvt	3,42E+03	3,97E+01
octaan	114	5,79E-03	6,60E+02	2,54E+05	8,49E+01	nvt	1,13E+04	1,31E+02
MTBE	88,15	476,4606	4,20E+07	4,38E+01	1,46E-02	nvt	6,70E+00	7,77E-02
PAKS						nvt		
acenafteen	154	2,55E-02	3,93E+03	1,48E+01	4,39E-03	nvt	1,78E+04	2,06E+02
acenaftyleen	152	1,06E-01	1,61E+04	1,14E+00	3,38E-04	nvt	6,17E+03	7,15E+01
antraceen	178	4,21E-04	7,50E+01	7,30E+01	2,75E-02	nvt	3,89E+05	4,51E+03
benzo(a)antraceen	228	4,39E-05	1,00E+01	8,13E-01	2,41E-04	nvt	1,10E+06	1,27E+04
benzo(a)pyreen	252	1,19E-05	3,00E+00	3,40E-02	1,01E-05	nvt	2,04E+06	2,37E+04
benzo(b)fluoranteen	252	4,76E-06	1,20E+00	5,10E-02	1,51E-05	nvt	5,42E+05	6,28E+03
benzo(g,h,i)peryleen	276	9,42E-07	2,60E-01	2,70E-02	9,03E-06	nvt	4,11E+05	4,77E+03
benzo(k)fluoranteen	252	3,02E-06	7,60E-01	4,40E-02	1,47E-05	nvt	4,57E+05	5,30E+03
chryseen	228	6,58E-06	1,50E+00	3,95E-02	1,32E-05	nvt	5,25E+05	6,09E+03
dibenz(a,h)antraceen	278	1,80E-06	5,00E-01	7,00E-03	2,08E-06	nvt	2,04E+06	2,37E+04
fenantreen	178	8,99E-03	1,60E+03	3,98E+00	1,18E-03	nvt	4,07E+04	4,73E+02
fluoranteen	202	1,31E-03	2,65E+02	6,50E-01	2,17E-04	nvt	1,62E+05	1,88E+03
fluoreen	166	1,19E-02	1,98E+03	1,01E+01	2,99E-03	nvt	2,45E+04	2,85E+02
indeno(1,2,3-cd)pyreen	276	3,62E-07	1,00E-01	2,90E-02	9,70E-06	nvt	1,11E+07	1,28E+05
naftaleen	128	2,34E+01	3,00E+06	4,89E+01	1,45E-02	nvt	1,48E+03	1,72E+01
pyreen	202	6,68E-04	1,35E+02	1,10E+00	3,26E-04	nvt	7,59E+04	8,80E+02

Stof	MW	S	S	K _H	H'	pKa	K _{oc}	K _d
	g/mol	mol/m ³	µg/l	Pa.m ³ /mo l	-		l/kg	l/kg
Gechloreerde solventen						nvt		
1,1,1-trichloorethaan	133,41	7,67E+00	1,02E+06	7,26E+02	2,43E-01	nvt	1,02E+02	1,19E+00
1,1,2-trichloorethaan	133,41	3,33E+01	4,44E+06	8,00E+01	2,67E-02	nvt	6,31E+01	7,32E-01
1,1-dichloorethaan	98,96	5,46E+01	5,40E+06	2,49E+02	8,32E-02	nvt	3,55E+01	4,12E-01
1,2-dichloorbenzeen	147	9,50E-01	1,40E+05	2,11E+02	7,04E-02	nvt	5,17E+02	6,00E+00
1,2-dichloorethaan	98,97	8,68E+01	8,59E+06	9,82E+01	3,28E-02	nvt	2,60E+01	3,02E-01
1,3-dichloorbenzeen	147	8,80E-01	1,29E+05	2,27E+02	6,74E-02	nvt	9,86E+02	1,14E+01
1,4-dichloorbenzeen	147	3,30E-01	4,85E+04	2,42E+02	7,72E-02	nvt	4,89E+02	5,67E+00
cis-1,2-dichlooretheen	96,95	8,25E+00	8,00E+05	2,26E+02	7,56E-02	nvt	4,68E+01	5,43E-01
dichloormethaan	85	2,34E+02	1,99E+07	1,16E+02	3,88E-02	nvt	2,30E+01	2,67E-01
hexachloorbenzeen	284,79	4,00E-05	1,14E+01	4,75E+01	1,59E-02	nvt	4,93E+04	5,72E+02
monochloorbenzeen	112,6	4,44E+00	5,00E+05	2,64E+02	8,83E-02	nvt	1,73E+02	2,01E+00
pentachloorbenzeen	250,3	2,24E-03	5,61E+02	5,94E+01	1,76E-02	nvt	6,37E+04	7,39E+02
tetrachloorbenzeen	215,9	1,62E-02	3,50E+03	3,30E+01	1,05E-02	nvt	1,64E+04	1,90E+02
tetrachlooretheen	165,8	9,10E-01	1,51E+05	7,33E+02	2,45E-01	nvt	2,64E+02	3,06E+00
tetrachloormethaan	154	5,19E+00	7,99E+05	1,35E+03	4,51E-01	nvt	1,64E+02	1,90E+00
trans-1,2-dichlooretheen	96,95	6,19E+00	6,00E+05	4,49E+02	1,50E-01	nvt	4,79E+01	5,55E-01
trichloorbenzeen	181,5	1,05E-01	1,91E+04	1,78E+02	5,67E-02	nvt	1,56E+03	1,81E+01
trichlooretheen	131,5	1,07E+01	1,41E+06	4,19E+02	1,40E-01	nvt	8,70E+01	1,01E+00
trichloormethaan	119,39	6,79E+01	8,10E+06	2,96E+02	9,89E-02	nvt	6,80E+01	7,89E-01
vinylchloride	62,5	1,79E+01	1,12E+06	1,86E+04	6,23E+00	nvt	1,20E+01	1,39E-01
Chloorfenolen								
2-chloorfenol	128,56	1,45E+02	1,86E+07	2,03E+00	6,03E-04	8,47E+00	8,32E+02	9,64E+00
2,4-dichloorfenol	163,01	2,99E+01	4,87E+06	8,54E-01	2,53E-04	7,90E+00	6,61E+02	7,59E+00
2,4,5-dichloorfenol	197,45	5,47E+00	1,08E+06	8,72E-01	2,59E-04	6,98E+00	1,58E+03	1,67E+01
2,3,4,6-tetrachloorfenol	231,89	6,64E-01	1,54E+05	9,64E-01	2,86E-04	5,40E+00	2,69E+03	6,28E+00
pentachloorfenol	266,34	6,46E-02	1,72E+04	1,39E+00	4,13E-04	4,90E+00	1,17E+04	1,01E+01
Cyanides	26	3,85E+04	1,00E+09	5,17E+03	1,73E+00		1,07E+03	1,16E+01

nvt= niet van toepassing

Tabel 10: Fysico-chemische parameters: molecuulair gewicht (MW), oplosbaarheid (S), Henry coëfficiënt (K_H), dimensieloze Henry coëfficiënt (H'), organische koolstof-water verdelingscoëfficiënt (K_{oc}) en berekende K_d .

5.5 Toetsingswaarden voor het standaardscenario

5.5.1 Standaard verdunningsfactor

Op basis van vergelijkingen 7 en 8 kan voor het standaardscenario een standaardverdunningsfactor berekend worden. De standaard verdunningsfactor DF bedraagt 1,73 wanneer de achtergrondconcentratie gelijk is aan nul (bv. organische verbindingen). De DF voor zware metalen is afhankelijk van de achtergrondconcentratie en varieert tussen 1,54 en 1,69. Indien rekening gehouden wordt met de onzekerheid op de modelparameters die de verdunning bepalen (infiltratie, lengte terrein, hydraulische geleidbaarheid, hydraulische gradiënt, dikte aquifer), wordt een mediaanwaarde van 3,2 voor de verdunningsfactor bekomen. De standaard verdunningsfactor van 1,73 komt overeen met het 10-percentiel van de verdeling en kan bijgevolg beschouwd worden als een conservatieve schatting van de verdunning. Ter vergelijking werd de toetsingswaarde op basis van dilutiefactor 3,2 ook berekend.

Deze verdunningsfactor is vele malen kleiner dan de verdunningsfactor van 20 die door de EPA wordt voorgesteld voor een site van 2000 m². De EPA verdunningsfactor (DAF, dilution attenuation factor) is het geometrisch gemiddelde van de DF berekend a.h.v. van Monte-Carlo simulaties met het dilutiemodel waarbij parameters van 300 sites in de VS (API's hydrogeologische databank en EPA Superfund databanken).

5.5.2 Toetsingswaarden

De toetsingswaarden, berekend zoals hierboven, worden gegeven in Tabel 12.

	<i>Toetsingswaarden voor uitloging</i>				<i>Bodemsaneringsnormen</i>					
	<i>Op basis van</i>		<i>Op basis van</i>		<i>Op basis van</i>		<i>Saneringsnorm I/II</i>	<i>Saneringsnorm V</i>	<i>Achtergrondwaarde</i>	<i>Milieukwaliteitsnorm</i>
	<i>saneringsnorm</i>		<i>achtergrondwaarde</i>		<i>milieukwaliteitsnorm</i>					
	<i>grondwater</i>		<i>grondwater</i>		<i>grondwater</i>					
	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>
<i>verdunningsfactor</i>	1,73	3,20	1,73	3,20	1,73	3,20				
zware metalen en arseen										
<i>arsen</i>	27	53	4,4	11	72	136	45	300	19	19
<i>cadmium</i>	2,9	8,0	0,4	1,3	2,9	8,0	2	30	0,8	0,8
<i>chrom</i>	673	1300	85	211	673	1300	130	800	37	37
<i>koper</i>	108	209	14	34	108	209	200	800	17	17
<i>kwik</i>	9,6	18	0,3	0,7	9,6	18	10	30	0,55	0,55
<i>lood</i>	537	873	87	179	1437	2260	200	2500	40	40
<i>nikkel</i>	40	78	6,5	16	51	99	100	700	9	9
<i>zink</i>	305	579	22	55	48	103	600	3000	62	62
organische verbindingen										
<i>benzeen</i>	0,019	0,03	0,001	0,002			0,5	1	0,1 ^a	0,1 ^a
<i>ethylbenzeen</i>	1,3	2,39	0,002	0,004			5	200	0,1 ^a	0,1 ^a
<i>tolueen</i>	2,1	3,80	0,001	0,003			1,5	70	0,1 ^a	0,1 ^a
<i>xylenen</i>	2,1	3,89	0,002	0,004			3,5	190	0,1 ^a	0,1 ^a

	<i>Toetsingswaarden voor uitloging</i>				<i>Bodemsaneringsnormen</i>					
	<i>Op basis van</i>		<i>Op basis van</i>		<i>Op basis van</i>		<i>Saneringsnorm I/II</i>	<i>Saneringsnorm V</i>	<i>Achtergrond- waarde</i>	<i>Milieukwaliteits- norm</i>
	<i>saneringsnorm</i>		<i>achtergrondwaarde</i>		<i>milieukwaliteitsnorm</i>					
	<i>grondwater</i>		<i>grondwater</i>		<i>grondwater</i>					
<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	
<i>styreen</i>	<i>0,30</i>	<i>0,55</i>	<i>0,007</i>	<i>0,014</i>			<i>0,5</i>	<i>13</i>	<i>0,1^a</i>	<i>0,1^a</i>
<i>1,2,3-trimethylbenzeen</i>	<i>2,1</i>	<i>3,91</i>	<i>0,014</i>	<i>0,026</i>						
<i>1,2,4-trimethylbenzeen</i>	<i>3,9</i>	<i>7,22</i>	<i>0,026</i>	<i>0,048</i>						
<i>1,3,5-trimethylbenzeen</i>	<i>2,09</i>	<i>3,88</i>	<i>0,014</i>	<i>0,026</i>						
<i>hexaan</i>	<i>5,6</i>	<i>10,4</i>	<i>0,031</i>	<i>0,058</i>			<i>1</i>	<i>10</i>	<i>0,5^a</i>	<i>0,5^a</i>
<i>heptaan</i>	<i>144</i>	<i>144</i>	<i>0,083</i>	<i>0,154</i>			<i>25</i>	<i>25</i>	<i>0,5^a</i>	<i>0,5^a</i>
<i>octaan</i>	<i>87</i>	<i>87</i>	<i>0,250</i>	<i>0,464</i>			<i>75</i>	<i>90</i>	<i>0,5^a</i>	<i>0,5^a</i>
<i>minerale olie</i>							<i>100</i>	<i>1500</i>	<i>50^a</i>	<i>50</i>
<i>MTBE</i>	<i>0,11</i>	<i>0,2</i>	<i>0,0004</i>	<i>0,001</i>			<i>2</i>	<i>140</i>	<i>0,02^a</i>	
PAKS										
<i>acenafteen</i>	<i>64,3</i>	<i>119</i>	<i>0,007</i>	<i>0,013</i>			<i>9</i>	<i>210</i>	<i>0,2</i>	
<i>acenaftyleen</i>	<i>8,7</i>	<i>16,1</i>	<i>0,002</i>	<i>0,005</i>			<i>1</i>	<i>40</i>	<i>0,2</i>	
<i>antraceen</i>	<i>339</i>	<i>339</i>	<i>0,156</i>	<i>0,290</i>			<i>3</i>	<i>4690</i>	<i>0,1</i>	<i>0,01</i>
<i>benzo(a)antraceen</i>	<i>89,3</i>	<i>89,3</i>	<i>0,440</i>	<i>0,816</i>			<i>5</i>	<i>30</i>	<i>0,06</i>	<i>0,06</i>
<i>benzo(a)pyreen</i>	<i>28,7</i>	<i>53,2</i>	<i>0,820</i>	<i>1,520</i>	<i>8,2</i>	<i>15</i>	<i>0,5</i>	<i>3</i>	<i>0,1</i>	<i>0,1</i>
<i>benzo(b)fluoranteen</i>	<i>7,6</i>	<i>7,6</i>	<i>0,217</i>	<i>0,403</i>	<i>2,2</i>	<i>4,0</i>	<i>2</i>	<i>30</i>	<i>0,2</i>	<i>0,2</i>

	<i>Toetsingswaarden voor uitloging</i>				<i>Bodemsaneringsnormen</i>					
	<i>Op basis van</i>		<i>Op basis van</i>		<i>Op basis van</i>		<i>Saneringsnorm I/II</i>	<i>Saneringsnorm V</i>	<i>Achtergrondwaarde</i>	<i>Milieukwaliteitsnorm</i>
	<i>saneringsnorm</i>		<i>achtergrondwaarde</i>		<i>milieukwaliteitsnorm</i>					
	<i>grondwater</i>		<i>grondwater</i>		<i>grondwater</i>					
	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	
<i>benzo(g,h,i)peryleen</i>	1,2	1,2	0,165	0,306	1,2	1,2	160	4690	0,1	0,1
<i>benzo(k)fluoranteen</i>	4,0	4,0	0,183	0,340	1,8	3,4	1	30	0,2	0,2
<i>chryseen</i>	9,2	9,2	0,211	0,391			10	320	0,15	0,15
<i>dibenz(a,h)antraceen</i>	11,9	11,9	0,820	1,520			0,5	3	0,1	
<i>fenantreen</i>	98,1	182	0,016	0,030			60	1650	0,08	0,08
<i>fluoranteen</i>	13,0	24,1	0,065	0,121	0,7	1,2	20	270	0,2	0,2
<i>fluoreen</i>	59,1	110	0,010	0,018			45	4690	0,1	
<i>indeno(1,2,3-cd)pyreen</i>	12,9	12,9	4,440	8,234	12,9	12,9	1	30	0,1	0,1
<i>naftaleen</i>	1,8	3,3	0,001	0,001			1,5	160	0,1	0,005
<i>pyreen</i>	79,4	79,4	0,030	0,056			125	3150	0,1	
<i>gechloreerde solventen</i>										
<i>1,1,1-trichloorethaan</i>	1,2	2,2	0,002	0,004			10	300	0,02 ^a	
<i>1,1,2-trichloorethaan</i>	0,018	0,03	0,002	0,003			0,2	1	0,02 ^a	
<i>1,1-dichloorethaan</i>	0,32	0,59	0,001	0,002			2	95	0,02 ^a	
<i>1,2-dichloorbenzeen</i>	10,6	19,7	0,005	0,010			35	690	0,02 ^a	

	<i>Toetsingswaarden voor uitloging</i>				<i>Bodemsaneringsnormen</i>			
	<i>Op basis van</i>		<i>Op basis van</i>		<i>Op basis van</i>			
	<i>saneringsnorm</i>		<i>achtergrondwaarde</i>		<i>milieukwaliteitsnorm</i>		<i>Saneringsnorm</i>	<i>Saneringsnorm</i>
	<i>grondwater</i>		<i>grondwater</i>		<i>grondwater</i>		<i>I/II</i>	<i>V</i>
	<i>mg/kg ds</i>		<i>mg/kg ds</i>		<i>mg/kg ds</i>		<i>Achtergrond- waarde</i>	<i>Milieukwaliteits- norm</i>
	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>
<i>1,2-dichloorethaan</i>	<i>0,023</i>	<i>0,04</i>	<i>0,000</i>	<i>0,001</i>	<i>0,035</i>	<i>4</i>	<i>0,02^a</i>	
<i>1,3-dichloorbenzeen</i>	<i>20,1</i>	<i>37,2</i>	<i>0,010</i>	<i>0,019</i>	<i>40</i>	<i>1260</i>	<i>0,02^a</i>	
<i>1,4-dichloorbenzeen</i>	<i>3,0</i>	<i>5,6</i>	<i>0,005</i>	<i>0,009</i>	<i>4</i>	<i>190</i>	<i>0,02^a</i>	
<i>cis-1,2-dichlooretheen</i>	<i>0,06</i>	<i>0,11</i>	<i>0,001</i>	<i>0,002</i>	<i>0,4</i>	<i>33</i>	<i>0,02^a</i>	
<i>dichloormethaan</i>	<i>0,014</i>	<i>0,03</i>	<i>0,000</i>	<i>0,001</i>	<i>0,13</i>	<i>3,5</i>	<i>0,02^a</i>	
<i>hexachloorbenzeen</i>	<i>0,99</i>	<i>1,8</i>	<i>0,099</i>	<i>0,183</i>	<i>0,05</i>	<i>55</i>	<i>0,02^a</i>	
<i>monochloorbenzeen</i>	<i>1,1</i>	<i>2,1</i>	<i>0,002</i>	<i>0,003</i>	<i>2,5</i>	<i>40</i>	<i>0,02^a</i>	
<i>pentachloorbenzeen</i>	<i>3,1</i>	<i>5,7</i>	<i>0,128</i>	<i>0,237</i>	<i>0,5</i>	<i>385</i>	<i>0,02^a</i>	
<i>tetrachloorbenzeen</i>	<i>3,0</i>	<i>5,5</i>	<i>0,033</i>	<i>0,061</i>	<i>0,1</i>	<i>275</i>	<i>0,02^a</i>	
<i>tetrachlooretheen</i>	<i>0,22</i>	<i>0,41</i>	<i>0,003</i>	<i>0,005</i>	<i>0,7</i>	<i>35</i>	<i>0,02^a</i>	
<i>tetrachloormethaan</i>	<i>0,007</i>	<i>0,01</i>	<i>0,002</i>	<i>0,003</i>	<i>0,02</i>	<i>1</i>	<i>0,02^a</i>	
<i>trans-1,2-dichlooretheen</i>	<i>0,06</i>	<i>0,11</i>	<i>0,001</i>	<i>0,002</i>	<i>0,4</i>		<i>0,02^a</i>	
<i>trichloorbenzeen</i>	<i>0,63</i>	<i>1,2</i>	<i>0,016</i>	<i>0,029</i>	<i>0,5</i>	<i>80</i>	<i>0,02^a</i>	
<i>trichlooretheen</i>	<i>0,14</i>	<i>0,26</i>	<i>0,001</i>	<i>0,002</i>	<i>0,65</i>	<i>10</i>	<i>0,02^a</i>	
<i>trichloormethaan</i>	<i>0,32</i>	<i>0,60</i>	<i>0,001</i>	<i>0,002</i>	<i>0,02</i>	<i>0,55</i>	<i>0,02^a</i>	

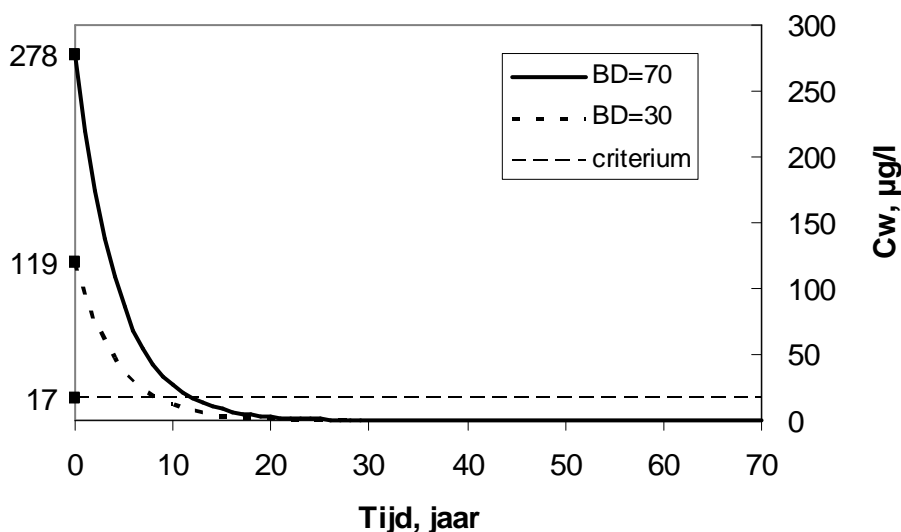
	<i>Toetsingswaarden voor uitloging</i>				<i>Bodemsaneringsnormen</i>				
	<i>Op basis van</i>		<i>Op basis van</i>		<i>Op basis van</i>				
	<i>saneringsnorm</i>		<i>achtergrondwaarde</i>		<i>milieukwaliteitsnorm</i>		<i>Saneringsnorm</i>	<i>Saneringsnorm</i>	
	<i>grondwater</i>		<i>grondwater</i>		<i>grondwater</i>		<i>I/II</i>	<i>V</i>	
	<i>mg/kg ds</i>		<i>mg/kg ds</i>		<i>mg/kg ds</i>		<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>	
<i>vinylchloride</i>	0,01	0,02	0,001	0,002			0,02	0,35	0,02 ^a
chloorfenolen									
<i>2-chloorfenol</i>	0,25	0,47	0,0001	0,0002					
<i>2,4-dichloorfenol</i>	0,12	0,22	0,0001	0,0001					
<i>2,4,5-dichloorfenol</i>	8,7	16,2	0,0001	0,0003					
<i>2,3,4,6-tetrachloorfenol</i>	1,0	1,8	0,0006	0,0010					
<i>pentachloorfenol</i>	0,16	0,29	0,0009	0,0016					
vrije cyanides	1,5	2,7	0,104	0,193	1,5	2,7	5	110	1

a aantoonbaarheidsgrens

Tabel 12. Niet-bijgestelde toetsingswaarden voor uitloging en bodemsaneringsnormen voor een standaardbodem.

5.5.2.1 Bijstelling op basis van vervluchtiging

De toetsingswaarden voor BTEX en styreen, MTBE, en 1,1,1-trichloorethaan, 1,1,2-trichloorethaan, 1,1-dichloorethaan, 1,2-dichloorethaan, cis-1,2-dichlooretheen, dichloormethaan, tetrachlooretheen, tetrachloormethaan, trans-1,2-dichlooretheen, trichlooretheen, trichloormethaan, vinylchloride en cyanides dienen te worden begrensd omdat ze uitputten door vervluchtiging binnen een blootstellingsperiode van 30 jaar. M.a.w., er wordt verondersteld dat een constante concentratie (17 µg/l), die overeenkomt met het toxicologisch criterium (10 µg/l, gelijk aan de BSN voor grondwater), gedurende 30 jaar uit de onverzadigde zone lekt waarna de bron stopt (eindige bron: zie Figuur 4). In realiteit verdwijnt de stof, benzeen in Figuur 4, echter vlugger uit het profiel. De toetsingswaarde kan voorgesteld worden door de initiële concentratie die bepaald wordt door de totale dosis voor het realistische scenario (oppervlak onder de kromme in Figuur 4) gelijk te stellen aan de totale dosis voor het scenario met een constante bron (oppervlak onder horizontale stippellijn in Figuur 4). Er kan mathematisch aangetoond worden dat deze werkwijze equivalent is aan Vergelijking 14. Dit levert voor een blootstellingsperiode van 30 en 70 jaar, voor benzeen een toetsingswaarde die overeenkomt met een bodemwaterconcentratie van 119 µg/l (0,12 mg/kg ds) en 278 µg/l (0,3 mg/kg) op. De werkwijze impliceert dat gedurende een bepaalde periode een concentratie wordt aanvaard die boven de BSN voor grondwater ligt. Deze periode bedraagt 12 en 8 jaar voor een totale blootstellingsduur van 70 en 30 jaar respectievelijk.



Figuur 4: Grafische voorstelling van de berekening van de toetsingswaarde voor benzeen (BD= blootstellingsduur). De maximale bodemwaterconcentratie van 17 µg/l komt overeen met het product van de grondwatersaneringsnorm (10 µg/l) met de DF (1,7).

5.5.2.2 Bijstelling op basis van toxicologie (zie bijlage B)

Binnen de huidige normering en binnen dit project is het niet mogelijk om de beperking van kortdurende pieken uit te voeren vanuit de toxicologie van elke stof afzonderlijk. Daarom wordt geopteerd voor een pragmatische aanpak:

- voor stoffen met carcinogene werking wordt geen extra voorwaarde ingebouwd (tenzij ook informatie over niet-carcinogene effecten beschikbaar is);
- voor stoffen met niet-carcinogene werking wordt als extra voorwaarde gesteld dat de gemiddelde concentratie over een periode van 7 jaar niet hoger mag zijn dan de concentratie equivalent met 100 % TDI bij verbruik van 2l/d en een lichaamsgewicht van 60kg; indien de huidige achtergrondblootstelling van de bevolking via andere bronnen een significant aandeel van de TDI zou invullen, dan moet hiermee rekening gehouden worden (i.e. reële achtergrondblootstelling wordt in mindering gebracht).

In Tabel 14 zijn de overeenkomstige concentraties opgenomen.

<i>stof</i>	<i>saneringsnorm grondwater (µg/l)</i>	<i>TDI (µg/kg.d)</i>	<i>100 % TDI (µg/l)</i>	<i>oplosbaarheid (µg/l)</i>
<i>benzeen</i>	<i>n.v.t.</i>	<i>n.v.t.</i>	<i>n.v.t.</i>	<i>n.v.t.</i>
<i>ethylbenzeen</i>	<i>300</i>	<i>97,1</i>	<i>2900</i>	<i>1,65^E+05</i>
<i>tolueen</i>	<i>700</i>	<i>223</i>	<i>6700</i>	<i>5,23^E+05</i>
<i>xylenen</i>	<i>500</i>	<i>179</i>	<i>5370</i>	<i>1,70^E+05</i>
<i>styreen</i>	<i>20</i>	<i>7,7</i>	<i>200</i>	<i>2,72^E+05</i>
<i>MTBE</i>	<i>300</i>	<i>100</i>	<i>3000</i>	<i>4,20^E+07</i>
<i>1,1,1-trichloorethaan</i>	<i>500</i>	<i>580</i>	<i>17400</i>	<i>1,02^E+06</i>
<i>1,1,2-trichloorethaan</i>	<i>12</i>	<i>4</i>	<i>120</i>	<i>4,44^E+06</i>
<i>1,1-dichloorethaan</i>	<i>330</i>	<i>80</i>	<i>2400</i>	<i>5,40^E+06</i>
<i>1,2-dichloorbenzeen</i>	<i>1000</i>	<i>429</i>	<i>12870</i>	<i>1,40^E+05</i>
<i>1,2-dichloorethaan</i>	<i>n.v.t.</i>	<i>n.v.t.</i>	<i>n.v.t.</i>	<i>n.v.t.</i>
<i>1,4-dichloorbenzeen</i>	<i>300</i>	<i>107</i>	<i>3210</i>	<i>4,85^E+04</i>
<i>cis-1,2-dichlooretheen</i>	<i>50</i>	<i>17</i>	<i>510</i>	<i>8,00^E+05</i>
<i>dichloormethaan</i>	<i>20</i>	<i>6</i>	<i>180</i>	<i>1,99^E+07</i>
<i>monochloorbenzeen</i>	<i>300</i>	<i>85,7</i>	<i>2570</i>	<i>5,00^E+05</i>
<i>tetrachlooretheen</i>	<i>40</i>	<i>14</i>	<i>420</i>	<i>1,51^E+05</i>
<i>tetrachloormethaan</i>	<i>2</i>	<i>0,714</i>	<i>21</i>	<i>7,99^E+05</i>
<i>trans-1,2-dichlooretheen</i>	<i>50</i>	<i>17</i>	<i>510</i>	<i>6,00^E+05</i>

<i>stof</i>	<i>saneringsnorm grondwater (µg/l)</i>	<i>TDI (µg/kg.d)</i>	<i>100 % TDI (µg/l)</i>	<i>oplosbaarheid (µg/l)</i>
<i>trichlooretheen</i>	70	23,8	714	1,41 ^E +06
<i>vinylchloride</i>	<i>n.v.t.</i>	<i>n.v.t.</i>	<i>n.v.t.</i>	<i>n.v.t.</i>
<i>vrije cyanides</i>	70	12	360	1,00 ^F +09

n.v.t.: niet van toepassing omdat stoffen carcinogeen zijn

Tabel 14. Saneringsnorm voor grondwater, TDI en concentratie overeenkomend met 100 % TDI.

De gestelde voorwaarde omtrent piekconcentraties wijzigt nauwelijks omdat – zoals ook uit de formule kan gezien worden – de verhoging van de toegestane concentratie compenseert met de gereduceerde blootstellingsduur. Het verschil tussen de saneringsnorm en de toegestane piekconcentraties bedraagt voor de meeste stoffen een factor 10 (uitzonderingen 1,1,1-trichloorethaan, 1,1-dichloorethaan en vrije cyanides); de reductie in blootstellingsduur bedraagt een factor 10 (van 70 jaar naar 7 jaar). Voor die stoffen waar het verschil in bodemsaneringsnorm en de concentratie overeenstemmend met 100 % van de TDI (toegestane piekconcentratie) minder dan een factor 10 bedraagt, zal de voorwaarde voor piekconcentraties leiden tot een verlaging van de toetsingswaarde (zie Tabel 16).

<i>stof</i>	<i>toetsingswaarde (na bijstelling vervluchtiging)</i>	<i>toetsingswaarde eindig voor piekblootstelling</i>
	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>
<i>benzeen</i>	0,3	<i>n.v.t.</i>
<i>ethylbenzeen</i>	9	9,12
<i>tolueen</i>	21	20,2
<i>xylenen</i>	14	15,4
<i>styreen</i>	0,4	0,356
<i>MTBE</i>	3,7	3,71
<i>1,1,1-trichloorethaan</i>	17	58,3
<i>1,1,2-trichloorethaan</i>	0,2	0,16
<i>1,1-dichloorethaan</i>	7,1	<u>5,15</u>
<i>1,2-dichloorbenzeen</i>	17	21,8

<i>stof</i>	<i>toetsingswaarde (na bijstelling voor vervluchtiging)</i>	<i>toetsingswaarde eindig voor piekblootstelling</i>
	<i>mg/kg ds</i>	<i>mg/kg ds</i>
<i>1,2-dichloorethaan</i>	<i>0,4</i>	<i>n.v.t.</i>
<i>1,4-dichloorbenzeen</i>	<i>5,3</i>	<i>5,65</i>
<i>cis-1,2-dichlooretheen</i>	<i>1,0</i>	<i>0,97</i>
<i>dichloormethaan</i>	<i>0,3</i>	<i>0,27</i>
<i>monochloorbenzeen</i>	<i>5,9</i>	<i>5,1</i>
<i>tetrachlooretheen</i>	<i>1,3</i>	<i>1,3</i>
<i>tetrachloormethaan</i>	<i>0,1</i>	<i>0,1</i>
<i>trans-1,2-dichlooretheen</i>	<i>1,4</i>	<i>1,4</i>
<i>trichlooretheen</i>	<i>1,7</i>	<i>1,7</i>
<i>vinylchloride</i>	<i>4,2</i>	<i>n.v.t.</i>
<i>vrije cyanides</i>	<i>26</i>	<i><u>13,6</u></i>

Onderlijnde waarden: bijstelling nodig op basis van piekblootstelling

Tabel 16. Vergelijking voorgestelde toetsingswaarden (mg/kg ds) bij DF = 1,73.

5.5.3 Voorstel toetsingswaarden voor uitloging

De voorgestelde toetsingswaarden na bijstelling zijn weergegeven in Tabel 18. Ze komen overeen met een dilutiefactor in grondwater van 1,73 en de bodemsaneringsnorm voor grondwater als grondwatercriterium. BTEX en bepaalde gechloreerde verbindingen zijn bijgesteld op basis van vervluchtiging. Bepaalde PAKs zijn bijgesteld op basis van oplosbaarheid. 1,2-dichloorethaan en cyaniden werden bijgesteld op basis van piekblootstelling.

<i>Stof</i>	<i>Toetsingswaarde</i>	<i>Stof</i>	<i>Toetsingswaarde</i>
	<i>mg/kg ds</i>		<i>mg/kg ds</i>
<i>zware metalen en arseen</i>		<i>gechloreerde solventen</i>	
<i>arseen</i>	<i>27</i>	<i>1,1,1-trichloorethaan</i>	<i>17^c</i>
<i>cadmium</i>	<i>2,9</i>	<i>1,1,2-trichloorethaan</i>	<i>0,2^c</i>

<i>Stof</i>	<i>Toetsingswaarde</i>	<i>Stof</i>	<i>Toetsingswaarde</i>
	<i>mg/kg ds</i>		<i>mg/kg ds</i>
<i>chrom</i>	673	<i>1,1-dichloorethaan</i>	5,2 ^e
<i>koper</i>	108	<i>1,2-dichloorbenzeen</i>	17 ^c
<i>kwik</i>	9,6	<i>1,2-dichloorethaan</i>	0,4 ^c
<i>lood</i>	537	<i>1,3-dichloorbenzeen</i>	20
<i>nikkel</i>	40	<i>1,4-dichloorbenzeen</i>	5,3 ^c
<i>zink</i>	305	<i>cis-1,2-dichlooretheen</i>	1,0 ^c
organische verbindingen		<i>dichloormethaan</i>	0,3 ^c
<i>benzeen</i>	0,3 ^c	<i>hexachloorbenzeen</i>	1,0
<i>ethylbenzeen</i>	9 ^c	<i>monochloorbenzeen</i>	5,9 ^c
<i>tolueen</i>	21 ^c	<i>pentachloorbenzeen</i>	3,1
<i>xylenen</i>	14 ^c	<i>tetrachloorbenzeen</i>	3,0
<i>styreen</i>	0,4 ^c	<i>tetrachlooretheen</i>	1,3 ^c
<i>hexaan</i>	171 ^d	<i>tetrachloormethaan</i>	0,1 ^c
<i>heptaan</i>	144 ^d	<i>trans-1,2-dichlooretheen</i>	1,4 ^c
<i>octaan</i>	87 ^d	<i>trichloorbenzeen</i>	0,6
<i>minerale olie</i>		<i>trichlooretheen</i>	1,7 ^c
<i>MTBE</i>	3,7 ^c	<i>trichloormethaan</i>	4,7 ^c
PAKS		<i>vinylchloride</i>	4,2 ^c
<i>acenafteen</i>	64	<i>1,2,3-trimethylbenzeen</i>	3,4 ^c
<i>acenaftyleen</i>	8,7	<i>1,2,4-trimethylbenzeen</i>	4,4 ^c
<i>antraceen</i>	339 ^d	<i>1,3,5-trimethylbenzeen</i>	5,0 ^c
<i>benzo(a)antraceen</i>	89	chloorfenolen	
<i>benzo(a)pyreen</i>	29	<i>2-chloorfenol</i>	0,25
<i>benzo(b)fluoranteen</i>	7,6 ^d	<i>2,4-dichloorfenol</i>	0,12
<i>benzo(g,h,i)peryleen</i>	1,2 ^d	<i>2,4,5-dichloorfenol</i>	8,7
<i>benzo(k)fluoranteen</i>	4,0 ^d	<i>2,3,4,6-tetrachloorfenol</i>	1,0

<i>Stof</i>	<i>Toetsingswaarde</i>	<i>Stof</i>	<i>Toetsingswaarde</i>
	<i>mg/kg ds</i>		<i>mg/kg ds</i>
<i>chryseen</i>	9,2 ^d	<i>pentachloorfenol</i>	0,16
<i>dibenz(a,h)antraceen</i>	12 ^d	<i>vrije cyanides</i>	13,6 ^e
<i>fenantreen</i>	98		
<i>fluoranteen</i>	13		
<i>fluoreen</i>	59		
<i>indeno(1,2,3-cd)pyreen</i>	13 ^d		
<i>naftaleen</i>	1,8		
<i>pyreen</i>	79		

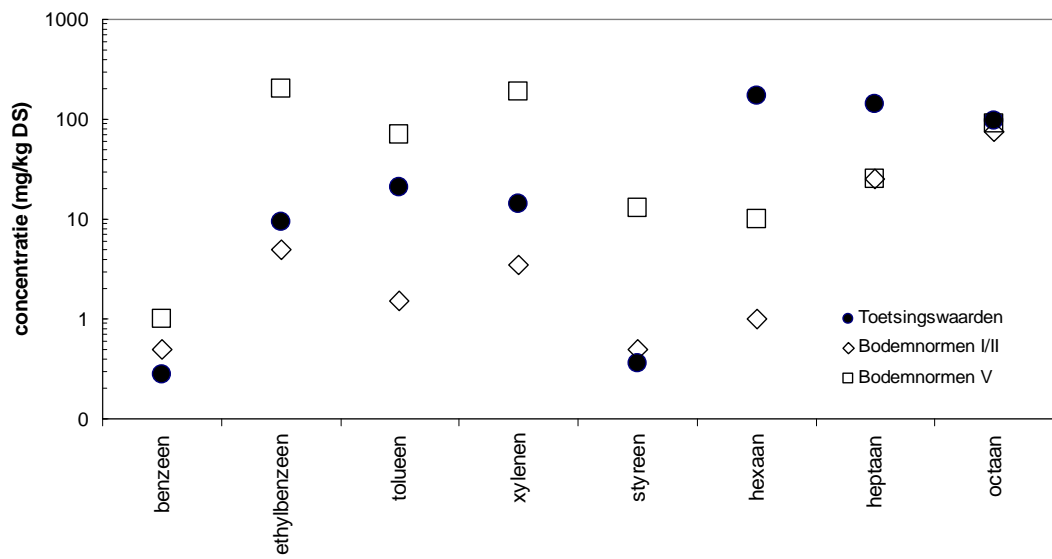
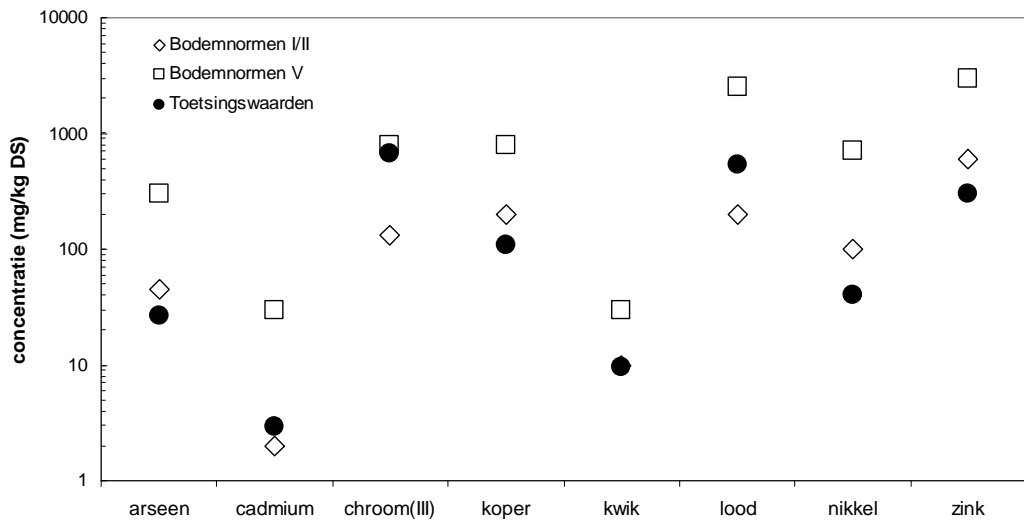
^a: aantoonbaarheidsgrens; ^b: beneden aantoonbaarheidsgrens; ^c: begrensd door uitputting; ^d: begrensd door oplosbaarheid; ^e: begrenzing door toxicologie piekconcentratie

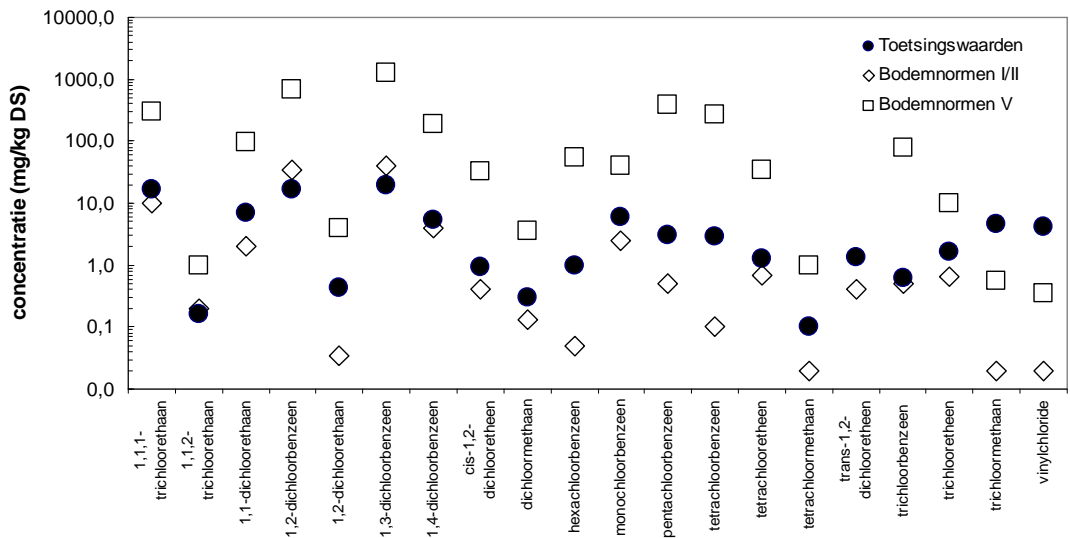
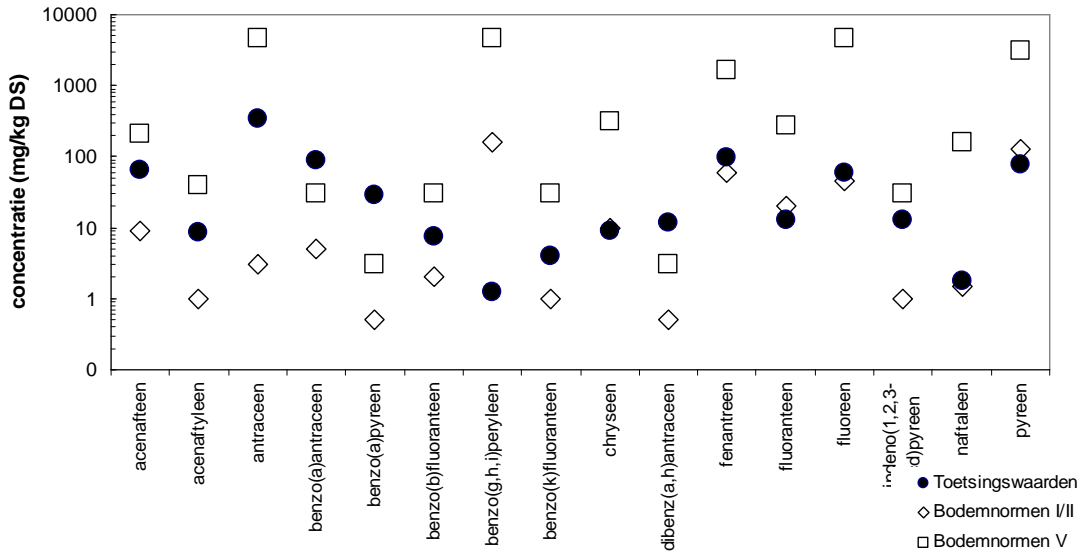
Tabel 18. Weerhouden toetsingswaarden voor uitloging in een standaardbodem.

5.5.3.1

Vergelijking van toetsingswaarden met bodemsaneringsnormen

Algemeen gesteld zijn de toetsingswaarden ($DF=1,73$) strenger dan de bodemsaneringsnormen voor bestemmingstype industrie, behalve voor de weinig mobiele en weinig oplosbare contaminant dibenz(a,h)antraceen, en voor de vluchtige stoffen hexaan, heptaan, octaan, trichloormethaan en vinylchloride. De toetsingswaarden zijn strenger dan de normen voor bestemmingstype I/II voor As, Cu, Hg, Ni, Zn, benzeen, styreen, benzo(g,h,i)peryleen, fluoranteen, pyreen, chryseen, 1,1,2-trichloorethaan, 1,2-dichloorbenzeen, 1,3-dichloorbenzeen (zie Figuur 6).





Figuur 6. Vergelijking tussen de toetsingswaarden (DF 1,73) en bodemnormen type II en V.

De toetsingswaarden voor een standaardbodem, berekend op basis van de achtergrondwaarden in grondwater, zijn voor het merendeel van de stoffen strenger dan de overeenkomstige achtergrondwaarden voor bodem.

De toetsingswaarden voor een standaardbodem, berekend op basis van de milieukwaliteitsnormen voor grondwater, zijn –met uitzondering van Zn- minder streng dan de overeenkomstige milieukwaliteitsnormen voor bodem. Dit wil zeggen dat indien voldaan wordt aan de milieukwaliteitsnormen voor bodem onder

standaardcondities, de milieukwaliteitsnormen voor grondwater niet zullen overschreden worden door uitloging.

5.6 Sitespecifieke toetsingswaarden

5.6.1 Gevoeligheidsanalyse

Sitespecifieke toetsingswaarden worden berekend aan de hand van algemene kenmerken van de verontreinigde site die gekend zijn in de fase van een OBO. Ter ondersteuning van de keuze van die parameters die de sitespecifieke toetsingswaarde het meest beïnvloeden, werd een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd. De analyse werd uitgevoerd met het simulatiepakket Crystal Ball®. Aan de hand van kansverdelingen voor de verschillende modelparameters werd een Monte-Carlo simulatie uitgevoerd met 5000 runs, waarbij telkens andere combinaties van parameterwaarden werden geïntroduceerd in de berekening van de toetsingswaarde. Voor een meer uitgebreide beschrijving van de gebruikte methodologie wordt verwezen naar het OVAM-rapport "Onzekerheidsanalyse Vlier-Humaan" (Seuntjens et al., 2001).

5.6.1.1 Dilutiefactor

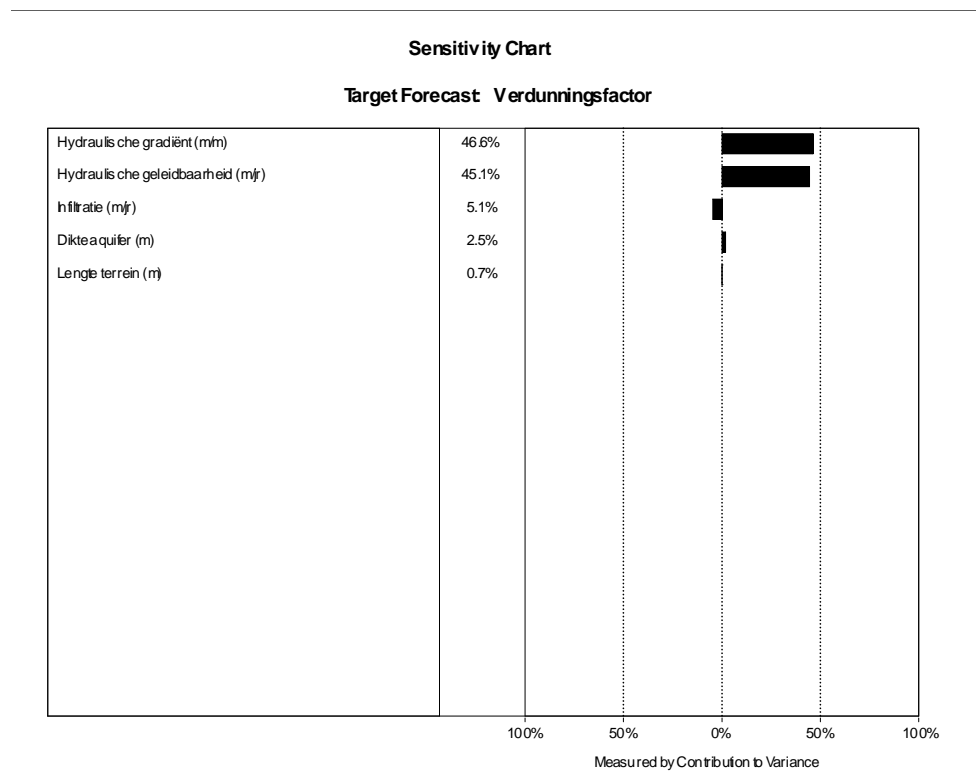
De dilutiefactor wordt in grote mate bepaald door de variaties in grondwaterstromingssnelheid. De grondwatersnelheid is functie van de hydraulische geleidbaarheid en de hydraulische gradiënt van de betreffende aquifer. Via een Monte-Carlo simulatie werd de relatieve bijdrage van de diverse modelparameters tot de variatie in de dilutiefactor berekend. Andere modelparameters die in de analyse gevarieerd werden, zijn de lengte van het terrein dat bijdraagt tot de grondwaterverontreiniging, de dikte van de watervoerende laag, en de infiltratie. De gebruikte kansverdelingen worden gegeven in Tabel 20.

<i>Modelparameter</i>	<i>Type verdeling</i>	<i>Parameters verdeling</i>
<i>hydraulische geleidbaarheid</i>	<i>triangulair</i>	<i>min: 36,5 m/j</i> <i>meest waarschijnlijkste: 365 m/j</i> <i>max: 3650 m/j</i>
<i>hydraulische gradiënt</i>	<i>triangulair</i>	<i>min: 0,0001</i> <i>meest waarschijnlijkste: 0,001</i> <i>max: 0,01</i>
<i>lengte terrein</i>	<i>uniform</i>	<i>min: 2 m</i> <i>max: 100 m</i>
<i>dikte aquifer</i>	<i>uniform</i>	<i>min: 2 m</i> <i>max: 50 m</i>
<i>infiltratie</i>	<i>normaal</i>	<i>gemiddelde: 0,265 m/j</i>

		standaardafwijking: 0,04 m/j
percentage klei	triangulair	min: 2 meest waarschijnlijke: 10 max: 50
pH	normaal	gemiddelde: 6 standaardafwijking: 0,6
fractie organische koolstof	lognormaal	gemiddelde: 0.0116 log standaardafwijking: 0.59

Tabel 20. Kansverdelingen voor de modelparameters.

De resultaten worden weergegeven in Figuur 8. De hydraulische geleidbaarheid en gradiënt dragen elk evenveel bij tot de variatie in de dilutiefactor, en verklaren samen voor meer dan 90% de variatie in de dilutiefactor. De invloed van variaties in infiltratie is klein t.o.v. de aquiferparameters. De invloed van de dikte van de freatische laag en de lengte van het verontreinigd terrein zijn verwaarloosbaar klein.



Figuur 8. Relatieve bijdrage van de modelparameters tot de variatie in de dilutiefactor.

5.6.1.2 Toetsingswaarde

Algemeen kan gesteld worden dat de bodemfysische (bodemvochtgehalte) en hydraulische kenmerken van het ontvangende grondwater de toetsingswaarde bepalen voor mobiele contaminanten (BTEX, MTBE, gechloreerde) terwijl de bodemkenmerken (pH, klei, organische stof) dominant zijn voor sterk sorberende stoffen. De kansverdelingen voor de parameters die in de analyse gevarieerd werden, zijn weergegeven in Tabel 20. De relatieve bijdrage van de individuele parameters aan de variatie van de toetsingswaarde wordt gegeven in Tabel 22. Voor arseen worden de variaties in de toetsingswaarde in belangrijke mate bepaald door het kleigehalte en in mindere mate door de hydraulische eigenschappen van de freatische laag. In het geval van koper wordt de toetsingswaarde bepaald door de fractie organische koolstof, en in mindere mate door de pH en de hydraulische eigenschappen. De toetsingswaarde van benzeen wordt sterk beïnvloed door het volumetrisch vochtgehalte, omwille van de impact van het vochtgehalte op de faseverdeling in de bodem, met name vervluchting.

	As	Zn	Cr	Cd	Pb	Ni	Cu	Hg	1,3 dichloor benzeen	benzo (a)pyreen	naftaleen	1,1,1 trichloor ethaan	benzeen	hexaan
hydraulische geleidbaarheid	11	10	26	16	17	28	17	48	20	6	19	11	13	1
hydraulische gradiënt	11	11	27	17	18	30	16	49	19	6	18	13	15	1
vochtgehalte												75	71	85
infiltratie														
% klei	77													
% organische stof							46	59		87	62			13
pH		79	45	66	64	40	20							
dikte aquifer			1	1	1	2	1	3	2		1	1	1	
lengte verontreinigd terrein										1				

Tabel 22. Relatieve bijdrage (%) van de variatie in modelparameters tot variatie in de toetsingswaarde.

5.6.1.3 Conclusies gevoeligheidsanalyse

Uit de gevoeligheidsanalyse blijkt dat de volgende parameters een significante invloed hebben op de berekende toetsingswaarde (afhankelijk van de beschouwde stof):

- hydraulische gradiënt freatische laag
- hydraulische geleidbaarheid freatische laag
- pH
- organische koolstof
- klei
- volumetrisch vochtgehalte

Bij de berekening van de sitespecifieke toetsingswaarde moeten de bovenstaande parameters beschikbaar zijn voor de betreffende site.

5.6.2 Bepaling parameters sitespecifieke toetsingswaarden

De sitespecifieke toetsingswaarde wordt berekend aan de hand van bodemkenmerken van het terrein en een vooraf berekende verdunningsfactor DF en bodemvochtgehalte per kaartentiteit.

Metaal	K_d	
As	$\log K_d = 1,68 + 1,26 \log(\% \text{klei})$	
	$\log K_d = 0,41 + 1,32 \log(\% \text{klei}) + 0,64 \log(\text{As})$	indien As concentratie gekend is
Cd	$\log K_d = -0,19 + 0,46 \text{pH}$	
	$\log K_d = -0,13 + 0,43 \text{pH} + 0,26 \log(\text{CEC})$	indien CEC gekend is
Cr(III)	$\log K_d = -2,25 + 0,28 \text{pH}$	
Cu	$\log K_d = 1,34 + 0,85 \log(\% \text{C}) + 0,24 \text{pH}$	
Hg	5706	
Pb	$\log K_d = 1,76 + 0,4 \text{pH}$	$\text{pH} < 5,5$
	$\log K_d = -1,64 + 0,48 \text{pH} + \log(\text{Pb})$	$\text{pH} > 5,5$ en $\log(\text{Pb}) < 3,4 - 0,08 \text{pH}$
Ni	$\log K_d = 1,31 + 0,25 \text{pH}$	
Zn	$\log K_d = -1,09 + 0,61 \text{pH}$	
organische verbindingen	$K_d = (\% \text{C}) / 100 \cdot K_{oc}$	apolaire verbindingen
	$K_d = (\% \text{C}) / 100 \cdot (K_{oc,n} (1 + 10^{\text{pH} - \text{pK}_a})^{-1} + K_{oc,i} (1 - (1 + 10^{\text{pH} - \text{pK}_a})^{-1}))$	polaire verbindingen

Tabel 24. Berekening sitespecifieke K_d .

5.6.2.1 Percentage organische stof, klei, en bodempH: sitespecifieke K_d

De sitespecifieke K_d wordt berekend uit de gemeten bodemkenmerken (percentage organische stof, %klei, pH en optioneel CEC) en de gemeten metaalconcentraties in bodem (zie Tabel 24). Voor organische parameters wordt de sitespecifieke K_d berekend uit het percentage organische koolstof en de K_{oc} (zie vergelijking 3).

5.6.2.2 Aanduiding van het kaartblad: regionale dilutiefactoren en bodemvochtgehalten

De dilutiefactor wordt afgelezen uit een tabel waarin de berekende dilutiefactor is weergegeven per kaartentiteit (tot niveau 1/32 NGI kaartblad met een spatiale resolutie van 4 km op 5 km). De dilutiefactor werd berekend via Vergelijking 7, a.h.v. de infiltratiekenmerken van de bodem en de hydraulische kenmerken van het freatisch grondwater (hydraulische geleidbaarheid, dikte aquifer, hydraulische gradiënt). Omdat variaties in infiltratie weinig bijdragen tot de dilutiefactor werd ervoor geopteerd om één infiltratiewaarde voor alle bodemtypen/bodemgebruikstypen te gebruiken en gelijk te stellen aan de infiltratie van 265 mm/jaar die ook gebruikt werd voor de generische toetsingswaarde. Voor elke kaartentiteit werden in een GIS de kenmerken van de freatische laag (hydraulische geleidbaarheid, dikte aquifer, hydraulische gradiënt) bepaald. Aan de hand van de gedigitaliseerde bodemkaart in een GIS werd een groepering gemaakt van de dominante bodemtextuurklasse per kaartentiteit. Voor iedere textuur werd het vochtgehalte berekend dat overeenkomt met een infiltratie van 265 mm/jaar. De resultaten zijn bij wijze van voorbeeld gegeven in Tabel 25 voor kaartblad 25. De tabel en kaartmateriaal met dilutiefactoren en bodemvochtgehalten voor alle kaartbladen in Vlaanderen is weergegeven in Bijlage A.

Kaar tblad	1/ 8	1/ 4	Mengdiepte (m)	Dilutiefactor	Hydraulische geleidbaarheid (m/j)	Dikte freatisch pakket (m)	Gradiënt (m/m)	Domina nte textuur	Bodem vocht (cm ³ /cm ³)
25	1	1	8,14	3,69	2190	25	0,002	S	0,12
25	1	2	8,14	3,69	2190	25	0,002	S	0,12
25	1	3	8,23	3,72	2190	50	0,002	S	0,12
25	1	4	8,23	3,72	2190	50	0,002	S	0,12
25	2	1	8,23	3,72	2190	50	0,002	S	0,12
25	2	2	7,9	3,61	2190	10	0,002	S	0,12
25	2	3	8,23	3,72	2190	50	0,002	S	0,12
25	2	4	8,23	3,72	2190	50	0,002	S	0,12
25	3	1	8,23	3,72	2190	50	0,002	Z	0,09
25	3	2	8,23	3,72	2190	50	0,002	Z	0,09
25	3	3	7,9	3,61	2190	10	0,002	Z	0,09
25	3	4	7,9	3,61	2190	10	0,002	Z	0,09
25	4	1	7,9	3,61	2190	10	0,002	Z	0,09

Kaar tblad	1/ 8	1/ 4	Mengdiepte (m)	Dilutiefactor	Hydraulische geleidbaarheid (m/j)	Dikte freatisch pakket (m)	Gradiënt (m/m)	Domina nte textuur	Bodem vocht (cm ³ /cm ³)
25	4	2	7,9	3,61	2190	10	0,002	Z	0,09
25	4	3	8,14	3,69	2190	25	0,002	Z	0,09
25	4	4	8,14	3,69	2190	25	0,002	Z	0,09
25	5	1	2	1,66	2190	2	0,002	L	0,22
25	5	2	2	1,66	2190	2	0,002	L	0,22
25	5	3	2	1,66	2190	2	0,002	L	0,22
25	5	4	2	1,66	2190	2	0,002	L	0,22
25	6	1	2	1,66	2190	2	0,002	L	0,22
25	6	2	2	1,66	2190	2	0,002	L	0,22
25	6	3	2	1,66	2190	2	0,002	L	0,22
25	6	4	2	1,66	2190	2	0,002	L	0,22
25	7	1	2	1,66	2190	2	0,002	Z	0,09
25	7	2	2	1,66	2190	2	0,002	Z	0,09
25	7	3	2	1,66	2190	2	0,002	Z	0,09
25	7	4	2	1,66	2190	2	0,002	Z	0,09
25	8	1	2	1,66	2190	2	0,002	Z	0,09
25	8	2	2	1,66	2190	2	0,002	Z	0,09
25	8	3	2	1,66	2190	2	0,002	Z	0,09
25	8	4	2	1,66	2190	2	0,002	Z	0,09

Tabel 25. Dilutiefactoren en bodemvochtgehalten voor kaartblad 25.

5.6.3 Berekening van de sitespecifieke toetsingswaarde

De sitespecifieke toetsingswaarde kan nu berekend worden aan de hand van:

- de regressietabel tussen K_d en bodemkenmerken (Tabel 24);
- de K_{oc} en de dimensieloze Henry-coëfficiënt H' (Tabel 10);
- de geografisch gedifferentieerde DF en bodemvochtgehalte θ_w (Tabel 25)
- de vergelijking afgeleid in 5.2.1:

$$C_{bc,i} = C_{gwc} \cdot DF \cdot \left(K_d + \frac{\theta_w + H' \theta_a}{\rho_b} \right) \quad (9)$$

Vergelijking 9 kan herschreven worden als:

$$C_{bc,i} = C_{gwc} \cdot DF \cdot \left(K_d + \frac{\theta_w}{\rho_b} + \frac{H' \theta_a}{\rho_b} \right) \quad (16)$$

Indien voor de dichtheid ρ_b de standaardwaarde 1,5 kg/l wordt genomen, dan kan de porositeit θ_s benaderd worden als:

$$\theta_s = 1 - \frac{\rho_b}{\rho_s} = 1 - \frac{1,5}{2,65} = 0,434 \quad (17)$$

waarbij ρ_s de soortelijke massa van kwarts is.

De porositeit is de som van het volumetrisch vochtgehalte θ_w en het volumetrisch luchtgehalte θ_a van de bodem, m.a.w.:

$$\theta_a = 0,434 - \theta_w \quad (18)$$

Vergelijking 16 kan nu herschreven worden in, met $\rho_b=1,5$ kg/l:

$$C_{bc,i} = C_{gwc} \cdot DF \cdot \left[K_d + 0,67\theta_w + \frac{H'(0,434 - \theta_w)}{1,5} \right] \quad (19)$$

$$C_{bc,i} = C_{gwc} \cdot DF \cdot [K_d + 0,67\theta_w + 0,29H' - 0,67H'\theta_w]$$

Voor stoffen waarvoor de toetsingswaarde begrensd wordt door uitputting van de bron of door oplosbaarheid, moeten vergelijkingen 10 tot 14 gebruikt worden om de toetsingswaarde te berekenen. Het verdient aanbeveling gebruik te maken van specifieke software om de toetsingswaarden te berekenen. Daartoe kan gebruik gemaakt worden van het Vito model, waarin alle bovenstaande vergelijkingen en standaardwaarden geprogrammeerd zijn. De gebruiker krijgt na invullen van de terreinparameters een overzicht van de sitespecifieke toetsingswaarden voor Vlarebo genormeerde stoffen.

Voorbeeld

Site gelegen in Kaartblad 25-1-1

Metingen

pH=7

% oc=2

% klei=7,5

cadmium 5 mg/kg ds

koper 300 mg/kg ds

lood 1000 mg/kg ds

zink 2500 mg/kg ds

benzo(a)pyreen 4 mg/kg ds

benzeen 0,5 mg/kg ds

Uit Tabel 5

Cd

$$\log K_d = -0,19 + 0,46\text{pH} = -0,19 + 0,46 \cdot 7 = 3,03$$

$$K_d = 1072 \text{ l/kg}$$

Cu

$$\log K_d = 1,34 + 0,85 \log(\%C) + 0,24\text{pH} = 1,34 + 0,85 \cdot \log(2) + 0,24 \cdot 7 = 3,27$$

$$K_d = 1887 \text{ l/kg}$$

Pb

$$\log K_d = -1,64 + 0,48\text{pH} + \log(\text{Pb}) = 4,72$$

$$K_d = 52480 \text{ l/kg}$$

Zn

$$\log K_d = -1,09 + 0,61\text{pH} = 3,18$$

$$K_d = 1514 \text{ l/kg}$$

Uit Tabel 6

Benzo(a)pyreen

$$K_d = f_{oc} K_{oc} = 0,02 \cdot 2,04 \cdot 10^6$$

$$K_d = 40800 \text{ l/kg}$$

$$H' = 1,01 \cdot 10^{-5}$$

Benzeen

$$K_d = f_{oc} K_{oc} = 0,02 \cdot 79,4$$

$$K_d = 1,59 \text{ l/kg}$$

$$H' = 1,64 \cdot 10^{-1}$$

Uit Bijlage A

$$DF = 3,69$$

$\theta_w=0,12$ (S: lemig zand)

Grondwatercriteria (Tabel 3)

Cd	5 µg/l
Cu	100 µg/l
Pb	20 µg/l
Zn	500 µg/l
benzo(a)pyreen	0,7 µg/l
benzeen	10 µg/l

Toetsingswaarden (mg/kg ds) (Vergelijking 9)

Cd $C_{bc}=0,005*3,69*(1072+0,67*0,12+0,29*0-0,67*0,12*0)=19,8$

Cu $C_{bc}=0,1*3,69*(1887+0,67*0,12+0,29*0-0,67*0,12*0)=697$

Pb $C_{bc}=0,02*3,69*(52480+0,67*0,12+0,29*0-0,67*0,12*0)=3873$

Zn $C_{bc}=0,5*3,69*(1514+0,67*0,12+0,29*0-0,67*0,12*0)=2794$

B(a)P $C_{bc}=0,0007*3,69*(40800+0,67*0,12+0,29*1,01e-5-0,67*0,12*1,01e-5)=105$

benzeen $C_{bc}=0,01*3,69*(1,59+0,67*0,12+0,29*0,164-0,67*0,12*0,164)=0,063$

Er bestaat geen risico op uitloging van zware metalen in een concentratie die aanleiding kan geven tot overschrijding van de saneringsnormen voor grondwater. De gemeten concentraties overschrijden de toetsingswaarde niet. Zink benadert de toetsingswaarde. Voor benzeen is er een ruime overschrijding van de toetsingswaarde, maar er is geen rekening gehouden met uitputting door vervluchtiging.

6 Risico-analyse: verspreiding van bron tot receptor in het bodem/grondwater continuüm

6.1 Werkwijze

Indien de toetsingswaarde overschreden wordt, moet een risico-evaluatie uitwijzen of receptoren (grondwater, waterwinning, rivier, ...) bedreigd worden. Verspreiding omvat zowel verspreiding in bodem (uitloging) als verspreiding in grondwater. Zoals in punt 4 besproken, houdt de toetsingswaarde geen rekening met afstand tussen bron en receptor, de positie en de diepte van de verontreiniging in de onverzadigde zone, en de verdunning van de verontreinigingspluim door dispersie, sorptie, vervluchtiging en afbraak in de onverzadigde zone en door dispersie, sorptie en afbraak in de verzadigde zone. Bij overschrijding van de (conservatieve) toetsingswaarden, wordt voorzien in een onderzoeksmethodiek waarbij deze processen in rekening worden gebracht en waarbij de risico's voor de receptor bepaald worden.

Diverse proces-gebaseerde wiskundige modellen zijn beschikbaar die de attenuatie door dispersie, sorptie, vervluchtiging en afbraak van een contaminant tussen de bron en receptor beschrijven. In de onderzoekssystematiek volgend op de toetsing worden analytische modellen met conservatieve aannamen gebruikt om de concentratie aan de receptor te berekenen. Ten behoeve van de risico-evaluatie worden een aantal standaardscenario's gedefinieerd, die verschillen naargelang de locatie van de bron (in de bodem of het grondwater), het type van de bron (oneindig of eindig), het type receptor (grondwater, waterwinning, rivier). Aan de hand van de bron-pad-receptor analyse kan het risico voor de receptor nagegaan worden en dient sanering overwogen te worden.

6.2 Receptoren

Mogelijke receptoren die bedreigd kunnen worden door verspreiding in het bodem/grondwater continuüm, zijn grondwater, oppervlaktewater, grondwaterwinning, woonzone, en een ecotoop.

6.2.1 Grondwater

Grondwater als zoetwaterreserve moet beschermd worden tegen uitloging van verontreiniging uit de bodem. In gevallen waar het grondwater (nog) niet verontreinigd is, moet uitloging uit de onverzadigde zone worden tegengegaan en vermeden worden dat het grondwater boven de achtergrond verontreinigd wordt of dat de kwaliteit van het grondwater achteruitgaat. In dit verband kan verwezen worden naar de beginselen van de Europese Waterdirectieve, overgenomen in het ontwerpdecreet Integraal Waterbeleid, m.n. het standstillbeginsel, het preventiebeginsel, en het voorzorgsbeginsel (zie punt 4). De risico-analyse beperkt zich tot de inschatting van de uitloging uit de onverzadigde zone en de verdunning in het grondwater onder de verontreinigde site. De diepte van de verontreiniging in de onverzadigde zone in relatie tot de diepte van de grondwatertafel en de vastleggingscapaciteit van de bodem bepalen de termijn waarover en de mate waarin het grondwater bedreigd wordt. In geval het grondwater reeds verontreinigd is, kan de bedreiging van andere receptoren ingeschat worden.

6.2.2 Grondwaterwinning

Een grondwaterwinning ten behoeve van drinkwater, drenkwater, irrigatie, en water in industriële processen is een potentiële receptor van verontreiniging. De risico-analyse

moet in geval de bron zich in de onverzadigde zone bevindt, rekening houden met uitloging uit de bodem en verdere verspreiding in het grondwater.

6.2.3 Oppervlaktewater

Een derde mogelijke receptor is oppervlaktewater. Oppervlaktewater heeft een ecologische (vissen, macro-invertebraten, macrofyten, ...) en maatschappelijke (recreatie, drinkwaterwinning, ...) functie. Deze functies worden mogelijk bedreigd door verspreiding van verontreiniging via bodem en grondwater (oppervlakkige afspoeling, uitspoeling en verspreiding via grondwater). Impacts via oppervlakkige afspoeling worden hier niet behandeld.

6.2.4 Woonzones

Woonzones kunnen indirect via verspreiding in het bodem/grondwatercontinuüm bedreigd worden indien een verontreinigingspluim migreert van de bron die mogelijk buiten de woonzone ligt tot onder de woonzone. Een mogelijke bedreiging kan ontstaan door vervluchting vanuit het verontreinigd freatisch grondwater naar de woningen. Een voorbeeld van mogelijke bedreiging is uitloging en migratie van PER in grondwater en reductieve omzetting naar het mobiele, vluchtige en toxische vinylchloride. Voor risico's ten gevolge van vervluchting van vluchtige organische componenten in grondwater naar binnenhuislucht wordt verwezen naar de OVAM-studies "Evaluatie van modellen en meetmethoden voor bepaling van binnenluchtkwaliteit bij bodemverontreiniging" (Provoost et al., 2000) en "Vervolgonderzoek bodemverontreiniging en binnenluchtkwaliteit" (Provoost et al., conceptrapport).

6.2.5 Ecotopen

Tot slot kunnen bepaalde ecotypen met een specifieke vegetatie (kwelgebieden, moerassen, veengebieden, ...) receptor zijn van verontreiniging of wijzigende waterhuishouding en nutriëntensamenstelling, waardoor het betreffende ecotype bedreigd wordt.

6.3 Bestaande wettelijke bepalingen en toetsingscriteria

Ter bescherming van de diverse receptoren zijn op Vlaams niveau wettelijke bepalingen en bijhorende toetsingscriteria opgesteld. Indien stofspecifieke criteria voorhanden zijn voor de voormelde receptoren, kan de toetsing van de berekende concentraties aan de beschikbare criteria gebeuren. Indien voor de betreffende stof geen criteria voorhanden zijn, dient het risico bepaald te worden op basis van beschikbare toxicologische data (PNEC, TDI, RfD, ...). Voor een overzicht van de grondwater- en drinkwatercriteria zie Tabel 4. Voor oppervlaktewater dienen de milieukwaliteitsnormen zoals opgenomen in Vlarem II gebruikt te worden (zie hoofdstuk 4).

6.4 Verspreiding in het bodem/grondwater continuum

6.4.1 Waterstroming in variabel gesatureerde poreuze media

Waterstroming in de onverzadigde zone wordt wiskundig beschreven door de Buckingham-Darcy vergelijking, voor verticale stroming gegeven door:

$$j_w = -k(h) \frac{\partial(h+z)}{\partial z} \quad (20)$$

met j_w de waterflux (m/j), k de conductiviteit (m/j), h de capillaire druk van de bodem (negatief in onverzadigde omstandigheden) (m) en z de hoogteligging of verticale coördinaat (m). Deze vergelijking is analoog aan de Darcy-vergelijking voor verzadigde stroming met als belangrijkste verschil dat de capillaire druk h een functie is van het vochtgehalte θ_w (cm^3/cm^3) en dat de conductiviteit k een functie is van de capillaire druk h (of het vochtgehalte θ_w). De niet-lineaire relaties tussen k en h of θ_w en tussen h en θ_w dienen gekend te zijn om stroming door de onverzadigde zone te kunnen berekenen.

Vergelijking 20 kan gecombineerd worden met de wet van behoud van massa en dat geeft de Richards' vergelijking voor waterstroming in rigide variabel verzadigde poreuze media, die in 1 dimensie geschreven kan worden als:

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(k(\theta_w) \frac{\partial h(\theta_w)}{\partial z} \right) - \frac{\partial k(\theta_w)}{\partial z} \quad (21)$$

met t de tijd (j) en de andere variabelen zoals hierboven. Vergelijking 21 bevat twee afhankelijke variabelen h en θ_w , en kan herschreven worden naar een vergelijking met ofwel h ofwel θ_w als afhankelijke variabele.

In de bron-pad-receptor analyse wordt enkel stationaire stroming beschouwd en wordt er vanuit gegaan dat de flux in de bodem constant is en gelijk aan de infiltratieflux q (m/j) bovenaan het profiel. De effectieve snelheid van het bodemwater bekomt men door de flux te delen door het volumetrisch vochtgehalte θ_w (cm^3/cm^3).

Om de waterflux die effectief infiltreert in de bodem te berekenen, bestaan er tal van methoden waarvan de meest gangbare ruwweg ingedeeld kunnen worden in drie groepen: de empirische modellen, de Green-Ampt modellen en de modellen gebaseerd op de Richards' vergelijking (vergelijking 21) (EPA, 1998). De derde groep omvat de meest gesofisticeerde modellen, die informatie kunnen leveren over de infiltratieflux en het bodemvochtprofiel in functie van de tijd, maar deze modellen zijn niet altijd eenvoudig toe te passen en vragen veel invoergegevens (vb. pF-curve en conductiviteitscurve).

De Green-Ampt benadering is ook fysisch gebaseerd, en steunt op de veronderstelling dat het water infiltreert met een scherp uniform front, d.w.z. dat het vochtgehalte van bovenaan het profiel tot het front gelijk is aan het verzadigd vochtgehalte θ_s terwijl het vochtgehalte onder het front gelijk is aan het initiële vochtgehalte θ_0 . De capillaire druk aan het front h_f is negatief, en de druk aan de top van het profiel h_s is positief en gelijk aan de dikte van de bovenliggende waterlaag. De cumulatieve infiltratie I op tijdstip t is dan gelijk aan:

$$I = kt - (h_f - h_s)(\theta_s - \theta_0) \log_e \left[1 - \frac{I}{(h_f - h_s)(\theta_s - \theta_0)} \right] \quad (22)$$

In de literatuur kunnen gepaste waarden voor h_f voor verschillende bodemtypes teruggevonden worden (vb. Neuman, 1976; McCuen et al., 1981; Rawls and Brakensiek, 1982).

Naast deze twee types van berekeningen zijn er ook tal van empirische modellen ontwikkeld om infiltratie te berekenen zoals o.a. de vergelijking van Kostiaikov, de vergelijking van Horton en de Soil Conservation Service Curve Number vergelijking (EPA, 1998). Deze laatste is ontwikkeld in de jaren '50 en is gebaseerd op 20 jaar veldexpertise in kleine landelijke stroombekkens. De afstroming R_u (mm) voor een neerslagbui wordt berekend als:

$$R_u = \frac{(P - 0.2S_{CN})^2}{(P + 0.8S_{CN})} \quad (23)$$

met P de neerslag (mm) en S_{CN} de 'storage capacity' (mm) die gezien kan worden als een soort bergingscapaciteit van de bodem en berekend wordt volgens:

$$S_{CN} = 25.4 * \left(\frac{1000}{CN} - 10 \right) \quad (24)$$

waarbij CN het Curve Number is, dat kan variëren van 30 (maximale infiltratie) tot 100 (maximale afstroming). De selectie van een gepast Curve Number is een cruciale stap in de berekening, en is afhankelijk van bodem, landgebruik en –beheer, helling en initiële vochttoestand.

Tabellen zijn beschikbaar in de literatuur met Curve Numbers voor verschillende types landgebruik en verschillende hydrologische groepen. Er zijn vier verschillende hydrologische groepen, afhankelijk van het bodemtype:

- Groep A : bodems met laag runoff-potentieel en hoge infiltratiesnelheid. Deze groep omvat goed gedraineerde zandbodems en grind. Deze bodems hebben een $k > 25$ cm/d of 91,25 m/j.
- Groep B : bodems met matige infiltratiesnelheid wanneer verzadigd. Deze groep omvat diepe, matig tot goed gedraineerde bodems met een k van 5-25 cm/d of 18,25-91,25 m/j
- Groep C : bodems met lage infiltratiesnelheden wanneer verzadigd, veelal met een ondoorlatende laag en een vrij fijne tot fijne textuur en k waarden van 1-5 cm/d of 3,65-18,25 m/j.
- Groep D : bodems met een zeer lage infiltratiesnelheid wanneer verzadigd, voornamelijk kleibodems, bodems met een permanente hoge watertafel, bodems met een kleilaag dicht bij het oppervlak, en ondiepe bodems op ondoorlatend materiaal. $k < 1$ cm/d of 3.65 m/j.

De Curve Numbers in de tabellen zijn gegeven voor een gemiddelde voorgaande vochttoestand (Klasse II) en een helling van 5% en kunnen aangepast worden voor droge (Klasse I) of natte (Klasse III) initiële vochttoestand volgens:

$$CN(I) = CN(II) - \frac{20 * (100 - CN(II))}{(100 - CN(II) + \exp[2.533 - 0.0636 * (100 - CN(II))])}$$

(25)

$$CN(III) = CN(II) * \exp[0.00673 * (100 - CN(II))] \quad (26)$$

Voor terreinen met een andere helling kan het Curve Number voor Klasse II berekend worden met:

$$CN(II)_s = \frac{CN(III) - CN(II)}{3} * (1 - 2 \exp(-13.86 * slp)) + CN(II)$$

(27)

met slp het hellingspercentage.

In deze studie is de infiltratief flux op jaarbasis q (m/j) voor een aantal bodem-landgebruik combinaties en hellingspercentages berekend uitgaande van een eenvoudige waterbalans:

$$q = P - R_u - ET_a$$

waarbij P (m/j) de neerslag is, R_u (m/j) de oppervlakkige afstroming en ET_a (m/j) de actuele gewas-evapotranspiratie.

De oppervlakkige afstroming R is geschat met de Curve Number-methode toegepast op een tijdserie van dagelijkse neerslagtotalen waarbij elke periode van aaneengesloten dagen met neerslag beschouwd is als één neerslag manifestatie. Het resultaat van de berekening is een tijdserie van dagelijkse waarden van oppervlakkige afstroming.

De evapotranspiratie is in verschillende stappen berekend volgens de FAO-methode van Allen et al. (1998). In eerste instantie is de potentiële evapotranspiratie ET_0 berekend op basis van klimatologische gegevens. Vervolgens is de potentiële gewas-evapotranspiratie ET_c berekend door ET_0 te vermenigvuldigen met een gewas-factor K_c die afhankelijk is van het type gewas en van het groeistadium van de plant. De potentiële gewas-evapotranspiratie ET_c is de maximale gewas-evapotranspiratie die optreedt als de plant gedurende het groeiseizoen geen enkele water stress ondervindt. Om daaruit de actuele gewas-evapotranspiratie ET_a te berekenen, moeten er een correctie gebeuren voor periodes waarin er te veel of te weinig water aanwezig is in de wortelzone om een optimale transpiratie toe te laten.

Die laatste stap in de berekening is gebeurd door voor elk bodem-gewas combinatie een bodemprofiel van 6 meter diepte met een initiële grondwaterstand 1 meter onder maaiveld te definiëren met een bepaalde worteldiepte afhankelijk van het gewas. Voor de hydraulische eigenschappen van de verschillende bodemtypes is beroep gedaan op literatuurwaarden en de Aardewerk-gegevens (Vereecken, 1988; Schaap, 1999). De waterstroming in het profiel en de in- en uitgaande fluxen zijn berekend met het Hydrus-1D model (Šimůnek et al., 1998), een numeriek model dat waterstroming in één dimensie berekent door het oplossen van de Richards' vergelijking (zie ook verder). Als randvoorwaarden van het systeem zijn de dagwaarden van effectieve neerslag (de neerslag verminderd met de oppervlakkige afstroming) en van potentiële gewas-evapotranspiratie ET_c ingevoerd en de actuele evapotranspiratie ET_a is

berekend door het model rekening houdend met het vochtgehalte in de wortelzone en een gewas-afhankelijke water stress functie.

Het resultaat van deze berekeningen zijn tabellen met jaarlijkse infiltratiefluxen q (m/j) voor de Belgische textuurklassen onder gras, natuurlijke vegetatie, verhard oppervlak, bos, landbouw en braakliggend voor verschillende hellingspercentages. Deze tabellen zijn weergegeven in Bijlage C.

6.4.2 Stoftransport

De verspreiding van contaminanten in het bodem/grondwater continuum wordt wiskundig uitgedrukt onder de vorm van de convectie-dispersie vergelijking (CDE, hier weergegeven voor ééndimensionaal stoftransport):

$$\frac{\partial \theta_w C_w}{\partial t} + \frac{\partial \rho_b C_s}{\partial t} + \frac{\partial \theta_a C_a}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} (\theta_w D \frac{\partial C_w}{\partial z}) + \frac{\partial}{\partial z} (\theta_a D_{eff} \frac{\partial C_a}{\partial z}) - \frac{\partial j_w C_w}{\partial z} - \mu_w \theta_w C_w - \mu_s \rho C_s - \mu_a \theta_a C_a$$

(28)

met: C_w concentratie van de bodemoplossing (mg/l)

C_a concentratie in de bodemlucht (mg/l)

C_s concentratie op de vaste fase (mg/kg ds)

D longitudinale dispersiecoëfficiënt (m^2/j)

D_{eff} effectieve diffusiecoëfficiënt (m^2/j)

j_w waterflux (m/j) (

ρ schijnbare droge dichtheid (kg ds/l)

θ_w volumetrisch vochtgehalte (cm^3/cm^3)

θ_a volumetrisch luchtgehalte (cm^3/cm^3)

μ_w, μ_a, μ_s eerste-orde afbraakconstanten in de water-, lucht- en vaste fase (1/j)

In de CDE zijn de volgende processen vervat:

- convectie: beweging met het bodemwater of grondwater mee
- diffusie: in de water- en luchtfase
- dispersie: spreiding ten gevolge van poreuze en heterogene karakter van de bodemmatrix
- sorptie: reactie van de contaminant met de vaste fase van de bodem/aquifer door reversiebele sorptie
- afbraak in verschillende bodemfasen
- vervluchtiging

De waterstroming j_w wordt verondersteld stationair te zijn, of wordt simultaan berekend via vergelijking 20 en 21.

De wiskundige oplossing van de CDE voorspelt de contaminantconcentratie $c(x,t)$ op plaats x op tijd t voor een gegeven initiële conditie (bv. een verontreinigingspluim bevindt zich reeds in het grondwater, ...) en gekende randvoorwaarden (bv. de verontreiniging blijft lekken uit de onverzadigde zone, maar neemt af in de tijd). De berekende concentratie in een receptor in relatie tot de concentratie in de bron bepaalt de attenuatie die een contaminant ondergaat op de weg van bron naar receptor. De transportvergelijking kan wiskundig opgelost worden via analytische of numerieke technieken.

6.4.3 Analytische oplossingen van de convectie-dispersievergelijking

Analytische (exact wiskundige) oplossingen (d.w.z. een concentratiewaarde op afstand x en tijd t) van de convectie-dispersievergelijking (Vergl. 28) zijn beschikbaar voor een aantal scenario's (m.a.w. het probleem wordt vereenvoudigd tot het voldoet aan de randvoorwaarden om analytisch oplosbaar te zijn):

- homogene bodems/aquifers: er bestaan analytische oplossingen voor gelaagde (heterogene) media, maar die zijn vaak beperkt tot twee lagen (bv. Leij et al., 1991);
- lineaire sorptie: er bestaan analytische oplossingen voor niet-lineaire sorptie (bv. Bosma, 1994), maar die zijn beperkt tot constante aanvoer van contaminanten;
- stationaire waterstroming: m.a.w. q is een constante; geen koppeling met transiënte (veranderende) condities in vochtgehalte en drukhoogte;

Analytische oplossingen voor diverse initiële condities (zuivere bodem/aquifer, homogeen verontreinigde bodem/aquifer, heterogeen verontreinigde bodem/aquifer) en randvoorwaarden (stapfunctie, dirac puls, enkelvoudige puls, meervoudige puls, exponentiële randvoorwaarde) worden gegeven in Toride en Leij (1995), van Genuchten en Alves (1982), Leij en Bradford (1994), Jury en Roth (1990), Een uitvoerige beschrijving van mogelijke analytische oplossingen voor diverse randvoorwaarden valt buiten het bestek van deze opdracht. De beschrijving wordt beperkt tot vereenvoudigde (conservatieve) scenario's, bruikbaar voor een risico-evaluatie in de fase van een beschrijvend bodemonderzoek. Hierbij wordt ervan uitgegaan dat:

- de **bron** afgebakend is: zowel een initiële verontreinigde bodem of grondwater (concentratiebron: eerste type randvoorwaarde) als een verontreiniging die wordt toegediend aan de bodem of grondwater (fluxbron: derde type randvoorwaarde) worden beschouwd; de **bron** zich kan bevinden **in de onverzadigde zone of in de verzadigde zone**;
- het transport **ééndimensionaal** is (analytische oplossingen voor ééndimensionale CDE). In realiteit is het transport drie-dimensionaal: een ééndimensionale weergave is conservatief omdat verondersteld wordt dat de pluim geen dispersie heeft in de vlakken loodrecht op de stromingsrichting;
- dat de **contaminant** op de weg tussen bron en receptor geattenuëerd wordt door **vervluchtiging** en **afbraak** in de **onverzadigde zone** en door **afbraak** in de **verzadigde zone**;
- het **stromings- en transportdomein homogeen** en **isotroop** is; conservatieve modelparameters worden gebruikt voor de berekening van de verspreiding (d.w.z. de parameters van de meest gevoelige laag, i.c. de laag met de grootste doorlatendheid en geringste sorptie)

<i>Locatie bron</i>	<i>Type bron</i>	<i>Dimensie</i>	<i>Receptor</i>
<i>onverzadigde zone</i>	<i>constante concentratie</i>	<i>1D + semi-oneindig</i>	<i>grondwater</i>
	<i>-fluxbron (lekkende tank, atmosferische depositie)</i> <i>-residente bron (verontreinigde bodem)</i>		
	<i>puls</i>	<i>1D + semi-oneindig</i>	<i>grondwater</i>
	<i>-fluxbron</i> <i>-residente bron</i>		
<i>verzadigde zone</i>	<i>constante concentratie</i>	<i>1D + oneindig</i>	<i>grondwater, winning, oppervlaktewater,</i>
	<i>fluxbron</i> <i>residente bron</i>		
	<i>puls</i>	<i>1D + oneindig</i>	<i>grondwater, winning, oppervlaktewater,</i>
	<i>fluxbron</i> <i>residente bron</i>		
<i>onverzadigde zone + verzadigde zone</i>	<i>residente bron</i>	<i>1D-semi-oneindig (OZ) en 1D-oneindig (VZ)</i>	<i>grondwater, winning, oppervlaktewater</i>

Tabel 27. Mogelijke scenario's voor bron-pad-receptor analyse.

In Tabel 27 worden de mogelijke scenario's voorgesteld voor een gecontamineerd terrein. De bron kan zich in de onverzadigde zone, de verzadigde zone of in beide bevinden. De bron kan voorkomen onder de vorm van een verontreinigde bodem of bodemlaag, of een verontreinigd grondwater (aangeduid met de term residente bron). De bron kan ook onder opgeloste vorm met een bepaalde flux worden toegediend (bv. lekkende tank, of atmosferische depositie, ...: aangeduid met de term fluxbron). Een bron kan ook ontstaan in het stromingsdomein (bv. productie van een toxisch dochterproduct door afbraak van de moedermolecule). Verschillende bronnen kunnen worden gesuperponeerd, zodat de combinatie van verschillende scenario's mogelijk is. In wiskundige termen betekent dit dat de oplossing van vergelijking 28 de som is van de oplossing voor een initieel-waarde-probleem (residente bron), een rand-waarde probleem (flux-bron) en een productie-waarde-probleem (dochterproducten) (Toride et al., 1995).

Vervluchtiging is niet als een apart proces beschreven in vergelijking 28. Vervluchtiging wordt beschreven als een eerste-orde proces waarvan de eerste-orde constante gegeven wordt door:

$$\mu_g = 2D_{eff} \frac{\theta_a H'}{L_d^2 (\rho_b K_d + \theta_w + \theta_a H')} \quad (29)$$

De eerste-orde constante voor vervluchtiging μ_g (1/j) wordt opgeteld bij de afbraakconstante voor bodem (μ_b) om een totale “verdwijnen”constante te bekomen:

$$\mu = \mu_b + \mu_g \quad (30)$$

De stofparameters die nodig zijn om vergelijking 28 op te lossen, werden reeds gebruikt bij de berekening van de toetsingswaarde (Kd-factor, Henry-constante). Sitespecifieke kenmerken of parameters (bodemtype, bedekkingsgraad, landgebruik, topografie, grondwatergradiënt, hydraulische geleidbaarheid grondwater, diepte grondwatertafel, afstand tot receptor...) worden betrokken uit het beschrijvend bodemonderzoek. Indien geen sitespecifieke parameters voor handen zijn, worden dezelfde modelparameters gebruikt als voor de berekening van de toetsingswaarde.

6.4.4 Analytische software

6.4.4.1 Vito-software

Er bestaat publieke, commerciële en on-line software die de convectie-dispersievergelijking wiskundig oplost voor diverse scenario's (zie 6.4.4.2). Het nadeel van deze software is dat de gebruiker weinig begeleid wordt in de keuze van het geschikte scenario. Enige expertkennis is vereist om de juiste randvoorwaarden te koppelen aan het gestelde transportprobleem. Door Vito werd op basis van de CXTFIT code (Toride en Leij, 1995; zie 6.4.4.2) een flexibele software-tool ontwikkeld die de gebruiker ondersteunt in de keuze van de randvoorwaarden. De gebruiker kan het probleem modulair samenstellen (enkel onverzadigde zone, enkel verzadigde zone, combinatie van onverzadigde zone + verzadigde zone, externe bron, ...). De software lost in de achtergrond de transportvergelijking op. De benodigde stofdata – met uitzondering van de afbraak- en productieparameters- worden uit de Vlier-Humaan stofdatabank betrokken.

Voor de **onverzadigde zone** wordt de gebruiker gevraagd de infiltratieflex, de dikte van de onverzadigde zone, de bulk dichtheid, het vochtgehalte, de lengte van de bronzone, de dispersie-coëfficiënt en de tijdsduur van de berekening in te geven. De infiltratieflex is gelijk aan de jaarlijkse neerslag verminderd met de oppervlakkige afstroming en de evapotranspiratie. De waarde van de infiltratieflex voor een bepaald bodemtype, landgebruik en hellingsgraad kan afgelezen worden uit de ontwikkelde tabellen (zie Bijlage C). Voor bronzones met een gemengd landgebruik (vb. 40% verhard oppervlak en 60% gras) wordt het gewogen gemiddelde van de beide infiltratieflexen gebruikt (in voorgaand voorbeeld $0,4 * q_{verhard\ oppervlak} + 0,6 * q_{gras}$).

De dispersie-coëfficiënt D (m^2/j) wordt door het model berekend uitgaande van een vaste waarde voor de dispersiviteit λ . De dispersiviteit λ ($=D/v$) is een materiaalconstante en is afhankelijk van zowel bodemtextuur als –structuur. De waarde kan bepaald worden a.h.v. kolom-uitspoelingsexperimenten. Op basis van gepubliceerde waarden voor Belgische bodems (Mallants et al., 1994; Mallants et al., 1996; Vanderborgh et al., 2001) is de gemiddelde dispersiviteit berekend en is gekozen voor $\lambda = 15$ cm als representatieve waarde. De dispersie-coëfficiënt D (m^2/j) wordt dan:

$$D = 0.15 * v \quad (31)$$

met v de poriënwatersnelheid ($=q/\theta_w$) (m/j). Voor de tijdsduur van de berekening wordt een indicatieve waarde gegeven door het model, maar de gebruiker kan deze aanpassen a.h.v. de modelresultaten zodanig dat de doorbraak van de contaminant volledig binnen de tijdsduur van de berekening valt.

Voor de **verzadigde zone** heeft het model de potentiaalgradiënt i (m/m), de verzadigde conductiviteit k (m/j), de bulk dichtheid ρ_b (kg/l) en porositeit θ_s (cm^3/cm^3) van de freatische grondwaterlaag, de afstand tot de receptor, de dispersie coëfficiënt, de dikte van de freatische grondwaterlaag en de tijdsduur van de berekening nodig. De dispersie coëfficiënt D (m^2/j) kan ingegeven worden door de gebruiker of wordt berekend volgens (Xu and Eckstein, 1995):

$$D = 0.83(\log_{10} X)^{2.414} v \quad (32)$$

met X de afstand tot de receptor (m) en v de grondwatersnelheid ($=ki/\theta_s$) (m/j). De dilutiefactor wordt door het model berekend volgens vergelijking 7.

Voor de karakterisatie van de **contaminant** moet minstens de K_d gegeven worden (Tabel 24). Indien er afbraak of productie is, moeten de gepaste constanten ook geleverd worden. Afbraak en productie kunnen afzonderlijk in elk compartiment (onverzadigde zone en verzadigde zone) gedefinieerd worden. Voor de initiële concentratie van de contaminant wordt de verticale verdeling in de onverzadigde zone gevraagd en/of de initiële concentratie in het grondwater. Het model lost de eerste keer de transportvergelijking op voor de onverzadigde zone, en zal dan in tweede instantie de uitspoeling uit de onverzadigde zone omzetten naar een reeks pulsen die doorgegeven worden naar de verzadigde zone, en de concentraties delen door de dilutiefactor DF. Vervolgens wordt de transportvergelijking voor de tweede maal opgelost voor de verzadigde zone en kan de concentratie in functie van de tijd aan de receptor bekeken worden. Het is mogelijk de concentraties aan de overgang van de onverzadigde naar de verzadigde zone te bekijken, en de gebruiker kiest welke processen hij aan of uit schakelt.

6.4.4.2 **STANMOD for Windows (publiek domein)**

STANMOD (STudio of ANalytical MODels) is een Windows gebaseerd softwarepakket voor de berekening van stoftransport in poreuze media dat gebruik maakt van analytische oplossingen van de transportvergelijking in één of meer dimensies. STANMOD omvat de volgende modellen:

Modellen voor 1D-transport problemen:

- CXTFIT 2.0 [Toride et al., 1995]
- CFITM [van Genuchten, 1980]
- CFITIM [van Genuchten, 1981]
- CHAIN [van Genuchten, 1985]
- SCREEN [Jury et al., 1983]

Modellen voor 2D en 3D-transport problemen:

- 3DADE [Leij and Bradford, 1994]

- N3DADE [Leij and Toride, 1997]

CXTFIT

Stanmod bevat een gewijzigde versie van de CXTFIT code (Toride et al.[1995]) voor schatting van stoftransport parameters via de methode van de kleinste kwadraten. Het model wordt gebruikt voor het aanpassen van analytische oplossingen van de ééndimensionale transportvergelijking aan experimentele resultaten. Het programma kan ook worden gebruikt voor het oplossen van een direct of voorwaarts probleem om concentraties in functie van plaats en tijd te voorspellen. Drie verschillende transportmodellen worden beschouwd: (i) de conventionele evenwichts CDE (zie vergelijking 28; toegepast in de Vito-software), (ii) de niet-evenwichtsvergelijking en (iii) het stochastisch stream tube model met lokaal evenwicht of niet-evenwicht.

CFITM

STANMOD bevat ook een vernieuwde versie van de CFITM code van van Genuchten [1980] specifiek ontworpen voor de evaluatie van kolomeffluenten met behulp van analytische oplossingen van de ééndimensionale evenwichts CDE voor half-oneindige of eindige kolommen.

CFITIM

STANMOD bevat tevens een vernieuwde versie van de CFITIM code van van Genuchten [1981] specifiek ontworpen voor de evaluatie van kolomeffluenten met behulp van analytische oplossingen van de ééndimensionale evenwichts- en niet-evenwichts CDE voor half-oneindige of eindige kolommen.

CHAIN

STANMOD omvat de CHAIN code van van Genuchten [1985] voor de oplossing van de CDE voor opgeloste stoffen die betrokken zijn in sequentiële afbraakreacties.

SCREEN

Het model van Jury et al. (1983) beschrijft het gedrag en transport van organische verbindingen. Het model veronderstelt lineair evenwichtspartitie tussen gas, water en vaste fase, eerste orde afbraak en vervluchtiging doorheen een stagnante grenslaag aan het bodemoppervlak. SCREEN heeft als parameters organische koolstof partitie coëfficiënt (K_{oc}), Henry's constante (K_h), and een eerste orde afbraakconstante of halwaardetijd nodig.

DADE

In STANMOD zit ook de 3DADE code van Leij and Bradford [1994] met analytische oplossingen van de twee- en driedimensioneel evenwichtsstoftransport. De analytische oplossingen veronderstellen stationaire 1D waterstroming met dispersiecomponenten loodrecht op de stromingsrichting. 3DADE kan gebruikt worden voor directe oplossingen en voor inverse modellering.

N3DADE

Een variant op 3DADE is N3DADE (Leij and Toride [1997]) met analytische oplossingen voor twee- en driedimensionaal niet-evenwichtstransport. Zowel chemische als fysische kinetiek kunnen worden gemodelleerd.

Systeemvereisten

Intel Pentium processor, 16 Mb RAM, hard disk met 20 Mb vrije ruimte VGA graphics (SVGA with 256 colors recommended), MS Windows 95 or higher.

Verdere informatie

Simunek, J., M. Th. van Genuchten, M. Sejna, N. Toride, and F. J. Leij, The STANMOD computer software for evaluating solute transport in porous media using analytical solutions of convection-dispersion equation. Versions 1.0 and 2.0, IGWMC - TPS - 71, International Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado, 32pp., 1999.

Recentste versie (public domain downloadbaar)

http://www.pc-progress.cz/Fr_Hydrus.htm

6.4.5 Numerieke oplossingen van de convectie-dispersievergelijking

Analytische oplossingen van de transportvergelijking zijn beperkt tot welbepaalde randvoorwaarden (zie boven). Numerieke oplossingen zoals eindige verschil- of eindige elementmethoden, laten toe een heterogeen stromingsveld (bv. verschillende lagen met verschillende hydraulische en chemische eigenschappen) of transiënte randvoorwaarden te definiëren (bv. variaties in neerslag of stofconcentratie aan de rand van het stromingsdomein). Hierna worden enkele state-of-the-art computercodes opgelijst voor berekening van waterstroming en stoftransport in variabel gesatureerde poreuze media.

6.4.5.1 HYDRUS-1D Algemeen

HYDRUS1D (Simunek et al., 1998) is een eindige elementen code voor de simulatie van waterstroming, warmte- en stoftransport in een variabel gesatureerd poreus medium. Het programma lost simultaan de Richards' vergelijking voor waterstroming in variabel gesatureerde poreuze media en de convectie-dispersievergelijking voor warmte- en stoftransport via numerieke weg op. De code kan worden gebruikt om water- en stofstroming te berekenen in onverzadigde, gedeeltelijk verzadigde of volledig verzadigde poreuze media. Het stromingsveld kan bestaan uit niet-uniforme bodems, de stromingsrichting kan vertikaal zijn, horizontaal of volgens een bepaalde hoek.

Processen

De processen en de modelformuleringen die in HYDRUS1D vervat zitten, worden beschreven in de onderstaande tabel. De betreffende wiskundige vergelijkingen, naargelang de processen die voor het te modelleren probleem vereist zijn, worden voor iedere tijdsstap simultaan opgelost. Naast de hierboven vermelde vergelijkingen voor water- en stoftransport, wordt ook wortelgroei en wortelopname gemodelleerd, waarbij rekening kan gehouden worden met vegetatieve stress ten gevolge van droogte of verzilting. Door de koppeling van warmtetransport met water- en stoftransport kan de invloed van temperatuur mee in rekening worden gebracht (bv. vervluchtiging).

Proces	Wiskundige omschrijving
<i>bladgroei</i>	<i>niet beschikbaar</i>
<i>stengelgroei (éénjarige gewassen)</i>	<i>niet beschikbaar</i>
<i>potentiële evapotranspiratie</i>	<i>niet beschikbaar</i>
<i>interceptie door bovengrondse plantendelen</i>	<i>niet beschikbaar</i>
<i>verdamping van bovengrondse plantendelen</i>	<i>niet beschikbaar</i>
<i>waterstroming bodemmatrix</i>	<i>Richards' vergelijking</i>
<i>hysterese hydraulische eigenschappen</i>	<i>wetting en drying curve</i>
<i>waterstroming macroporiën</i>	<i>niet beschikbaar</i>
<i>uitwisseling van water tussen poriëndomeinen</i>	<i>niet beschikbaar</i>
<i>wateropname door wortels</i>	<i>sink term in Richards' vergelijking</i>
<i>waterstress opname</i>	<i>stress respons functie</i>
<i>zoutstress opname</i>	<i>stress respons functie</i>
<i>wortelgroei</i>	<i>logistische groeifunctie</i>
<i>evenwicht stoftransport</i>	<i>convectie-dispersievergelijking</i>
<i>niet-evenwicht stoftransport</i>	<i>eerste-orde uitwisseling tussen mobiel en immobiel water</i>
<i>stofopname door wortels</i>	<i>passief via wateropname</i>
<i>warmtetransport</i>	<i>convectie-dispersievergelijking</i>
<i>evenwichtssorptie</i>	<i>gegeneraliseerde Langmuir-Freundlich vergelijking</i>
<i>niet-evenwichtssorptie</i>	<i>eerste-orde reactiekinetiek</i>
<i>vervluchtiging</i>	<i>wet van Fick: diffusie in de gasfase</i>
<i>afbraak</i>	<i>eerste-orde reactieproces</i>
<i>vorming van dochterproducten</i>	<i>eerste-orde productie (tot 6 producten)</i>
<i>invloed van temperatuur</i>	<i>Arrhenius vergelijking voor transport- en reactieparameters</i>

Tabel 28. Processen in Hydrus.

Modelparameters

In tabel 17 zijn de vereiste modelparameters beschreven voor de diverse processen. Naargelang bepaalde processen in het model worden aan- of uitgeschakeld, zijn verschillende modelparameters vereist. Bv. voor een eenvoudig geval van isothermische waterstroming in een homogeen profiel volstaan de hydraulische functies zonder hysteresis of temperatuursafhankelijkheid. Daarbij kan een eerste inschatting gemaakt worden van de hydraulische parameters geschat via bodemklassen (zand, lemig zand, klei, ...) of via het Rosetta neuraal netwerk model op basis van textuurgegevens, gegevens over dichtheid e.a..

<i>Parameter</i>	<i>Omschrijving</i>	<i>HYDRUS</i>
<i>Waterstroming</i>		
<i>hydraulische functies</i>	<i>relatie tussen hydraulische geleidbaarheid en waterpotentiaal en tussen waterpotentiaal en vochtgehalte met inbegrip van hysteresis en temperatuursafhankelijkheid</i>	<i>Brooks en Corey van Genuchten/Mualem, Vogel en Cislerova parameters voor diverse bodemklassen of schatting op basis van neuraal netwerk</i>
<i>Gewasgroei en plantopname</i>		
<i>water stress-respons functies</i>	<i>relatie tussen osmotische druk/waterpotentiaal en herschaalde wateropname</i>	<i>Feddes: databank met Feddes' parameters voor diverse gewassen S-vorm: vormparameters</i>
<i>wortelgroei</i>	<i>relatie tussen tijd en herschaalde worteldiepte</i>	<i>diepte-distributiecoëfficiënt (exponentieel), oogsttijd, initiële worteldiepte, maximale worteldiepte</i>
<i>Stoftransport</i>		
<i>dichtheid</i>	<i>massa droge grond per volume bodem</i>	<i>sitespecifiek</i>
<i>longitudinale dispersiviteit</i>	<i>maat voor dispersie</i>	<i>sitespecifiek</i>
<i>sorptie-isotherme</i>	<i>relatie tussen evenwichtsconcentratie in oplossing en geadsorbeerde hoeveelheid</i>	<i>algemene Langmuir-Freundlich, parameters stof- en sitespecifiek</i>
<i>dimensieloze Henry coëfficiënt</i>	<i>verdelingscoëfficiënt tussen gasfase en waterfase</i>	<i>stofspectief</i>
<i>moleculaire diffusiecoëfficiënt in water</i>		<i>stofspectief</i>
<i>moleculaire diffusiecoëfficiënt in lucht</i>		<i>stofspectief</i>

<i>fractie evenwichtssites</i>	<i>fractie van de sorptie-sites in evenwicht met de opgeloste fase (chemisch niet-evenwicht)</i> <i>fractie van de sorptie-sites in contact met mobiel water (fysisch niet-evenwicht)</i>	<i>1 (evenwicht)</i>
<i>snelheidsconstante uitwisseling</i>	<i>snelheidsconstante voor de eerste-orde sorptiereactie (chemisch niet-evenwicht)</i> <i>massatransfercoëfficiënt voor eerste-orde diffusie (fysisch niet-evenwicht)</i>	<i>0 (evenwicht)</i>
<i>snelheidsconstante degradatie</i>	<i>eerste orde constante voor opgeloste, vaste en luchtfase</i>	<i>stofspectief</i>
<i>Warmtetransport</i>		
<i>volumetrische warmtecapaciteit</i>	<i>warmtecapaciteit voor de drie bodemfasen</i>	<i>default waarden</i>
<i>thermische geleidbaarheidscoëfficiënten</i>	<i>coëfficiënten van de thermische geleidbaarheidsfunctie: relatie tussen thermische geleidbaarheid en vochtgehalte</i>	<i>klei, leem en zandgrond</i>
<i>thermische dispersiviteit</i>	<i>maat voor warmtespreiding</i>	<i>default waarde</i>

Tabel 29. Parameters in Hydrus.

Stromingsveld

Naast een homogeen stromingsveld, kan een heterogeen stromingsveld in HYDRUS1D gerealiseerd worden op drie wijzen:

- door het aanbrengen van lagen met verschillende eigenschappen
- door gebruik te maken van herschaling van hydraulische parameters, waarbij rekening wordt gehouden met de ruimtelijke variabiliteit van de hydraulische eigenschappen in het stromingsveld
- door gebruik te maken van niet-evenwichtsmodellering, waarbij twee bodemzones worden gedefinieerd

Randvoorwaarden

Aan de randen van het model kunnen de volgende randvoorwaarden worden opgelegd. Voor waterstroming zijn constante drukhoogte, constante waterflux, variabele waterflux, variabele drukhoogte en vrije drainage randvoorwaarden die door de gebruiker worden opgelegd. Constante drukhoogte en constante waterflux aan de bovenste rand zijn typisch voor experimentele situaties waarbij resp. een constante waterhoogte boven en een constante flux aan de bovenzijde van een bodemkolom wordt aangehouden. Vrije drainage is typisch een randvoorwaarde die wordt opgelegd aan bodemprofielen waar de grondwatertafel ver beneden het bodemprofiel zit. De

aanwezigheid van een grondwatertafel in het profiel kan worden in rekening gebracht door de aanname van een constante drukhoogte (nul) voor een constant niveau van de grondwatertafel of een diepe drainage waarbij de flux afhankelijk is van de positie van de grondwatertafel. Systeemafhankelijke randvoorwaarden zijn de variabele flux/drukhoogte, de atmosferische randvoorwaarden en kwel. In het geval van een variabele flux/drukhoogte wordt de actuele flux aan het bodemoppervlak gecontroleerd door het vochtgehalte in de bovenste bodemlaag, waarbij zich situaties kunnen voordoen dat een flux randvoorwaarde overgaat in een drukhoogte randvoorwaarde. Voorbeeld van een variabele flux/drukhoogte is een hevige regenbui die een klein laagje water vormt op het bodemoppervlak voor run-off wordt geïnitieerd. De gebruiker moet aangeven wat de maximale (infiltratie) of minimale (evaporatie) drukhoogte is aan het bodemoppervlak. Voor atmosferische randvoorwaarden zijn twee mogelijkheden voor handen: wateropbouw of onmiddellijke afvoer via run-off. In geval van atmosferische randvoorwaarden, moeten neerslaggegevens en potentiële evapotranspiratie door de gebruiker worden opgelegd.

Proces	Bovenste rand (bodemoppervlak)	Onderste rand (onderkant bodemprofiel)
<i>Waterstroming</i>	<i>constante drukhoogte</i>	<i>constante drukhoogte</i>
	<i>constante waterflux</i>	<i>constante waterflux</i>
	<i>variabele flux/drukhoogte</i>	<i>variabele drukhoogte</i>
	<i>variabele drukhoogte</i>	<i>variabele waterflux</i>
	<i>atmosferische conditie met wateropbouw</i>	<i>diepe drainage</i>
	<i>atmosferische conditie met run-off</i>	<i>vrije drainage</i>
		<i>kwel</i>
		<i>horizontale drainage</i>
<i>Stoftransport</i>	<i>constante concentratie</i>	<i>constante concentratie</i>
	<i>constante flux</i>	<i>constante flux</i>
	<i>grenslaagflux voor vluchtige stoffen</i>	<i>nulgradiënt in concentratie</i>
<i>Warmtetransport</i>	<i>constante temperatuur</i>	<i>constante temperatuur</i>
	<i>constante warmteflux</i>	<i>constante warmteflux</i>
		<i>nulgradiënt in temperatuur</i>

Tabel 30. Randvoorwaarden in Hydrus.

Voor stoftransport kunnen constante concentratie of constante flux randvoorwaarden worden opgelegd. In transportstudies worden meestal nulgradiëntvoorwaarden aan de

onderste rand opgelegd. Voor vluchtige componenten wordt een constante flux type randvoorwaarde gebruikt met een stagnerende grenslaag.

Aan het begin van de simulatie (initiële voorwaarden) moet het drukhoogte-, het concentratie- en het temperatuursprofiel worden opgegeven.

Inverse modellering

HYDRUS1D beschikt over een module om modelparameters (zie bovenstaande tabel 18) te schatten via inverse modellering.

Update

Nieuwe processen die op dit moment worden getest met de bestaande HYDRUS, zijn: virus en colloid transport gebaseerd op filtratietheorie, hysteretische sorptie, 'dual porosity' en 'dual-permeability' opties, gekoppelde warmte-, water-, en damptransport, koppeling met PHREEQC, Penman-Montheith, dynamische BCs in 2D. Het is nog niet duidelijk wanneer de nieuwe versie uitkomt en welke aanpassingen daarin terug te vinden zijn.

Toepassingen en referenties

Het model is toegepast in diverse impact assessment studies van landbouwactiviteiten op bodem- en grondwaterkwaliteit en van lozing van milieugevaarlijke stoffen op of in de bodem, o.m. in de beoordeling van het uitloogrisico van zware metalen in bodems en zinkassenwegen en bij berekeningen voor de berging van laagradioactief afval in de onverzadigde zone.

Systeemvereisten

Intel 80386 met math coprocessor, Intel 80486DX, of hoger, 4 Mb RAM, DOS 5.0 of hoger, hard disk met minstens 10 Mb vrije ruimte, VGA graphics (SVGA met 256 kleuren aanbevolen), MS Windows 95, 98, or Windows NT.

Verdere informatie

Simunek, J., M. Šejna, and M. Th. van Genuchten, The [HYDRUS-1D](#) software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. *Version 2.0, IGWMC - TPS - 70*, International Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado, 202pp., 1998.

Recentste versie (public domain downloadbaar)

http://www.pc-progress.cz/Fr_Hydrus.htm

Oudere versies en demo's: te downloaden via internet van USSL website:

<http://www.ussl.ars.usda.gov/MODELS/MODELS.HTM>

6.4.5.2

HYDRUS-2D Algemeen

HYDRUS2D (Simunek et al., 1998) is een tweedimensionale eindige elementen code voor de modellering van waterstroming en stoftransport in variabel gesatureerde poreuze media. Het stromingsveld kan bestaan uit niet-uniforme bodems met een willekeurige graad van anisotropie en afgebakend door onregelmatige randen.

Optioneel kan een gridgenerator MESHGEN2D gebruikt worden voor de opbouw van een niet-gestructureerd eindige elementengrid. Waterstroming en transport wordt beschreven in een vertikaal vlak, horizontaal vlak of in een driedimensionaal axisymmetrisch stromingsveld.

Processen en modelparameters

cfr. HYDRUS1D.

Stromingsveld

Naast een homogeen stromingsveld, kan een heterogeen stromingsveld in HYDRUS2D gerealiseerd worden op de volgende wijzen:

- door het aanbrengen van lagen met verschillende eigenschappen
- door gebruik te maken van herschaling van hydraulische parameters, waarbij rekening wordt gehouden met de ruimtelijke variabiliteit en ruimtelijke correlatie (correlatielengte) van de hydraulische eigenschappen in het stromingsveld
- anisotropie
- door gebruik te maken van niet-evenwichtsmodellering, waarbij twee bodemzones worden gedefinieerd

Randvoorwaarden

Cfr. HYDRUS1D. Een specifieke randvoorwaarde van HYDRUS2D is de definitie van een drainagesysteem.

Proces	Bovenste rand (bodemoppervlak)	Andere randen
<i>Waterstroming</i>	<i>constante drukhoogte constante waterflux variabele flux/drukhoogte variabele drukhoogte atmosferische conditie met wateropbouw atmosferische conditie met run-off</i>	<i>constante drukhoogte constante waterflux variabele drukhoogte variabele waterflux diepe drainage vrije drainage kwel horizontale drainage</i>
<i>Stoftransport</i>	<i>constante concentratie constante flux grenslaagflux voor vluchtige stoffen</i>	<i>constante concentratie constante flux nulgradiënt in concentratie</i>
<i>Warmtetransport</i>	<i>constante temperatuur constante warmteflux</i>	<i>constante temperatuur constante warmteflux nulgradiënt in temperatuur</i>

Tabel 31. Randvoorwaarden in Hydrus-2D.

De drukhoogte langs de rand van een drain in de verzadigde zone wordt gelijk aan nul gesteld (pressure head sink). In de onverzadigde zone gedraagt de drain zich als een sink/source zonder recharge.

Inverse modellering

HYDRUS2D beschikt over een module om modelparameters (zie bovenstaande tabel) te schatten via inverse modellering.

Update

Nieuwe processen die op dit moment worden getest met de bestaande HYDRUS, zijn: virus en colloid transport gebaseerd op filtratietheorie, hysteretische sorptie, dual porosity en dual-permeability opties, gekoppelde warmte-, water-, en damptransport, koppeling met PHREEQC, Penman-Montheith, dynamische BCs in 2D. Het is nog niet duidelijk wanneer de nieuwe versie uitkomt en welke aanpassingen daarin terug te vinden zijn.

Toepassingen en referenties

Het model is toegepast in diverse impact assessment studies van landbouwactiviteiten op bodem- en grondwaterkwaliteit en van lozing van milieugevaarlijke stoffen op of in de bodem, o.m. in de beoordeling van het uitloogrisico van zware metalen in bodems en zinkassenwegen en bij berekeningen voor de berging van laagradioactief afval in de onverzadigde zone.

Systeemvereisten

Intel 80386 met math coprocessor, Intel 80486DX, of hoger, 4 Mb RAM, DOS 5.0 of hoger, hard disk met minstens 10 Mb vrije ruimte, VGA graphics (SVGA met 256 kleuren aanbevolen), MS Windows 95, 98, or Windows NT.

Verdere informatie

Simunek, J., M. Šejna, and M. Th. van Genuchten, The [HYDRUS-2D](#) software package for simulating the two-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. *Version 2.0, IGWMC - TPS - 70*, International Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado, 202pp., 1998.

Recentste versie

http://www.pc-progress.cz/Fr_Hydrus.htm

Oudere versies en demo's: te downloaden via internet van USSL website:

<http://www.ussl.ars.usda.gov/MODELS/MODELS.HTM>

6.4.5.3

MACRO Algemeen

MACRO, versie 5.0 (Larssbo en Jarvis, 2003) is een computerprogramma voor de simulatie van waterstroming, warmte- en stoftransport in een ééndimensionaal variabel verzadigd poreus medium. Het model is ontwikkeld voor gestructureerde bodems waarbij waterstroming en stoftransport via preferentiële kanalen verloopt. Het model verdeelt de bodem daarbij in twee stromingsdomeinen: een hoogpermeabel/weinig poreus domein bestaande uit macroporiën en een laagpermeabel/sterk poreus domein dat bestaat uit de bodemmatrix (microporiën). Het programma lost de Richards' vergelijking voor waterstroming op voor de bodemmatrix en de stromingsvergelijking voor gravitaire stroming in de macroporiën. Simultaan wordt de convectie-dispersie vergelijking voor de bodemmatrix en een convectie

vergelijking voor de macroporiën opgelost. Een specifieke module van het MACRO model is de interceptie, de dissipatie en de afspoeling van de opgeloste stof op gewassen. Het model is specifiek ontworpen voor pesticiden. Het is door de EU aanvaard als één van de modellen om de impact van pesticiden op grondwater te evalueren (Focus Werkgroep) in het kader van de registratie van pesticiden volgens de EU richtlijn 91/414/EEC.

Processen

De processen en de modelformuleringen die in MACRO vervat zitten, worden beschreven in de onderstaande tabel 20.

Proces	Wiskundige omschrijving
<i>bladgroei</i>	<i>relatie tussen green leaf area index (GLAI) en tijd</i>
<i>stengelgroei (éénjarige gewassen)</i>	<i>dubbele lineaire relatie tussen gewashoogte en tijd</i>
<i>potentiële evapotranspiratie</i>	<i>Penman-Monteith uit klimatologische parameters</i>
<i>interceptie</i>	<i>lineaire relatie tussen interceptiecapaciteit en tijd</i>
<i>verdamping van bovengrondse plantendelen</i>	<i>produkt van potentiële evapotranspiratie met enhancement factor</i>
<i>waterstroming in bodemmatrix</i>	<i>Richards' vergelijking</i>
<i>hysterese hydraulische eigenschappen</i>	<i>niet beschikbaar</i>
<i>waterstroming in macroporiën</i>	<i>kinematische golfvergelijking</i>
<i>uitwisseling van water tussen poriëndomeinen</i>	<i>sink term in Richards' vergelijking</i>
<i>wateropname door wortels</i>	<i>sink term in Richards' vergelijking</i>
<i>waterstress opname</i>	<i>stress respons functie met threshold</i>
<i>zoutstress</i>	<i>niet beschikbaar</i>
<i>wortelgroei (éénjarige gewassen)</i>	<i>dubbele lineaire relatie tussen worteldiepte en tijd</i>
<i>evenwicht stoftransport</i>	<i>convectie-dispersievergelijking</i>
<i>niet-evenwicht stoftransport (fysisch niet-evenwicht)</i>	<i>eerste-orde uitwisseling én massastroming tussen microporiën en macroporiën</i>
<i>stofopname door wortels</i>	<i>passief via wateropname</i>

<i>warmtetransport</i>	<i>conductievergelijking</i>
<i>evenwichtssorptie</i>	<i>Freundlich vergelijking</i>
<i>niet-evenwichtssorptie (chemisch niet-evenwicht)</i>	<i>niet beschikbaar</i>
<i>vervluchtiging</i>	<i>niet beschikbaar</i>
<i>afbraak</i>	<i>eerste-orde reactieproces</i>
<i>vorming van dochterproducten</i>	<i>eerste-orde productie (tot 1 product)</i>
<i>invloed van temperatuur</i>	<i>benaderde Arrhenius vergelijking voor afbraakparameters</i>

Tabel 32. Processen in MACRO.

De betreffende wiskundige vergelijkingen, naargelang de processen die voor het te modelleren probleem vereist zijn, worden voor iedere tijdsstap simultaan opgelost. MACRO wijkt af van HYDRUS op het gebied van het modelleren van waterstroming én stoftransport in twee afzonderlijke domeinen, nl. micro- en macroporiën, en voor de modellering van de interceptie, dissipatie en afspoeling van bovengrondse plantendelen. Vervluchtiging wordt niet meegenomen in de huidige MACRO. In quasi verzadigde gronden met macroporiën neemt de hydraulische geleidbaarheid plots sterk toe over een klein drukhoogte-interval. Om waterstroming in dergelijke gronden te modelleren, wordt in MACRO de totale porositeit verdeeld in microporiën en macroporiën. Microporiën en macroporiën opereren als verschillende stromingsdomeinen die elk gekarakteriseerd worden door een eigen verzadiging, geleidbaarheid en flux. Omdat het niet eenvoudig is om nauwkeurige hydraulische functies $K(h)$ en $\theta(h)$ te definiëren voor de macroporiën, gaat MACRO uit van een gravitaire waterstroming in de macroporiën. De macroporiën worden gekarakteriseerd door de hydraulische geleidbaarheid $K(h)$. Naast een (vertikale) stroming in de twee poriëndomeinen, treedt er waterstroming op tussen de twee stromingsdomeinen. Opgeloste stoffen bewegen in de afzonderlijke domeinen en worden tevens uitgewisseld tussen macro- en microporiën door diffusie en waterstroming.

Modelparameters

In Tabel 33 zijn de vereiste modelparameters beschreven voor de diverse processen. Naargelang bepaalde processen in het model worden aan- of uitgeschakeld, zijn verschillende modelparameters vereist.

Parameter	Omschrijving	MACRO
<i>Waterstroming</i>		
<i>hydraulische functies macroporiën</i>	<i>relatie tussen hydraulische geleidbaarheid en watergehalte</i>	<i>exponent van de machtsfunctie</i>

<i>hydraulische functies microporiën</i>	<i>relatie tussen hydraulische geleidbaarheid en waterpotentiaal en tussen waterpotentiaal en vochtgehalte</i>	<i>Brooks en Corey parameterwaarden voor verschillende bodemtypen</i>
<i>effectieve diffusielengte</i>	<i>helft van de grootte van een bodemaggregaat</i>	<i>sitespecifiek</i>
<i>schaalfactor</i>	<i>factor om benaderende eerste-orde diffusie te matchen met exacte oplossing</i>	<i>0.8</i>
<i>minimale waarde van macroporositeit</i>	<i>bij krimpen of zwellen variëren de macroporiën in grootte; daarvoor moet een minimale porositeit worden opgegeven</i>	
<i>Gewasgroei en plantopname</i>		
<i>leaf area indices (LAI) en overeenkomstige tijdstippen</i>	<i>bladgroottes op gezette tijdstippen (start, maximale grootte, oogst)</i>	<i>gewasspecifiek</i>
<i>vormfactoren</i>	<i>voor de relatie $LAI=f(t)$</i>	<i>$x1=1.3-2$</i>
	<i>twee verschillende vormfactoren voor de groeifase en de fase tussen maximale bladgrootte en oogst</i>	<i>$x2=0.7$</i>
<i>maximale planthoogte</i>		<i>gewasspecifiek</i>
<i>interceptiecapaciteit</i>	<i>voor de maximale LAI</i>	<i>2</i>
<i>versterkingsfactor</i>	<i>verdamping rechtstreeks van gewas</i>	<i>≥ 1</i>
<i>water stress-respons functies</i>	<i>relatie tussen osmotische druk/waterpotentiaal en herschaalde wateropname</i>	<i>kritische waterdruk voor wateropname</i>
<i>wortelgroei</i>	<i>relatie tussen tijd en herschaalde worteldiepte</i>	<i>diepte-distributiecoëfficiënt (exponentieel), initiële worteldiepte, maximale worteldiepte</i>
<i>klimatologische parameters</i>	<i>albedo, gemiddelde temperatuur, gemiddelde</i>	<i>sitespecifiek</i>

<i>regenintensiteit, ...</i>		
<i>Stoftransport</i>		
<i>dichtheid</i>	<i>massa droge grond per volume bodem</i>	<i>sitespecifiek</i>
<i>longitudinale dispersiviteit</i>	<i>maat voor dispersie</i>	<i>sitespecifiek</i>
<i>sorptie-isotherme</i>	<i>relatie tussen evenwichtsconcentratie in oplossing en geadsorbeerde hoeveelheid</i>	<i>Freundlich parameters stof- en sitespecifiek</i>
<i>moleculaire diffusiecoëfficiënt in water</i>		<i>stofspectief</i>
<i>mengdiepte</i>	<i>diepte waarover residente concentratie gemengd wordt met concentratie in regen- of irrigatiewater</i>	<i>1 mm</i>
<i>fractie evenwichtssites</i>	<i>fractie van de sorptie-sites in macroporiën (fysisch niet-evenwicht)</i>	<i>1 (evenwicht)</i>
<i>snellheidsconstanten afbraak</i>	<i>waterfase, vaste fase, macroporiën, microporiën</i>	
<i>Warmtettransport</i>		
<i>volumetrische warmtecapaciteit</i>	<i>warmtecapaciteit voor de drie bodemfasen</i>	<i>default waarden</i>
<i>thermische geleidbaarheidscoëfficiënten</i>	<i>coëfficiënten van de thermische geleidbaarheidsfunctie: relatie tussen thermische geleidbaarheid en vochtgehalte</i>	

Tabel 33. Modelparameters in MACRO.

Stromingsveld

Het stromingsveld in MACRO is de facto een heterogeen stromingsveld door de aanwezigheid van macroporiën. Daarnaast kunnen aan de verschillende lagen (maximaal 22) verschillende eigenschappen gegeven worden.

Randvoorwaarden

Bij verzadiging van de microporiën (bij overschrijding van de infiltratiecapaciteit van de microporiën) worden de macroporiën gevuld met water. De netto-neerslag wordt

daardoor verdeeld over de micro- en de macroporiën. De maximale evaporatieflux wordt berekend via het Mualem model uit de maximale snelheid waarmee water uit het profiel naar het bodemoppervlak wordt aangevoerd. De potentiële evapotranspiratie wordt berekend door het model of opgegeven door de gebruiker.

<i>Proces</i>	<i>Bovenste rand (bodemoppervlak)</i>	<i>Onderste rand (onderkant bodemprofiel)</i>
<i>Waterstroming</i>	<i>atmosferische conditie (met of zonder irrigatie) met verdeling over micro- en macroporiën</i>	<i>eenheidsgradiënt empirische relatie tussen flux en hoogte van de watertafel constante waterhoogte watertafel in profiel vrije drainage</i>
<i>Stoftransport</i>	<i>volledige menging van inkomende en residente concentratie in mengzone van macroporiën</i>	<i>constante concentratie constante flux</i>
<i>Warmtetransport</i>	<i>stationaire warmtestroming door sneeuwlaag periodiek temperatuursverloop</i>	<i>periodiek temperatuursverloop</i>

Tabel 35. Randvoorwaarden in MACRO.

Afhankelijk van de hydraulische gradiënt aan de onderzijde van het profiel wordt een watertafel in het profiel of een vrije drainage bekomen. Indien het profiel onverzadigd is, is de waterstroming opwaarts gericht en capillaire opstijging wordt berekend met een drukhoogte gelijk aan nul aan de onderzijde van het profiel. Indien het profiel verzadigd is, wordt een constante flux aangenomen die zowel naar boven als naar beneden gericht kan zijn. Lateraal transport naar een drainagesysteem wordt gemodelleerd als een sink term in de Richards' vergelijking.

De stofconcentratie aan de ingang van de macroporiën wordt bepaald door menging van de inkomende opgeloste stof met de residente opgeloste stof over een mengdiepte.

Inverse modellering

MACRO beschikt niet over een module voor inverse parameterschatting. Parameterschatting is wel mogelijk via MACRO-DB, waarbij modelparameters op basis van eenvoudige bodemparameters kunnen worden geschat.

Toepassingen en referenties

Het model is toegepast in diverse impact assessment studies van landbouwactiviteiten en pesticide-applicaties op grondwaterkwaliteit.

Systeemvereisten

Intel 80386 met math coprocessor, Intel 80486DX, of hoger, 4 Mb RAM, DOS 5.0 of hoger, hard disk met minstens 10 Mb vrije ruimte, VGA graphics (SVGA met 256 kleuren aanbevolen), MS Windows 95, 98, or Windows NT.

Verdere informatie

Larsbo, M., en N. Jarvis. 2003. MACRO 5.0. A model of water flow and solute transport in macroporous soil. Technical description. 49 pp.

Auteurs

Nicholas Jarvis [Nick.Jarvis@mv.slu.se]. SLU, Department of soil sciences, Box 7014, 750 07 Uppsala, SWEDEN

Versie 5 te downloaden via internet: <http://www.mv.slu.se/bgf/defeng.htm>

6.4.5.4

PHREEQC

PHREEQC versie 2 (Appelo en Parkhurst, 1999) is een computer programma voor de berekening van geochemische reacties en transport van opgeloste stoffen in poreuze media. PHREEQC is gebaseerd op een ion-associatie model en kan de volgende processen simuleren: (1) speciatie en saturatie-index berekeningen; (2) batch-reactie and eendimensionale (1D) transport berekeningen met reversiebele reacties in de waterfase, de minerale fase, de gasfase, aan oppervlakken van vaste fasen, en irreversiebele reacties, kinetisch gecontroleerde reacties, menging van opgeloste stoffen en temperatuursveranderingen; en (3) inverse modellering

Naast homogeen transport kan ook heterogeniteit meegenomen worden onder de vorm van stagnante zones in 1D transportberekeningen. Specifieke reacties of kinetische processen kunnen via Basic programmatie toegevoegd worden.

Het model is geschikt voor beschrijving van het gedrag en transport van opgeloste stoffen die zich niet volgens het klassieke Kd concept gedragen (bv. speciatie van cyaniden, die specifieke complexen vormen met mineralen in bodems en neerslaan onder de vorm van metaalcyanidecomplexen).

PHREEQC is vrij verkrijgbaar op http://wwwbrr.cr.usgs.gov/projects/GWC_coupled/phreeqc/ .

7 Evaluatie van de methodiek

7.1 Site 1: zware metalen

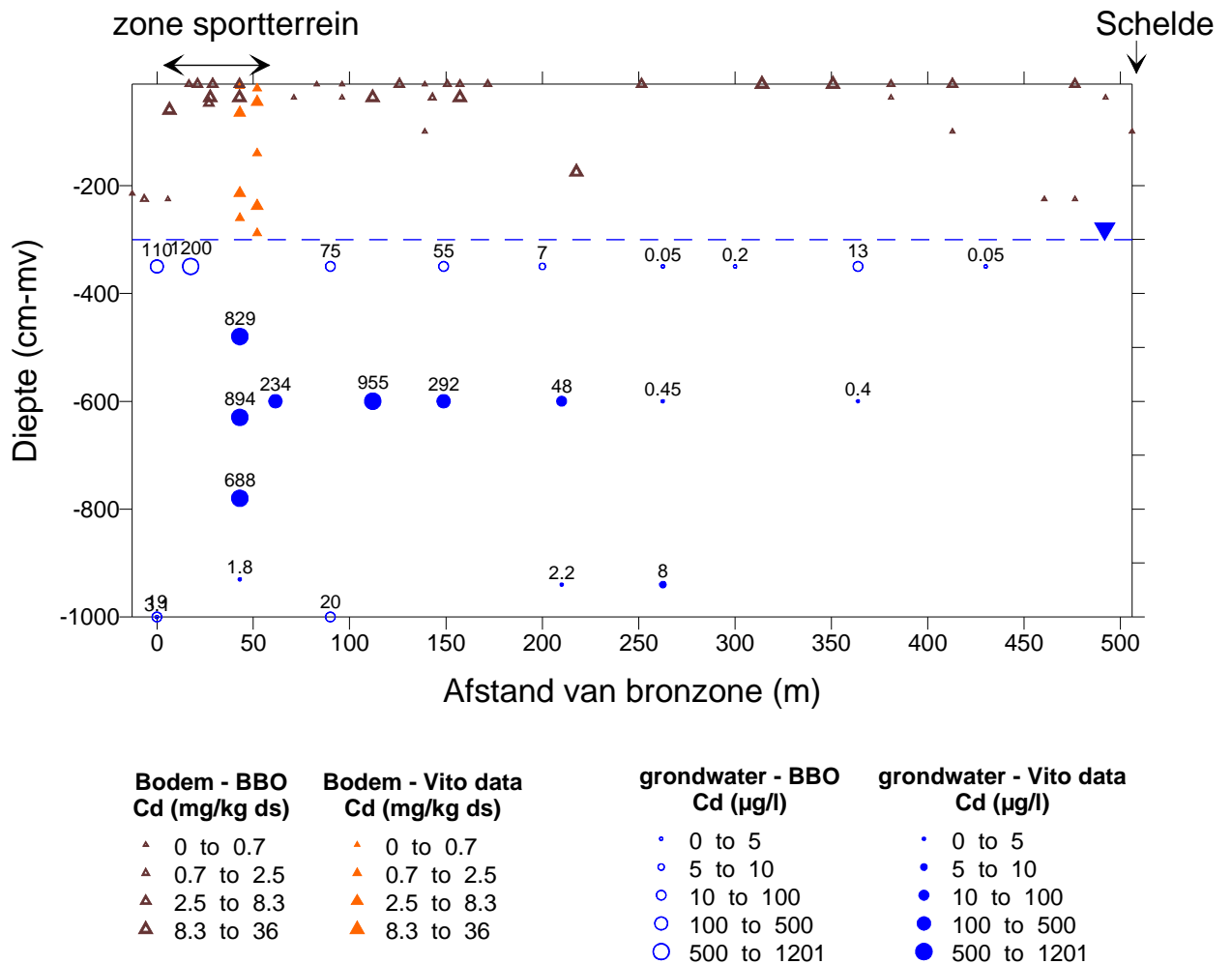
7.1.1 Situering

De eerste site waar de methodiek geëvalueerd is, is een woonwijk met een historische verontreiniging met zware metalen en PAK's door de vroegere aanwezigheid van een meststoffenfabriek en een leerlooierij. De site is in fase van sanering. De toepassing van de methodiek in deze site wordt uitgevoerd voor de zware metalen. De site ligt aan de Schelde en de richting van de grondwaterstroming is naar de Schelde toe. De zware metalen verontreiniging bevindt zich zowel in de onverzadigde zone als in het grondwater. Hoewel de verontreiniging in de onverzadigde zone verspreid voorkomt over de hele wijk, is de belangrijkste bronzone gesitueerd ter hoogte van het sportterrein, op ongeveer 500 meter afstand van de Schelde.

7.1.2 Bijkomende metingen

Er is een transect geselecteerd van het sportterrein (bronzone) tot aan de Schelde (receptor). Ter hoogte van het sportterrein zijn twee boringen uitgevoerd in de onverzadigde zone (van 0 tot 3 m-mv) waaruit bodemstalen genomen zijn voor het meten van de totaalconcentraties zware metalen in de bodem, de poriënwater concentraties aan zware metalen, en bodemkenmerken (pH, textuur, CEC, anorganische en organische koolstof). Langs het transect zijn op 7 verschillende afstanden van de Schelde en op verschillende dieptes grondwaterstalen genomen en geanalyseerd voor zware metalen, pH en opgeloste koolstof.

Een dwarsdoorsnede van het transect met de posities van de metingen uit het BBO en de bijkomende metingen door Vito is te zien in Figuur 10. In deze figuur worden de gemeten concentraties aan Cd in bodem en grondwater weergegeven. De analyse van de bijkomende grondwaterstalen toont aan dat de Cd pluim in het grondwater het verst verspreid is op 6 meter diepte. De bijkomende bodemstalen laten toe een concentratieprofiel op te bouwen voor de bronzone en K_d -waarden te meten voor de berekeningen. Een overzicht van alle bijkomende analyses uitgevoerd door Vito is terug te vinden in Bijlage D.



Figuur 10. Dwarsdoorsnede van het transect in Site 1 met de posities en Cd-concentraties van de meetpunten in onverzadigde zone en grondwater.

7.1.3 Trap 1: berekening toetsingswaarden en toetsing bodemconcentraties

7.1.3.1 Trap 1a: berekening toetsingswaarde (fase OBO)

De eerste berekening van de toetsingswaarde gebeurt op basis van de bodemkenmerken gemeten in het OBO en de hydrologische kenmerken afgeleid voor het kaartblad. De benodigde gegevens voor Site 1 zijn weergegeven in Tabel 36. Voor de schatting van de K_d van zware metalen is in sommige gevallen ook de totaalconcentratie aan metalen van belang (Tabel 8). Als waarden voor die concentraties zijn de maximaal gemeten concentraties in de twee profielen aan het sportterrein gebruikt.

<i>Parameter</i>	<i>Site 1</i>	<i>Dimensie</i>	<i>Opmerking</i>
<i>Fractie organische koolstof</i>	<i>0,021</i>		<i>gemeten</i>
<i>Kleigehalte</i>	<i>10,0</i>	<i>%</i>	<i>gemeten</i>
<i>pH</i>	<i>4,7</i>		<i>gemeten</i>
<i>CEC</i>	<i>5,8</i>	<i>meq/100g</i>	<i>gemeten</i>
<i>Dichtheid</i>	<i>1,5</i>	<i>kg/l</i>	<i>standaard</i>
<i>Volumetrisch vochtgehalte</i>	<i>0,2</i>	<i>cm³/cm³</i>	<i>Kaartblad 23/1-2</i>
<i>Volumetrisch luchtgehalte</i>	<i>0,23</i>	<i>cm³/cm³</i>	<i>berekend</i>
<i>Dikte onverzadigde zone</i>	<i>3</i>	<i>m</i>	<i>sportterrein</i>
<i>Temperatuur</i>	<i>283</i>	<i>K</i>	<i>standaard</i>
<i>Dilutiefactor</i>	<i>1,22</i>		<i>Kaartblad 23/1-2</i>
<i>As</i>	<i>5350</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>maximaal gemeten waarde</i>
<i>Cd</i>	<i>7,2</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>maximaal gemeten waarde</i>
<i>Cr</i>	<i>122</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>maximaal gemeten waarde</i>
<i>Cu</i>	<i>864</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>maximaal gemeten waarde</i>
<i>Hg</i>	<i>42</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>maximaal gemeten waarde</i>
<i>Pb</i>	<i>7050</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>maximaal gemeten waarde</i>
<i>Ni</i>	<i>92</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>maximaal gemeten waarde</i>
<i>Zn</i>	<i>2410</i>	<i>mg/kg ds</i>	<i>maximaal gemeten waarde</i>

Tabel 36. Gegevens van Site 1 voor de berekening van de toetsingswaarde in trap 1a.

Op basis van deze gegevens zijn toetsingswaarden berekend en voorgesteld in Figuur 12.

7.1.3.2 Trap 1b: verfijning van de toetsingswaarde (fase BBO)

In een volgende fase zijn de toetsingswaarden verfijnd door de site-specifieke dilutiefactor te berekenen en de schatting van de K_d te verfijnen a.h.v. de beschikbare metingen. Voor de berekening van de DF worden de geohydrologische karakteristieken van de site ingebracht in het rekenblad. De site-specifieke infiltratie is bekomen uit de tabel in Bijlage C door uit te gaan van een bronzone voor 80% bedekt met gras en 20% verhard met bodemtype P en helling 0%. Voor de verfijning van de schatting van de K_d is voor elk bodemstaal uit de twee profielen aan het sportterrein de K_d geschat a.h.v. Tabel 8, en is vervolgens een gewogen gemiddelde van de K_d 's berekend naargelang de dikte van de verschillende bodemlagen. De gebruikte gegevens zijn weergegeven in Tabel 38 en de herberekende toetsingswaarden in Figuur 12.

<i>Parameter</i>	<i>Site 1</i>	<i>Dimensie</i>	<i>Opmerking</i>
<i>Dichtheid</i>	1,5	kg/l	<i>standaard</i>
<i>Volumetrisch vochtgehalte</i>	0,23	cm ³ /cm ³	<i>gemeten</i>
<i>Volumetrisch luchtgehalte</i>	0,2	cm ³ /cm ³	<i>berekend</i>
<i>Lengte verontreinigde zone</i>	50	m	<i>lengte sportterrein</i>
<i>Dikte onverzadigde zone</i>	3	m	<i>sportterrein</i>
<i>Infiltratie</i>	0,297	m/j	<i>uit Bijlage C</i>
<i>Hydraulische geleidbaarheid</i>	2701	m/j	<i>uit gegevens BBO</i>
<i>Verhang</i>	0,0035	m/m	<i>uit gegevens BBO</i>
<i>Dikte freatische laag</i>	10	m	<i>uit gegevens BBO</i>
<i>Mengdiepte</i>	6,76	m	<i>berekend</i>
<i>Dilutiefactor</i>	5,26		<i>berekend</i>
<i>K_d As</i>	3078	l/kg	<i>berekend a.h.v. bodemkenmerken</i>
<i>K_d Cd</i>	114	l/kg	<i>berekend a.h.v. bodemkenmerken</i>
<i>K_d Cr</i>	3217	l/kg	<i>berekend a.h.v. bodemkenmerken</i>
<i>K_d Cu</i>	390	l/kg	<i>berekend a.h.v. bodemkenmerken</i>
<i>K_d Hg</i>	5706	l/kg	<i>berekend a.h.v. bodemkenmerken</i>
<i>K_d Pb</i>	9216	l/kg	<i>berekend a.h.v. bodemkenmerken</i>
<i>K_d Ni</i>	266	l/kg	<i>berekend a.h.v. bodemkenmerken</i>
<i>K_d Zn</i>	72	l/kg	<i>berekend a.h.v. bodemkenmerken</i>

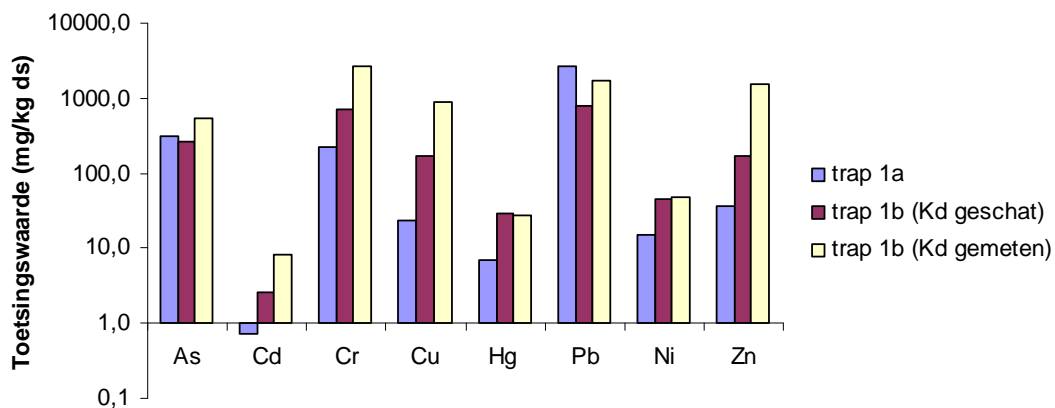
Tabel 38. Gegevens van Site 1 voor de berekening van de toetsingswaarde in trap 1b.

In de twee profielen aan het sportterrein zijn ook de concentraties zware metalen in het poriënwater gemeten zodat de K_d voor de verschillende bodemstalen bepaald kan worden. Van deze gemeten K_d -waarden is het gewogen gemiddelde genomen naargelang van de dikte van de verschillende bodemlagen en deze waarden zijn weergegeven in Tabel 40. Voor Site 1 is de gemeten K_d in alle gevallen minstens even hoog of hoger dan de geschatte waarde op basis van bodemkenmerken. Met deze gemeten K_d -waarden zijn de toetsingswaarden nogmaals berekend en een overzicht van de verschillende bepaalde toetsingswaarden is te zien in Figuur 12.

Parameter	Site 1	Dimensie	Opmerking
K_d As	6290	l/kg	gemeten
K_d Cd	373	l/kg	gemeten
K_d Cr	12051	l/kg	gemeten
K_d Cu	2046	l/kg	gemeten
K_d Hg	5545	l/kg	gemeten
K_d Pb	20515	l/kg	gemeten
K_d Ni	276	l/kg	gemeten
K_d Zn	639	l/kg	gemeten

Tabel 40. Gemeten K_d -waarden voor de onverzadigde zone van Site 1.

Uit Figuur 12 blijkt dat een herberekening van de toetsingswaarden met site-specifieke gegevens i.p.v. standaardparameters in dit geval leidt tot minder strenge toetsingswaarden voor As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni en Zn. Enkel voor Pb wordt de toetsingswaarde strenger als de gemeten K_d -waarde gebruikt wordt.



Figuur 12. Berekende toetsingswaarden voor zware metalen voor Site 1.

7.1.3.3 Toetsing aan de toetsingswaarden

Voor de toetsing zijn de twee profielen aan het sportterrein en alle bodemstalen langs het transect van sportterrein tot Schelde gebruikt. De toetsing is uitgevoerd door individuele meetresultaten te vergelijken met de toetsingswaarden. De resultaten zijn te zien in Tabel 42. De parameters waarvoor er overschrijdingen in trap 1b zijn teruggevonden, dienen meegenomen te worden naar de risico-analyse voor uitloging.

Uit Tabel 42 blijkt dat een bron-pad-receptor analyse uitgevoerd moet worden voor As, Cd, Cu, Hg, Pb, Ni en Zn. De belangrijkste bronzone is een sportterrein (bijkomende metingen en BBO stalen B290 tot G35). Een tweede bronzone kan onderscheiden worden in een aanpalende straat (BBO stalen I31 tot I39) waar er overschrijdingen zijn voor Cd, Cu, Pb en Zn.

Bijkomende metingen										
Staal	Laag	Afstand tot Schelde	As (mg/kg ds)	Cd (mg/kg ds)	Cr (mg/kg ds)	Cu (mg/kg ds)	Hg (mg/kg ds)	Pb (mg/kg ds)	Ni (mg/kg ds)	Zn (mg/kg ds)
1A	0-30	487	27	<u>0,8</u>	27	38	0,5	134	13	<u>123</u>
1B	30-100	487	678	<u>4,0</u>	41	<u>484</u>	32,0	7050	14	<u>881</u>
1D+E	120-200	487	<u>368</u>		48	47	0,5	30	10	<u>78</u>
1F	200-225	487	<u>432</u>	<u>2,5</u>	52	<u>270</u>	42,0	4740	14	<u>467</u>
1G+H	225-300	487	122	<u>0,9</u>	39	27	1,3	165	4,8	<u>77</u>
2A	0-35	478	59	<u>1,3</u>	84	74	0,4	420	<u>15</u>	<u>185</u>
2B	35-50	478	5350	<u>7,2</u>	122	<u>864</u>	1,9	3440	92	2410
2C+E	50-230	478	613	<u>0,9</u>	31	43		25	12	<u>96</u>
2F	230-250	478	1910	<u>4,4</u>	68	<u>413</u>	0,9	1930	81	<u>1210</u>
2G+H	250-330	478	152	<u>1,1</u>	50	74	0,5	27	18	<u>102</u>
BBO										
B11	150-280	543	85	0,5	4,5	13	2,2	500	1	31
B290	150-300	537	<u>370</u>	<u>1,0</u>	8,8	31	170,0	7300	<5	<u>45</u>
B7	0-25	513	230	<u>1,5</u>	13	50	1,9	<u>1000</u>	5	<u>140</u>
B6	50-70	523	3200	14,0	11	<u>250</u>	0,8	26000	5	<u>400</u>
B273	150-300	524	630	0,4	27	14	0,2	36	7,6	34
B5	0-25	501	<u>320</u>	<u>5,0</u>	22	<u>350</u>	<u>28,0</u>	3400	6	<u>650</u>
B2	0-25	509	600	<u>4,5</u>	36	<u>190</u>	<0,1	4500	8	<u>350</u>
B1	25-50	502	2400	21,0	7	1900	<u>9,0</u>	13000	9	2600
B3	25-70	503	1200	<u>6,0</u>	13	<u>550</u>	29,0	4700	11	<u>700</u>
G34	0-25	487	1300	<u>8,0</u>	80	<u>310</u>	<u>20,0</u>	2200	6,7	<u>600</u>
G34	25-50	487	<u>260</u>	15,0	98	<u>440</u>	<u>14,0</u>	<u>1200</u>	12	<u>1500</u>
G35	25-50	459	<10	<0,4	20	28	0,3	63	5,1	<u>59</u>
G210	0-25	447	15	0,4	14	22	0,2	59	5,5	<u>49</u>
G38	0-25	434	9	0,2	8	15	0,2	50	4	<u>48</u>
G38	25-50	434	<5	0,2	6	8	<0,1	10	3	<u>55</u>
H31	25-50	418	<u>360</u>	11,0	8	<u>240</u>	<u>19,0</u>	6500	4	<u>1100</u>
H17	0-25	404	<u>220</u>	<u>2,5</u>	16	<u>90</u>	<u>8,0</u>	<u>850</u>	8	<u>350</u>

H16	0-25	391	7	<0,1	1	5	1,2	55	0,5	10
H16	50-150	391	200	0,5	10	48	1,1	700	7	<u>110</u>
H66	25-50	387	24	<u>1,0</u>	11	41	0,8	170	6	<u>130</u>
H67	0-25	379	37	<u>2,0</u>	8	29	2,0	650	4,5	<u>210</u>
H64	0-25	373	8	<u>2,0</u>	9	55	0,4	230	5	<u>290</u>
H64	25-50	373	36	9,0	9	<u>100</u>	3,7	<u>1000</u>	5	<u>1200</u>
H63	0-25	358	11	<u>1,5</u>	7	65	5,5	650	3,5	<u>210</u>
I31	150-200	312	95	21,0	50	1400	4,0	<u>1000</u>	<u>17</u>	2100
I34	0-25	279	75	<u>4,0</u>	110	<u>280</u>	5,5	700	13	<u>750</u>
I38	0-25	216	<u>260</u>	35,0	<u>480</u>	<u>420</u>	<u>21,0</u>	1800	<u>41</u>	4500
I39	0-25	179	<u>300</u>	19,0	<u>480</u>	<u>240</u>	<u>28,0</u>	2000	<u>26</u>	1900
J21	0-25	62	110	<u>2,0</u>	50	<u>72</u>	5,5	<u>800</u>	<u>16</u>	<u>280</u>
Staal	Laag	Afstand tot Schelde	As (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Hg (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Zn (mg/kg)
J21	25-50	62	12	<0,4	21	23	0,6	110	8,5	<u>86</u>
J22	0-25	30	540	<u>2,7</u>	72	<u>100</u>	2,6	1800	11	<u>430</u>
J22	50-150	30	6	0,4	16	6	<0,1	19	4	<u>150</u>
J210	150-300	142	33	<0,4	7,4	6	1,7	41	<5	18
J211	0-25	110	110	<u>3,3</u>	33	<u>150</u>	<u>8,6</u>	690	8,3	<u>390</u>
J211	150-300	110	73	0,5	16	14	0,7	120	<5	140
J212	25-50	46	5	<0,4	18	19	0,2	35	7,3	54
J213	50-150	17	23	<0,4	28	15	0,9	76	8,7	77
Toetsingswaarden										
			As (mg/kg ds)	Cd (mg/kg ds)	Cr (mg/kg ds)	Cu (mg/kg ds)	Hg (mg/kg ds)	Pb (mg/kg ds)	Ni (mg/kg ds)	Zn (mg/kg ds)
trap 1a			319	0,7	224,6	67	7,0	710,5	14,9	36,6
trap 1b (geschatte K_d 's)			260	2,5	713,5	173	29,0	777,9	44,9	172,7
trap 1b (gemeten K_d 's)			531	8,3	2672,5	908	28,2	1731,7	46,7	1527,8

Tabel 42. Toetsing van de bodemconcentraties van Site 1 aan de toetsingswaarden (De concentraties die de toetsingswaarde uit trap 1a overschrijden zijn onderlijnd, de overschrijdingen van de toetsingswaarden in trap 1b met geschatte K_d zijn dubbel onderlijnd en de overschrijdingen van de toetsingswaarde in trap 1b met gemeten K_d zijn vet gedrukt).

Daarnaast zijn er nog geïsoleerde overschrijdingen van de toetsingswaarde (vb. H31, J22) voor sommige metalen. De Cr-concentraties overschrijden de toetsingswaarde berekend in trap 1a maar uit de herberekende toetsingswaarden in trap 1b blijkt dat Cr geen risico vormt voor uitloging en niet verder meegenomen hoeft te worden in de risico-analyse. Hierbij dient opgemerkt dat de berekeningen uitgevoerd zijn voor Cr(III) in de bodem en geen beoordeling geven voor het verspreidingsrisico van Cr(VI) dat mogelijk voorkomt in het grondwater.

7.1.4 Trap 2: Bron-Pad-Receptor analyse

7.1.4.1 Selectie van receptor

De receptor voor As, Cd, Cu, Pb, Ni en Zn is in dit geval de Schelde aangezien deze metalen reeds in het grondwater aanwezig zijn in concentraties hoger dan de saneringsnorm. Voor Hg is de receptor het grondwater onder de bronzone want in het grondwater zijn geen overschrijdingen van de saneringsnorm voor Hg vastgesteld.

7.1.4.2 Keuze van scenario

De bron-pad-receptoranalyse wordt uitgevoerd voor zowel de onverzadigde als de verzadigde zone, omdat de metalen voorkomen in beide compartimenten.

Voor As, Cd, Cu, Pb, Ni en Zn wordt het transport van het metaal door de onverzadigde zone, de menging met het grondwater en het transport van de uitgeloopte concentraties en van de reeds aanwezige grondwaterpluim naar de Schelde berekend. Door de berekening uit te voeren met en zonder uitloging uit de onverzadigde zone, is het mogelijk een inschatting te maken van het relatieve belang van de uitloging uit de onverzadigde zone voor de concentraties in het grondwater ter hoogte van de Schelde. Voor Hg wordt het transport door de onverzadigde zone en de menging met grondwater berekend, en wordt daaruit besloten of de aanwezige Hg-concentraties in de bodem kunnen leiden tot een overschrijding van de bodemsaneringsnorm in het grondwater.

7.1.4.3 Benodigde gegevens

Voor de bron-pad-receptor analyse zijn er naast de gegevens uit Tabel 36 tot Tabel 40 ook gegevens over de ligging van de receptor, de aanwezige grondwaterpluim, aquifer karakteristieken (K_d) en een concentratie-profiel in de onverzadigde zone nodig. Het concentratieprofiel in de onverzadigde zone wordt opgebouwd door voor elke bodemlaag de maximale poriënwaterconcentratie gemeten in de bronzone te selecteren. Dit 'maximale concentratieprofiel' wordt gesitueerd aan de grens van de bronzone het verst verwijderd van de receptor. Op die manier wordt de grondwaterpluim aanwezig onder de bronzone mee opgenomen in het pad. De afstand tot de receptor is de afstand van de rand van de bronzone het verst van de receptor tot aan de receptor. De horizontale verdeling van de grondwaterpluim moet gekend zijn en wordt ingegeven als verschillende stappen met een bepaalde concentratie startend van de grens van de bronzone het verst van de receptor tot aan de receptor. De grondwaterconcentraties worden genomen van de diepte waar de maximale concentraties teruggevonden worden. De K_d in de verzadigde zone kan aanzienlijk verschillen van de waarde in de onverzadigde zone en dient apart bepaald te worden.

De aanpak wordt voor Site 1 geïllustreerd voor Cd, Pb en Hg. Het opstellen van de invoer en de berekeningen zijn analoog voor de andere metalen. Om te komen tot een concentratieprofiel in de onverzadigde zone, worden alle poriënwatermetingen in de afgebakende bronzone bekeken (in dit geval de twee bijkomend gemeten profielen) en wordt voor elke bodemlaag de maximale concentratie geselecteerd. Voor het ingeven van de grondwaterpluim worden alle grondwatergegevens onder de bronzone en tussen bronzone en receptor bekeken en worden de gegevens gebruikt van de diepte waar de concentraties maximaal zijn. Voor Cd is dit uitgewerkt in Tabel 44. Onder de bronzone (afstand 0 tot 50 meter) bevindt de grondwaterpluim zich op een diepte van 3 meter terwijl dichterbij de receptor de maximale concentraties worden

teruggevonden op een diepte van 6 m (zie ook Figuur 10). Een overzicht van alle invoergegevens nodig voor trap 2 voor Site 1 voor Cd, Pb en Hg is gegeven in Tabel 46.

In dit voorbeeld werden de K_d 's van de zware metalen niet gemeten op het aquifermateriaal. Omdat de relaties naar bodemkenmerken gelden voor onverzadigde bodems, zijn deze niet bruikbaar voor aquifers en moeten K_d waarden in principe bepaald worden.

Concentratie profiel OZ	Beschikbare metingen			Invoer trap 2	
	Vito-metingen			Laag (cm-mv)	Cd (µg/l)
	Staal	Laag	Cd (µg/l)		
				0-30	2,4
				30-100	5,1
	1A	0-30	0,73	100-120	25
	1B	30-100	5,1	120-200	100
	1D+E	120-200	100	200-225	7,4
	1F	200-225	7,4	225-300	140
	1G+H	225-300	140		
	2A	0-35	2,4		
	2B	35-50	0,95		
	2C+E	50-230	25		
	2F	230-250	3,3		
	2G+H	250-330	129		
Grondwaterpluim	BBO			Stap (m)	Cd (µg/l)
	Locatie	Afstand van bronzone (m)	Diepte (cm)	Cd (µg/l)	
				0-5	110
				5-24	1200
				24-70	894
	p20	-6	-350	110	70-125
	p58	12	-350	1200	125-175
				175-230	48
				230-537	0,45
	Vito-metingen				
	Locatie	Afstand van bronzone (m)	Diepte (cm)	Cd (µg/l)	
	1A	40	-480	829	
	1B	40	-630	894	
	1C	40	-780	688	
	1D	40	-930	1,8	
	2	60	-600	234	
	3	100	-600	955	
	4	150	-600	292	
	5A	210	-600	48	
	6A	260	-600	0,45	
	7	360	-600	0,4	

Vetgedrukte data werden gebruikt voor het samenstellen van het 1D-profiel in de onverzadigde en de verzadigde zone

Tabel 44. Werkwijze om een concentratieprofiel en grondwaterpluim op te stellen voor Cd voor Site 1.

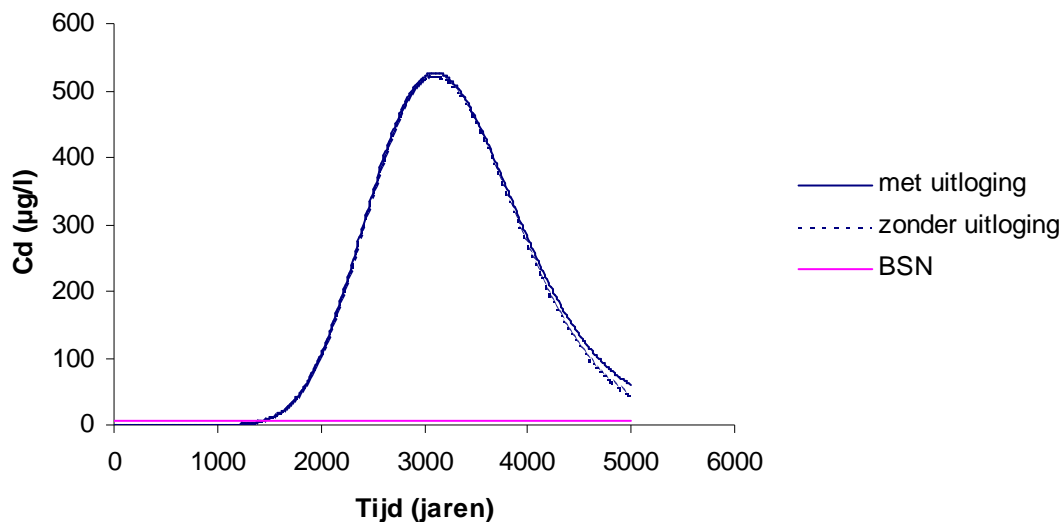
	Cd		Pb		Hg	
<i>Concentratie profiel</i>	<i>Laag</i>	<i>Cd</i>	<i>Laag</i>	<i>Pb</i>	<i>Laag</i>	<i>Hg</i>
<i>OZ</i>	<i>(cm)</i>	<i>(µg/l)</i>	<i>(cm)</i>	<i>(µg/l)</i>	<i>(cm)</i>	<i>(µg/l)</i>
	0-30	2,4	0-30	20	0-30	1,6
	30-100	5,1	30-100	263	30-100	3
	100-120	25	100-200	81	100-200	0,65
	120-200	100	200-225	38	200-225	0,57
	200-225	7,4	225-300	252	225-300	0,69
	225-300	140				
<i>K_d (l/kg)</i>	<i>OZ</i>	<i>373</i>	<i>OZ</i>	<i>20515</i>	<i>OZ</i>	<i>5545</i>
	<i>aquifer</i>	<i>55</i>	<i>aquifer</i>	<i>4270</i>		
<i>Lengte bronzone L (m)</i>		<i>50</i>		<i>50</i>		<i>50</i>
<i>Afstand tot receptor (m)</i>		<i>537</i>		<i>537</i>		
<i>Grondwater pluim</i>	<i>Stap</i>	<i>Cd</i>	<i>Stap</i>	<i>Pb</i>	<i>C_{ag} in</i>	<i>Hg</i>
	<i>(m)</i>	<i>(µg/l)</i>	<i>(m)</i>	<i>(µg/l)</i>	<i>GW</i>	<i>(µg/l)</i>
	0-5	110	0-12	70		0,19
	5-24	1200	12-36	250		
	24-70	894	36-537	5		
	70-125	955				
	125-175	292				
	175-230	48				
	230-537	0,4				

Tabel 46. Invoergegevens voor Cd, Pb en Hg voor trap 2 van Site 1.

7.1.4.4 Resultaten

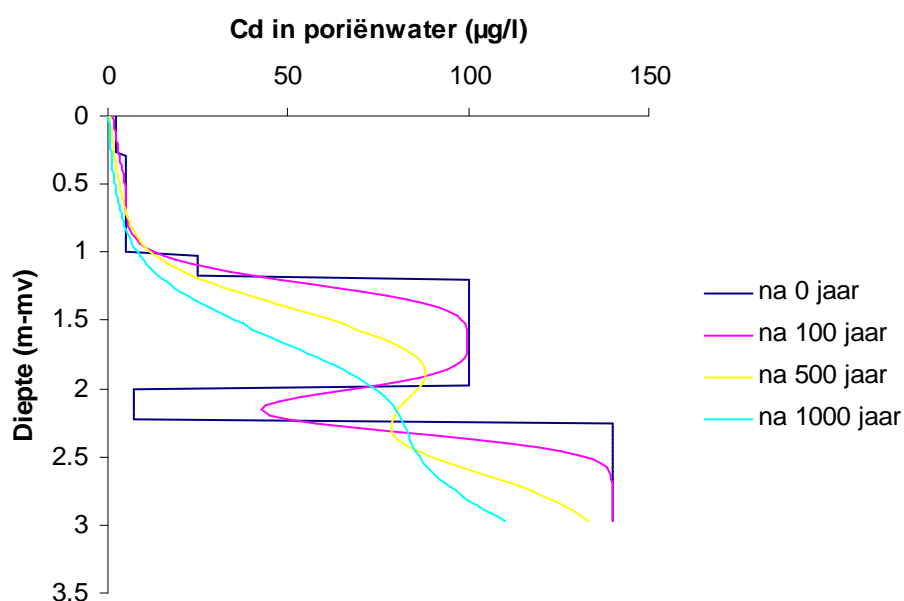
- Cadmium

De grondwater concentratie ter hoogte van de Schelde is berekend voor het volledige traject (onverzadigde zone → verzadigde zone → receptor) en een tweede maal enkel voor het transport van de grondwaterpluim (verzadigde zone → receptor) om het aandeel van de uitloging uit de onverzadigde zone in de concentraties ter hoogte van de receptor te kunnen inschatten. De grondwaterconcentratie voor de twee gevallen en de bodemsaneringsnorm voor grondwater (voor Cd 5 µg/l) zijn getoond in Figuur 14. Uit de curven blijkt dat de Cd-verontreiniging een bedreiging vormt voor de receptor, maar dat het aandeel van de onverzadigde zone hierin te verwaarlozen is (beide curven vallen bijna samen). Het risico voor de receptor op Cd-verontreiniging is afkomstig van de aanwezige grondwaterpluim.



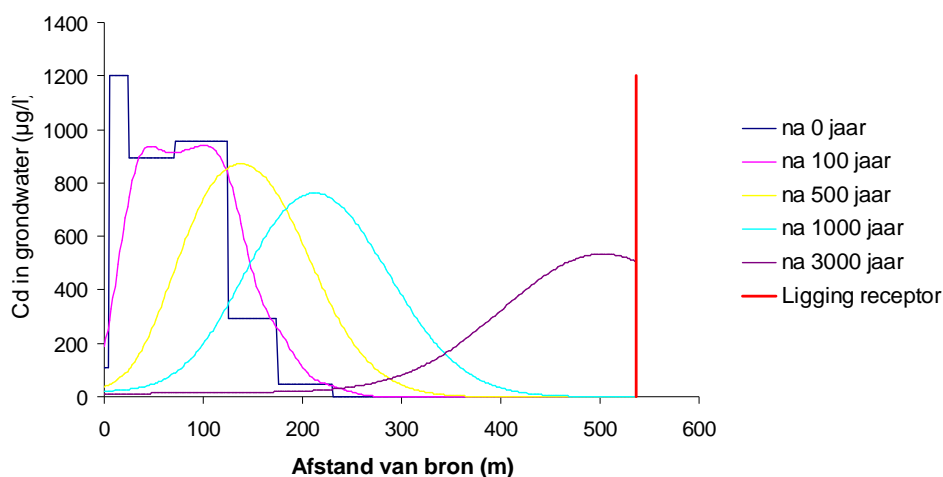
Figuur 14. Cd concentratie in het grondwater ter hoogte van de Schelde.

Behalve de concentratie in de receptor is ook de evolutie van de bodemkwaliteit berekend zowel voor de onverzadigde zone als voor de grondwaterpluim. In Figuur 16 is het concentratie profiel van Cd in het poriënwater op dit moment en op verschillende tijdstippen in de toekomst weergegeven. De concentraties in de bodem nemen traag af door uitloging en de maximale concentratie is gehalveerd na 1000 jaar.



Figuur 16. Evolutie van de Cd concentratie in de onverzadigde zone.

De huidige grondwaterpluim en de toekomstige evolutie worden getoond in Figuur 18. De grondwaterpluim verplaatst zich in de richting van de Schelde en het centrum van de pluim bereikt de Schelde binnen 3000 jaar. Dan is de concentratie aan de receptor maximaal, zoals ook te zien is in Figuur 14.



Figuur 18. Evolutie van de Cd grondwaterpluim.

Evolutie bodemkwaliteit			Risico uitloging/verspreiding		
	C_{max} bodem (mg/kg ds)	% uitgeloofd (cumulatief)	OZ	Receptor	
			C_{max} onderaan OZ (µg/l)	C_{max} zonder uitloging (µg/l)	C_{max} met uitloging (µg/l)
na 0 j	52,2	0	0-10 j	140	0,4
na 10 j	52,2	0,5	10-50 j	140	0,4
na 50 j	52,2	1,6	50-100 j	140	0,4
na 100 j	52,2	3,8	100-500 j	140	0,4
na 500 j	51,0	18,2	500-1000 j	134	0,5
na 1000 j	45,7	32,8	>1000 j	117	522
<i>Tijdstip overschrijding norm (j)</i>					
	BSN (mg/kg ds)		BSN (µg/l)	zonder uitloging	met uitloging
	6,6		5	1440	1440

Tabel 48. Samenvattende tabel voor de evolutie bodemkwaliteit en het risico op uitloging/verspreiding van de Cd-verontreiniging van Site 1.

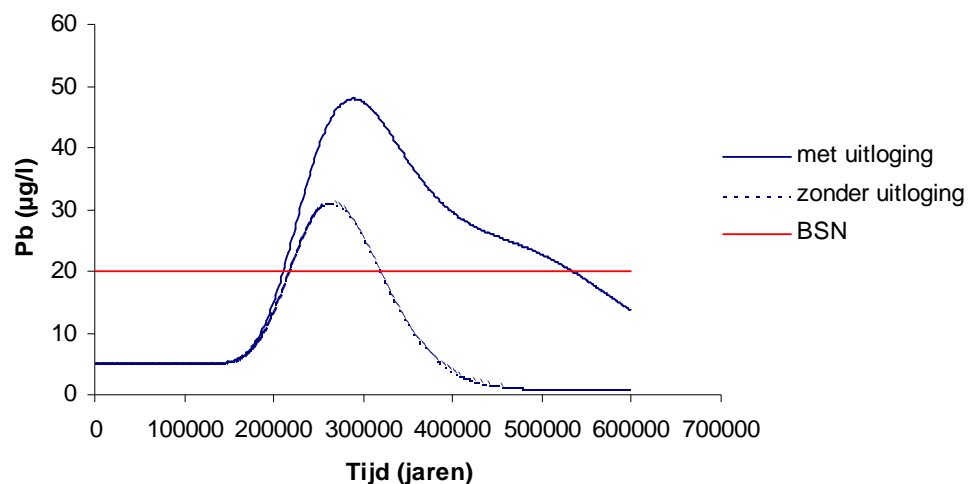
De resultaten voor de Cd-verontreiniging worden samengevat in Tabel 48. De linkerhelft van de tabel geeft de evolutie van de bodemkwaliteit weer na verschillende

tijdsspannes. De maximale concentratie in het bodemprofiel en het percentage van de verontreiniging dat uitgelooft is zijn weergegeven. De spontane evolutie van de bodemkwaliteit leidt in dit geval niet tot een significante verlaging van de bodemconcentraties in de eerste 500 jaar. Uit de percentages die uitgelooft zijn blijkt ook dat na 1000 jaar slechts ongeveer een derde van de verontreiniging uitgelooft is naar het grondwater en twee derde van de vracht zich nog in de onverzadigde zone bevindt.

De rechterhelft van de tabel geeft een indicatie van het risico dat de bodemverontreiniging vormt voor de receptor. Uit de uiterst rechtse kolom blijkt dat de receptor wel degelijk bedreigd wordt: er worden concentraties van ongeveer 100 keer de BSN bereikt, zij het na meer dan 1000 jaar. Uit een vergelijking van de concentraties aan de receptor met en zonder uitloging blijkt dat de uitloging uit de onverzadigde zone slechts een zeer kleine rol speelt hierin en dat het risico vnl. wordt gevormd door de verontreiniging die al in het grondwater aanwezig is. De eerste kolom van de rechterhelft tenslotte geeft de concentraties die bereikt worden onderaan het bodemprofiel vooraleer er verdunning in het grondwater optreedt.

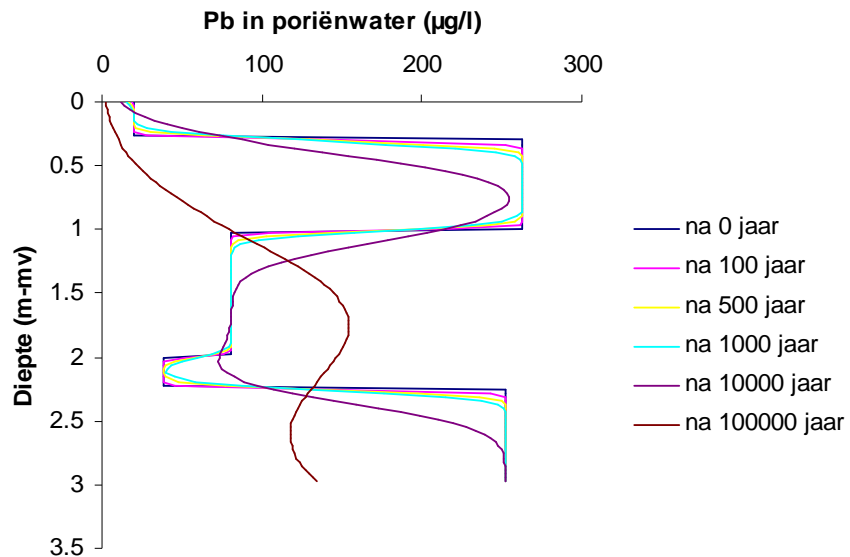
- Lood

Dezelfde analyse is uitgevoerd voor de Pb-verontreiniging van Site 1. De concentratie ter hoogte van de Schelde is berekend voor het volledige traject (onverzadigde zone → verzadigde zone → receptor) en een tweede maal enkel voor het transport van de grondwaterpluim (verzadigde zone → receptor) door het aantal lagen in de onverzadigde zone op 0 te zetten. Uit het resultaat (Figuur 20) blijkt dat in tegenstelling tot bij Cd, de uitloging van Pb uit de onverzadigde zone een aanzienlijk aandeel heeft in de concentraties ter hoogte van de receptor. Het transport van de grondwaterpluim alleen zorgt voor een maximale grondwaterconcentratie van 32 µg/l ter hoogte van de receptor, terwijl de concentraties oplopen tot maximaal 50 µg/l wanneer de uitloging uit de onverzadigde zone in rekening wordt gebracht. Ook zorgt de uitloging uit de onverzadigde zone voor een lange nalevering van contaminant naar de receptor.



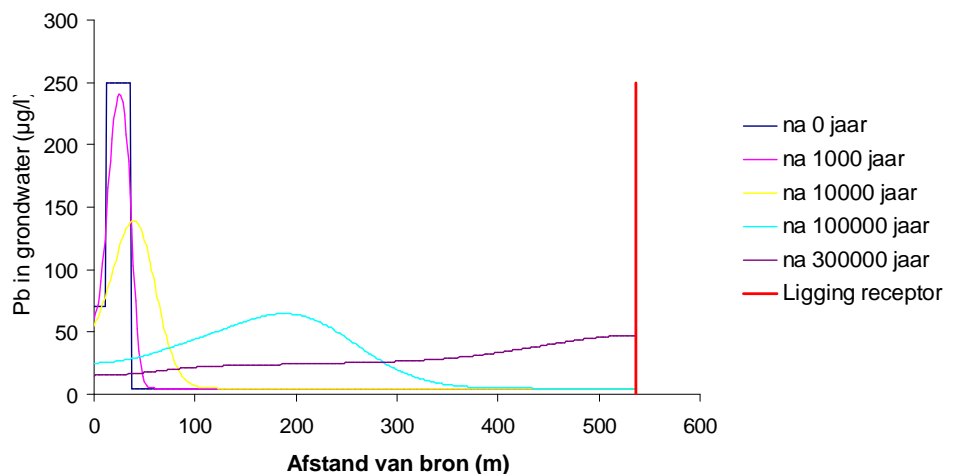
Figuur 20. Pb concentratie in het grondwater ter hoogte van de Schelde.

De evolutie van de concentraties in de onverzadigde zone is te zien in Figuur 22. Hieruit blijkt dat uitloging van Pb een zeer traag en langdurig proces is. De maximale concentratie is bijna gehalveerd na 100000 jaar.



Figuur 22. Evolutie van de Pb concentraties in de onverzadigde zone.

De evolutie van de grondwaterpluim voor Pb is getoond in Figuur 24. Ook hier valt op dat het transport van lood naar de Schelde een zeer traag proces is. Maximale concentraties in de receptor worden slechts bereikt na 300000 jaar.



Figuur 24. Evolutie van de Pb concentraties in het grondwater tussen bronzone en receptor.

	Evolutie bodemkwaliteit		Risico uitloging/verspreiding			
	C_{max} bodem (mg/kg ds)	% uitgelooqd (cumulatief)	Receptor			
			OZ	C_{max} onderaan OZ ($\mu\text{g/l}$)	C_{max} zonder uitloging ($\mu\text{g/l}$)	C_{max} met uitloging ($\mu\text{g/l}$)
na 0 j	5395	0	0-10 j	252	5	5
na 10 j	5395	0,005	10-50 j	252	5	5
na 50 j	5395	0,03	50-100 j	252	5	5
na 100 j	5395	0,05	100-500 j	252	5	5
na 500 j	5395	0,27	500-1000 j	252	5	5
na 1000 j	5395	0,53	>1000 j	252	32,3	50
				<i>Tijdstip overschrijding norm (j)</i>		
	BSN (mg/kg ds)		BSN ($\mu\text{g/l}$)	zonder uitloging	met uitloging	
	764		20	222000	216000	

Tabel 49. Samenvattende tabel voor de evolutie bodemkwaliteit en het risico op uitloging/verspreiding van de Pb-verontreiniging van Site 1.

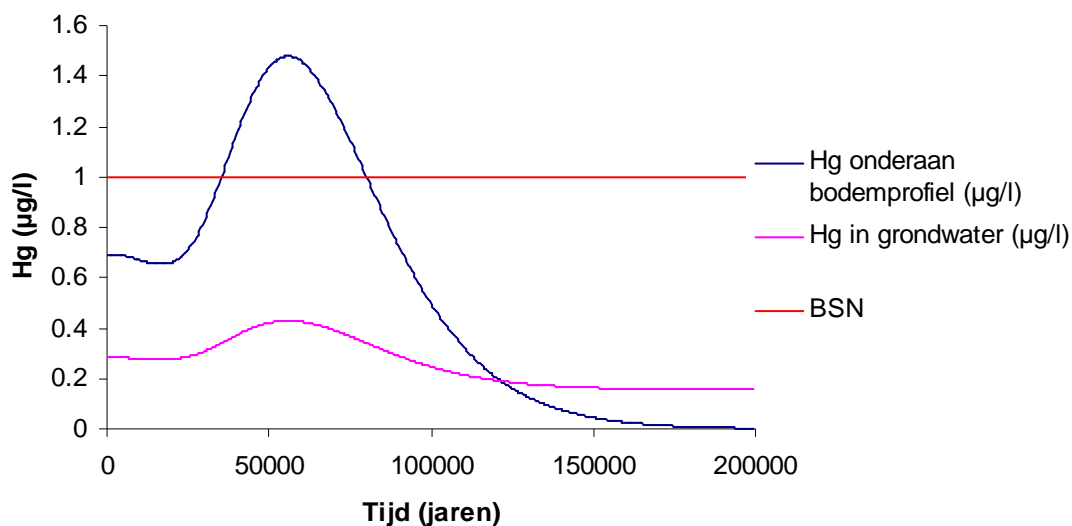
- **Kwik**

Voor kwik in Site 1 is de analyse enigszins anders omdat er nog geen grondwater verontreiniging door Hg aanwezig is. Daardoor is de receptor in de analyse automatisch het grondwater onder bronzone, en beperkt de berekening zich tot het traject onverzadigde zone → grondwater. De concentraties die uitloggen onderaan het bodemprofiel worden gemengd met het grondwater volgens de formule (zie ook vergelijking 6):

$$C_{gw} = \frac{C_w qL + C_{ag} kiM_z}{qL + kiM_z}$$

met C_{gw} = concentratie in het grondwater ($\mu\text{g/l}$)
 C_w = de concentratie in het uitloogwater uit de onverzadigde zone ($\mu\text{g/l}$)
 C_{ag} = de achtergrondconcentratie in het grondwater onder de site ($\mu\text{g/l}$)
 L = de lengte van de bronzone (m)
 q = de infiltratie in de onverzadigde zone (m/j)
 k = de hydraulische geleidbaarheid van de freatische laag (m/j)
 i = de potentiaalgradiënt (m/m)
 M_z = de mengdiepte (m)

In Figuur 26 worden de concentratie onderaan het bodemprofiel en de concentratie na menging met het grondwater als ook de bodemsaneringsnorm voor grondwater getoond. De concentraties uit het grondwater overschrijden de norm niet en er kan besloten worden dat de Hg-verontreiniging in de onverzadigde zone van Site 1 geen bedreiging vormt voor de grondwaterkwaliteit onder de site.



Figuur 26. Hg concentraties onderaan het bodemprofiel en in het grondwater onder de site.

Evolutie bodemkwaliteit			Risico uitloging/verspreiding			
	C_{max} bodem (mg/kg ds)	% uitgeloofd (cumulatief)	OZ	Receptor		
			C_{max} onderaan OZ (µg/l)	C_{max} zonder uitloging (µg/l)	C_{max} met uitloging (µg/l)	
na 0 j	16,6	0	0-10 j	0,7	-	0,3
na 10 j	16,6	0,007	10-50 j	0,7	-	0,3
na 50 j	16,6	0,03	50-100 j	0,7	-	0,3
na 100 j	16,6	0,07	100-500 j	0,7	-	0,3
na 500 j	16,6	0,67	500-1000 j	0,7	-	0,3
na 1000 j	16,6	2	>1000 j	1,5	-	0,4
				<i>Tijdstip overschrijding norm (j)</i>		
	BSN (mg/kg ds)		BSN (µg/l)	zonder uitloging	met uitloging	
	15		1	-	-	

Tabel 50. Samenvattende tabel voor de evolutie bodemkwaliteit en het risico op uitloging/verspreiding van de Hg-verontreiniging van Site 1.

7.1.5 Besluit

De methodiek is geëvalueerd voor de situatie in een woonwijk aan de Schelde met een historische zware metalen verontreiniging in de onverzadigde zone en het grondwater. In trap 1 zijn toetsingswaarden specifiek voor de site berekend a.h.v. gemiddelde bodemkenmerken voor de wijk en een dilatiefactor afgelezen voor het kaartblad (Bijlage A). Deze toetsingswaarden zijn verder verfijnd door een dilatiefactor te berekenen met site-specifieke gegevens over infiltratie en hydrogeologie en door K_d -waarden te gebruiken die geschat of gemeten zijn. Deze verfijningen resulteren in

hogere toetsingswaarden behalve in het geval van lood, en uit de toetsing van de gemeten bodemconcentraties blijkt dat een bron-pad-receptor analyse dient uitgevoerd te worden voor As, Cd, Cu, Hg, Pb, Ni en Zn.

De berekeningen voor trap 2 zijn geïllustreerd voor Cd, Pb en Hg. De receptor voor Cd en Pb is de Schelde, terwijl de receptor voor Hg het grondwater is aangezien er geen Hg verontreiniging in het grondwater is vastgesteld. Uit de berekeningen blijkt dat de Cd verontreiniging een bedreiging voor de receptor vormt, maar dat het aandeel van de onverzadigde zone hierin verwaarloosbaar is. Voor Pb zorgt de uitloging uit de onverzadigde zone voor aanzienlijk hogere concentraties aan de receptor en een lange nalevering van contaminant. De berekeningen voor Hg tonen aan dat de Hg verontreiniging in de onverzadigde zone geen risico vormt voor het grondwater onder de site.

In het geval van een verontreiniging met zware metalen zijn de tijdstermijnen waarover uitloging en verspreiding optreedt, in de orde van honderden tot duizenden jaren. Het verdient aanbeveling de tijdshorizont waarbinnen de risico's zich manifesteren vast te leggen. Deze keuze is ingegeven door bepaalde gevallen van bodem- en grondwaterverontreiniging die reeds meer dan 100 jaar geleden hebben plaatsgehad en waarvan nu de effecten op watersystemen langzaam zichtbaar worden.

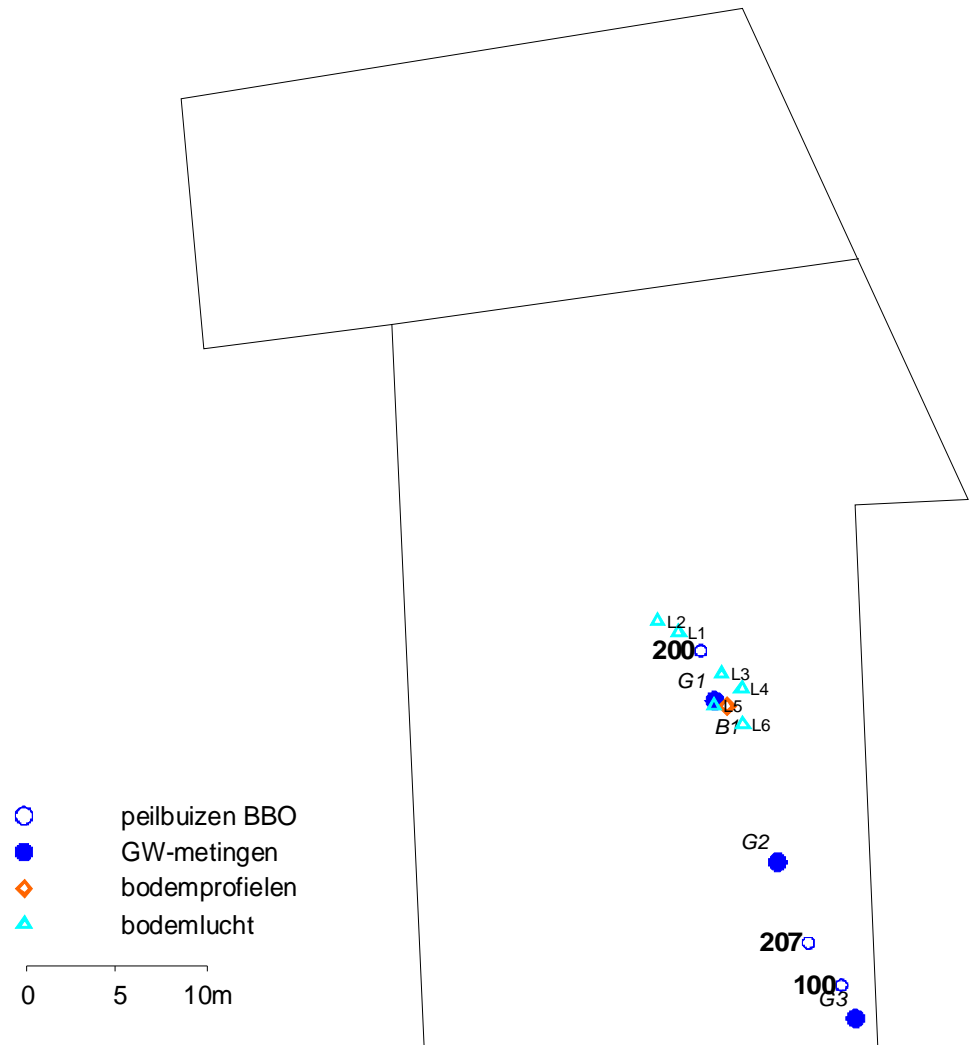
7.2 Site 2: VOCl's

7.2.1 Situering

De tweede site waar de methodiek geëvalueerd is, is een perceel waar vroeger een wasserij gevestigd was. De wasserij is gesloten sinds 1995 en de gebouwen zijn afgebroken. Uit het BBO blijkt dat het grondwater onder de site verontreinigd is met PER, TCE en DCE. Gegevens over de onverzadigde zone zijn niet beschikbaar uit dat onderzoek.

7.2.2 Bijkomende metingen

In eerste instantie is een bodemlucht-screening uitgevoerd om de bronzone in de onverzadigde zone af te bakenen. Op 6 plaatsen (L1 tot L6) in de buurt van de vermoedelijke bronzone zijn boringen uitgevoerd op drie dieptes. Een sonde van 10 cm is in de bodem ingebracht waardoor lucht wordt aangezogen en door een PID-detector geleid zodat kwalitatieve gegevens over de concentraties aan aanwezige VOCl's bekomen worden. Op basis van de bodemluchtmetingen is vervolgens de positie van de boring in de onverzadigde zone gekozen (B1). Op deze plaats is een boring uitgevoerd tot 9 meter diepte waaruit bodemstalen genomen zijn van onverzadigde (bovenste 6 meter) en verzadigde zone (6-9 meter). Van deze stalen zijn anorganische en organische koolstofgehalten bepaald als ook VOCl's. De grondwaterpluim is verder gekarakteriseerd door op 3 verschillende afstanden van de bron grondwaterstalen op verschillende dieptes te nemen volgens de richting van de grondwaterstroming (G1 tot G3). Deze stalen zijn geanalyseerd voor VOCl's en redoxgevoelige stoffen ($\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$; $\text{SO}_4^{2-}/\text{S}^{2-}$; $\text{NO}_3^-/\text{NO}_2^-/\text{NH}_4^+$; Mn^{2+}). De redoxtoestand geeft een aanduiding van het potentieel van de site voor natuurlijke attenuatie. De locatie van alle bijkomende metingen is weergegeven in Figuur 28 en alle bijkomende metingen voor de site staan in Bijlage E.



Figuur 28. Locatie van de bijkomende metingen uitgevoerd op de oude wasserij site.

7.2.3 Trap 1: berekening toetsingswaarden en toetsing bodemconcentraties

7.2.3.1 Trap 1a: berekening toetsingswaarde

In de bodemstalen is PER en TCE teruggevonden dus in trap 1 wordt de toetsingswaarde voor deze twee stoffen bepaald. De benodigde gegevens staan in Tabel 51. De dilutiefactor wordt afgelezen uit Bijlage A.

<i>Parameter</i>	<i>Site 2</i>	<i>Dimensie</i>	<i>Opmerking</i>
<i>Fractie organische koolstof</i>	<i>0,006</i>		<i>gemeten</i>
<i>Dichtheid</i>	<i>1,5</i>	<i>kg/l</i>	<i>standaard</i>
<i>Volumetrisch vochtgehalte</i>	<i>0,2</i>	<i>cm³/cm³</i>	<i>Kaartblad 15/4</i>
<i>Volumetrisch luchtgehalte</i>	<i>0,23</i>	<i>cm³/cm³</i>	<i>berekend</i>
<i>Dikte onverzadigde zone</i>	<i>6</i>	<i>m</i>	<i>gemeten</i>
<i>Temperatuur</i>	<i>283</i>	<i>K</i>	<i>standaard</i>
<i>Dilutiefactor</i>	<i>1,17</i>		<i>Kaartblad 15/4</i>

Tabel 51. Gegevens Site 2 voor de berekening van de toetsingswaarde in trap 1a.

7.2.3.2 Trap 1b: verfijning van de toetsingswaarde

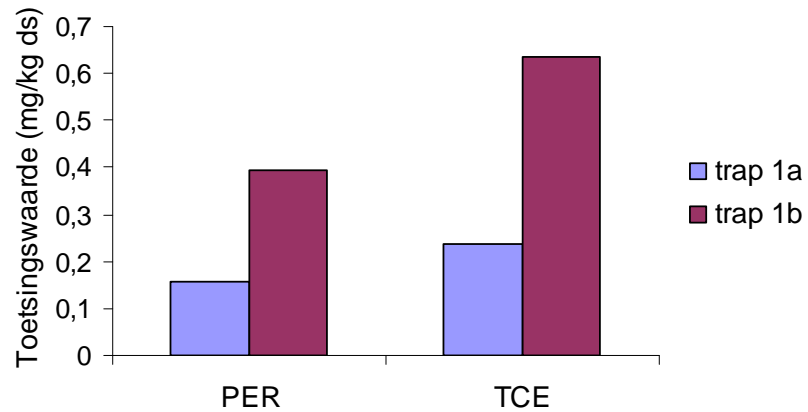
In trap 1b worden de toetsingswaarden verfijnd door de site-specifieke dilutiefactor te berekenen het gemeten profiel van organische koolstof op de site te gebruiken om een gewogen gemiddelde K_d te berekenen. De gebruikte gegevens voor trap 1b worden samengevat in Tabel 53.

<i>Parameter</i>	<i>Site 2</i>	<i>Dimensie</i>	<i>Opmerking</i>
<i>Fractie organische koolstof</i>	<i>0,006</i>		<i>gemeten</i>
<i>Dichtheid</i>	<i>1,5</i>	<i>kg/l</i>	<i>standaard</i>
<i>Volumetrisch vochtgehalte</i>	<i>0,23</i>	<i>cm³/cm³</i>	<i>gemeten</i>
<i>Volumetrisch luchtgehalte</i>	<i>0,2</i>	<i>cm³/cm³</i>	<i>berekend</i>
<i>Lengte verontreinigde zone</i>	<i>5</i>	<i>m</i>	<i>lengte bronzone</i>
<i>Dikte onverzadigde zone</i>	<i>6</i>	<i>m</i>	<i>gemeten</i>
<i>Infiltratie</i>	<i>0,371</i>	<i>m/j</i>	<i>uit Bijlage C (gras,P)</i>
<i>Hydraulische geleidbaarheid</i>	<i>975</i>	<i>m/j</i>	<i>gegevens BBO</i>
<i>Verhang</i>	<i>0,0026</i>	<i>m/m</i>	<i>gegevens BBO</i>
<i>Dikte freatische laag</i>	<i>27</i>	<i>m</i>	<i>gegevens BBO</i>
<i>Mengdiepte</i>	<i>1,25</i>	<i>m</i>	<i>berekend</i>
<i>Dilutiefactor</i>	<i>2,71</i>		<i>berekend</i>

K_d TCE	0,637	l/kg	gewogen gemiddelde van geschatte K_d 's
K_d PER	1,934	l/kg	gewogen gemiddelde van geschatte K_d 's

Tabel 53. Gegevens Site 2 voor de berekening van de toetsingswaarde in trap 1b.

De toetsingswaarden berekend in trap 1a en trap 1b zijn weergegeven in Figuur 30. Zowel voor PER als voor TCE resulteert een verfijning van de berekening in een hogere toetsingswaarde.



Figuur 30. Berekende toetsingswaarden voor de wasserij site.

7.2.3.3 Toetsing aan de toetsingswaarden

De concentraties gemeten in de onverzadigde zone zijn getoetst aan de toetsingswaarden berekend in trap 1a en trap 1b en de resultaten staan in Tabel 55.

Metingen			
Staal	Laag (cm)	TCE (mg/kg ds)	PER (mg/kg ds)
1A	0-120	0,16	6,3
1B	120-200		0,55
1C	200-330		
1D	330-360		1,5
1E	360-390		7,1
1F	390-430		250
1G	430-500		4,4
1H	500-530		0,76

1I	530-560	15
1J	560-590	26
Toetsingswaarden (mg/kg ds)		
trap1a	0,24	0,16
trap1b	0,64	0,39

Tabel 55. Toetsing van de bodemconcentraties op de wasserij site aan de berekende toetsingswaarden.

Uit de toetsing blijkt dat de PER-concentraties over het ganse profiel de toetsingswaarden overschrijden en een verspreidingsrisico naar het grondwater vormen. De TCE-concentraties daarentegen blijven onder de toetsingswaarde. Voor PER dient een bron-pad-receptor analyse (trap 2) uitgevoerd te worden.

7.2.4 Trap 2: Bron-Pad-Receptor analyse

7.2.4.1 Selectie van receptor

Aangezien er een PER verontreiniging teruggevonden is in het grondwater, wordt een receptor op afstand gekozen, in dit geval het grondwater ter hoogte van de perceelsgrens.

7.2.4.2 Keuze van scenario

Het volledige traject onverzadigde zone → verzadigde zone → receptor wordt berekend. Daarnaast wordt ook het traject verzadigde zone → receptor berekend om het belang van het aandeel van de onverzadigde zone in de concentraties aan de receptor in te schatten, en er wordt nagegaan wat de invloed van afbraakprocessen in onverzadigde/verzadigde zone op deze concentraties is.

7.2.4.3 Benodigde gegevens

Naast de gegevens gebruikt in trap 1 zijn er gegevens over de verticale verdeling van PER in de onverzadigde zone, de horizontale verdeling van PER in de watervoerende laag, de K_d van PER in de aquifer en de afbraakparameters van PER in bodem en grondwater nodig. Deze gegevens en de bron zijn weergegeven in Tabel 57.

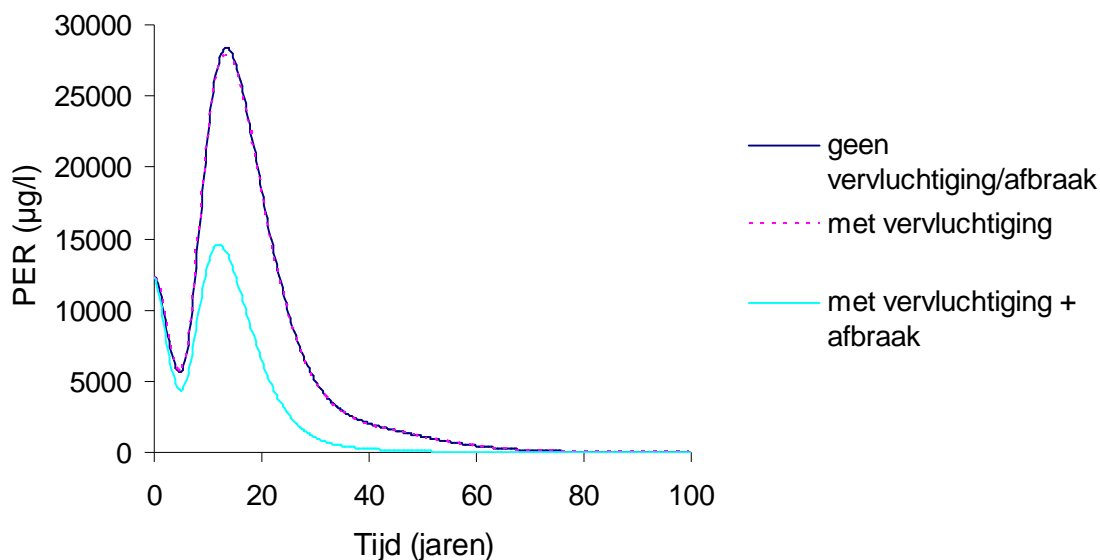
Parameter	PER		Opmerking
Concentratie profiel OZ	Laag	PER	
	(cm)	(mg/kg)	
	0-120	6,3	
	120-330	0,55	
	330-360	1,5	
	360-390	7,1	
	390-430	250	
	430-500	4,4	
	500-530	0,76	
530-560	15		
560-600	26		
Lengte terrein (m)	5		lengte bronzone
Afstand tot receptor (m)	23		afstand tot perceelsgrens
H^* (-)	0,245		zie Tabel 10
D_a (m ² /j)	214		

K_d OZ (l/kg)	1,934	gewogen gemiddelde geschatte K_d 's
K_d aquifer (l/kg)	0,436	gemeten
Halfwaardetijd PER OZ (j)	1	literatuur (Suthersan, 1996)
Halfwaardetijd PER aquifer (j)	2	literatuur (Suthersan, 1996)
Grondwaterpluim	Stap (m)	PER ($\mu\text{g/l}$)
	0-6	28000
	6-17	8300
	17-23	1200

Tabel 57. Invoergegevens voor PER voor trap 2 van de wasserij site.

7.2.4.4 Resultaten

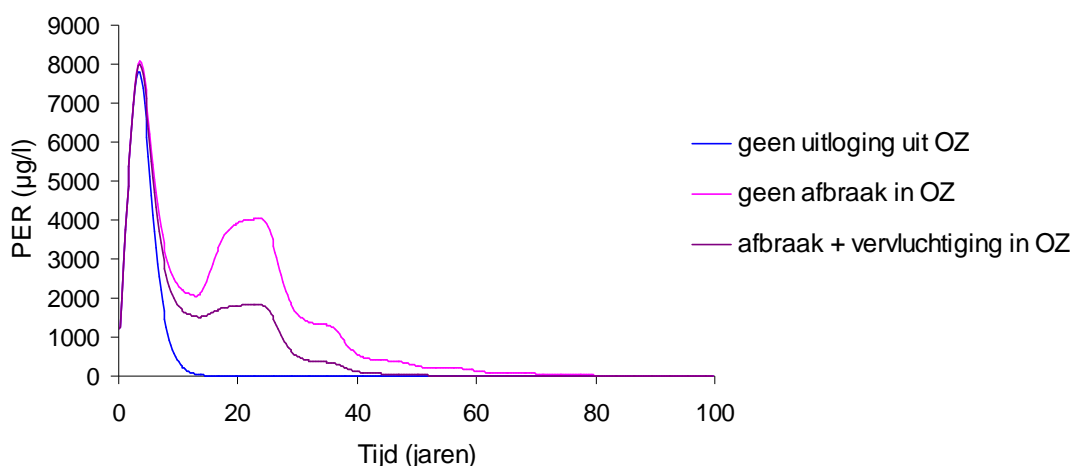
In de uitgewerkte berekeningsmethode heeft de gebruiker de keuze om vervluchtigings-, afbraak- en productie processen in de onverzadigde zone mee in rekening te brengen of niet. In Figuur 32 is het effect te zien van deze processen op de PER concentratie die uitloopt uit de onverzadigde zone van Site 2. Uit de figuur blijkt dat vervluchtiging slechts een zeer kleine invloed heeft op de concentratie die uitloopt, vermoedelijk omdat het hier om een zeer mobiele stof gaat die snel uitloopt en omdat de bronzone zich op een afstand van het bodemoppervlak bevindt. Afbraakreacties hebben wel een grote invloed. Het in rekening brengen van afbraak van PER in de onverzadigde zone (met een halfwaardetijd van 1 jaar) halveert de maximale concentratie die uitloopt uit de onverzadigde zone.



Figuur 32. PER concentratie onderaan bodemprofiel zonder afbraakreacties, met vervluchtiging en met vervluchtiging+afbraak.

De volgende stap om het risico van de aanwezige concentraties in de onverzadigde zone voor de receptor in te schatten, is het berekenen van de concentratie ter hoogte van de receptor zowel met als zonder het optreden van uitloging uit de onverzadigde

zone. In dit geval is de concentratie aan de receptor berekend met maximale uitlogging uit de onverzadigde zone (geen afbraak) en met uitlogging met afbraak in de onverzadigde zone (halfwaardetijd 1 jaar). De resulterende concentraties in het grondwater ter hoogte van de perceelsgrens zijn te zien in Figuur 34. Voor de berekeningen is uitgegaan van afbraak van PER in het grondwater met een halfwaardetijd van 2 jaar.



Figuur 34. PER concentratie in het grondwater aan de perceelsgrens zonder uitlogging, met uitlogging+afbraak in OZ en met uitlogging zonder afbraak in OZ.

Uit het verschil tussen de eerste (geen uitlogging uit OZ) en de tweede (geen afbraak in OZ) curve blijkt dat de onverzadigde zone voor een belangrijke nalevering van PER naar de receptor zorgt. Indien afbraak in de onverzadigde zone in rekening gebracht wordt, is er nog steeds een belangrijke nalevering van PER maar is de concentratie aanzienlijk lager (zie Tabel 59). Wat in deze analyse niet aan bod is gekomen, is dat de afbraak van PER leidt tot een toename van TCE en DCE concentraties die een bedreiging voor de receptor kunnen vormen. Specifieke software die de productie van dochterproducten in rekening brengt (bv. Stanmod-Chain of Hydrus) is nodig om dit risico in te schatten.

Tijd (j)	Conc. aan receptor (µg/l)		
	zonder uitlogging	met uitlogging; afbraak in OZ	met uitlogging; geen afbraak in OZ
0-10	7788	8003	8037
10-50	363	1823	4029
50-100	0,15	30	255

Tabel 59. Invloed van uitlogging uit de onverzadigde zone (met en zonder afbraak in de bodem) op de concentraties aan de receptor).

Evolutie bodemkwaliteit			Risico uitloging/verspreiding			
	C_{max} bodem (mg/kg ds)	% uitgelooqd (cumulatief)	OZ	Receptor		
			C_{max} onderaan OZ ($\mu\text{g/l}$)	C_{max} zonder uitloging ($\mu\text{g/l}$)	C_{max} met uitloging ($\mu\text{g/l}$)	
na 0 j	250	0	0-10 j	12788	7788	8003
na 10 j	40,8	34,0	10-50 j	14573	363	1823
na 50 j	0,18	99,7	50-100 j	255	0,15	30
na 100 j	0	100	100-500 j			
na 500 j			500-1000 j			
na 1000 j			>1000 j			
	BSN (mg/kg ds)		BSN ($\mu\text{g/l}$)	Tijdstip overschrijding norm (j)		
	0,724		40	zonder uitloging	met uitloging	
				0	0	

Tabel 61. Samenvattende tabel voor de evolutie bodemkwaliteit en het risico op uitloging/verspreiding van de PER-verontreiniging van Site 2 (met afbraak/vervluchtiging in de bodem en afbraak in het grondwater).

7.3 Site 3: gasfabrieksterrein

7.3.1 Situering

De laatste site waar de methodiek toegepast is, is het terrein van een voormalige gasfabriek. De site kent een zware verontreiniging met o.a. PAK's, cyanide en VOCI's. De verontreiniging bevindt zich zowel in de onverzadigde zone als in het grondwater, en bronzones in de onverzadigde zone komen op verscheidene plaatsen verspreid over het terrein voor.

7.3.2 Bijkomende metingen

Vito heeft drie bijkomende boringen uitgevoerd tot 3 meter diepte (diepte grondwatertafel 2,2 m-mv) waarvan één in een vermoedelijke cyanide zone en twee in een vermoedelijke teerzone. Grondstalen zijn geanalyseerd voor cyanides en PAK's, en het poriënwater is afgescheiden en geanalyseerd op cyanides en macro-ionen. Op de grondstalen is ook een CaCl_2 (0,01M) extractie uitgevoerd en op het extract zijn PAK concentraties bepaald.

Op dezelfde drie locaties zijn telkens drie grondwaterstalen genomen op verschillende dieptes en geanalyseerd voor PAK's, cyanides, macro-ionen en VOC's. Een overzicht van alle bijkomende metingen is terug te vinden in Bijlage F.

Een teercharacterisatie werd uitgevoerd op de verontreinigde laag in een teerzone, met het oog op de karakterisatie van de mobiliteit van de teercomponenten. De resultaten van de teercharacterisatie waren op het moment van rapportage nog niet beschikbaar. Tevens zijn afbraaktesten op PAK componenten lopende.

7.3.3 Trap 1: berekening toetsingswaarden en toetsing bodemconcentraties

7.3.3.1 Trap 1a: berekening toetsingswaarde

De gegevens nodig voor de berekening van de toetsingswaarden in trap 1a zijn weergegeven in Tabel 62. De fractie organische koolstof is berekend op basis van de metingen in de drie profielen, waarbij zeer hoge gehalten aan organische C zijn teruggevonden (tot 39%). Aangezien deze waarden waarschijnlijk vertekend zijn door de aanwezige minerale verontreiniging, is beslist alle metingen hoger dan 10% weg te laten voor de berekening van het gemiddelde, en is een gemiddeld organische koolstofgehalte bekomen van 4,3 % op basis van drie metingen. In het geval van de cyanides is enkel een toetsingswaarde berekend voor vrije cyanides aangezien de K_{oc} waarde uit Tabel 10 geldt voor vrije cyanides.

<i>Parameter</i>	<i>Gasfabriek</i>	<i>Dimensie</i>	<i>Opmerking</i>
<i>Fractie organische koolstof</i>	<i>0,043</i>		<i>gemeten</i>
<i>Dichtheid</i>	<i>1,5</i>	<i>kg/l</i>	<i>standaard</i>
<i>Volumetrisch vochtgehalte</i>	<i>0,2</i>	<i>cm³/cm³</i>	<i>Kaartblad 22</i>
<i>Volumetrisch luchtgehalte</i>	<i>0,23</i>	<i>cm³/cm³</i>	<i>berekend</i>
<i>Dikte onverzadigde zone</i>	<i>2,2</i>	<i>m</i>	<i>gemeten</i>
<i>Temperatuur</i>	<i>283</i>	<i>K</i>	<i>standaard</i>
<i>Dilutiefactor</i>	<i>1,83</i>		<i>Kaartblad 22</i>

Tabel 62. gegevens gasfabrieksterrein voor de berekening van de toetsingswaarde in trap 1a.

7.3.3.2 Trap 1b: verfijning van de toetsingswaarde

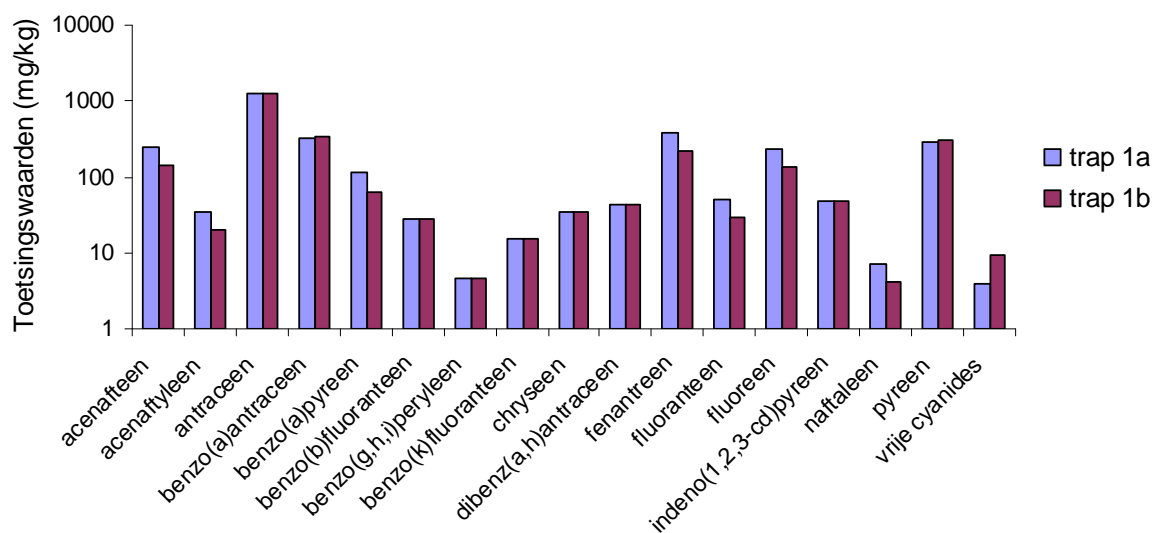
Door de vertekende organische koolstofmetingen die beïnvloed zijn door de aanwezigheid van minerale verontreiniging, is het niet mogelijk een profiel van berekende K_d 's op te stellen en daarvan het gewogen gemiddelde te nemen. Daarom bestaat de verfijning van de toetsingswaarde in het geval van de PAK's enkel uit het gebruiken van de site-specifieke dilutiefactor. Voor de cyanides is de concentratie in het poriënwater bepaald en is de K_d berekend. Deze berekende K_d waarden voor vrije cyanides en totale cyanides zijn gebruikt voor de berekeningen in trap 1b. Een overzicht van de gebruikte gegevens is gegeven in Tabel 64.

<i>Parameter</i>	<i>Gasfabriek</i>	<i>Dimensie</i>	<i>Opmerking</i>
<i>Fractie organische koolstof</i>	<i>0,043</i>		<i>gemeten</i>
<i>Dichtheid</i>	<i>1,5</i>	<i>kg/l</i>	<i>standaard</i>
<i>Volumetrisch vochtgehalte</i>	<i>0,23</i>	<i>cm³/cm³</i>	<i>gemeten</i>
<i>Volumetrisch luchtgehalte</i>	<i>0,2</i>	<i>cm³/cm³</i>	<i>berekend</i>

<i>Lengte verontreinigde zone</i>	<i>200</i>	<i>m</i>	<i>lengte bronzone</i>
<i>Dikte onverzadigde zone</i>	<i>2,2</i>	<i>m</i>	<i>gemeten</i>
<i>Infiltratie</i>	<i>0,475</i>	<i>m/j</i>	<i>uit Bijlage C (nat. vegetatie, S)</i>
<i>Hydraulische geleidbaarheid</i>	<i>146</i>	<i>m/j</i>	<i>gegevens BBO</i>
<i>Verhang</i>	<i>0,0025</i>	<i>m/m</i>	<i>gegevens BBO</i>
<i>Dikte freatische laag</i>	<i>13</i>	<i>m</i>	<i>gegevens BBO</i>
<i>Mengdiepte</i>	<i>13</i>	<i>m</i>	<i>berekend</i>
<i>Dilutiefactor</i>	<i>1,05</i>		<i>berekend</i>
<i>K_d cyanide vrij</i>	<i>124</i>	<i>l/kg</i>	<i>gewogen gemiddelde gemeten K_d's</i>

Tabel 64. Gegevens gasfabrieksterrein voor de berekening van de toetsingswaarde in trap 1b.

De berekende toetsingswaarden in trap 1 zijn weergegeven in Figuur 36. Voor de PAK's zijn de verschillen tussen trap 1a en trap 1b eerder klein en worden de meeste toetsingswaarden iets strenger in trap 1b door de lagere berekende dilutiefactor. Voor de vrije cyanides wordt de toetsingswaarde hoger omdat de gemeten K_d ongeveer 4 keer hoger ligt dan de berekende.



Figuur 36. Berekende toetsingswaarden voor het gasfabrieksterrein.

7.3.3.3

Toetsing aan de toetsingswaarden

De gemeten bodemconcentraties in de drie profielen zijn getoetst aan de berekende toetsingswaarden. De resultaten zijn weergegeven in Tabel 66, waarbij concentraties boven de toetsingswaarde in trap 1b vet zijn gedrukt en concentraties die enkel de toetsingswaarde in trap 1a overschrijden cursief zijn gedrukt. Een overschrijding van de toetsingswaarden (trap 1a en 1b) treedt op voor totale cyanides, acenaftyleen, benzo(a)pyreen, benzo(b)fluoranteen, benzo(g,h,i)peryleen, benzo(k)fluoranteen, chryseen, fenantheen, fluoranteen, indeno(1,2,3,c,d)pyreen, naftaleen en pyreen.

Een toetsing van de gemeten grondwaterconcentraties aan de bodemsaneringsnorm voor grondwater wijst uit dat er voor de drie locaties bemonsterd door Vito voor dit project een grondwaterverontreiniging is voor totale cyanides, benzo(a)anthraceen, benzo(a)pyreen, benzo(a)fluorantheen, benzo(g,h,i)peryleen, benzo(k)fluorantheen, chryseen, dibenzo(a)anthraceen, fluorantheen, indeno(1,2,3,c,d)pyreen en naftaleen. Dat wil zeggen dat voor totale cyanides, benzo(a)pyreen, benzo(b)fluorantheen, benzo(g,h,i)peryleen, benzo(k)fluorantheen, chryseen, fluorantheen, indeno(1,2,3,c,d)pyreen en naftaleen bevestigd wordt dat er een uitloogprobleem is. Voor acenaftyleen, fenanthreen en pyreen is er op de drie locaties geen verontreiniging van het grondwater aangetroffen, terwijl voor benzo(a)anthraceen en dibenzo(a)anthraceen in de analyses van de bodemstalen geen overschrijding van de toetsingswaarde is vastgesteld. De verklaring hiervoor ligt in het feit dat er meerdere verontreinigingskernen verspreid over het terrein voorkomen, en dat de grondwaterverontreiniging onder een profiel van elders kan zijn aangevoerd.

		Metingen										Toetsingswaarden	
Monster		2A	2C	3A	3B	3C	3E	4A	4B	4C	4D	trap 1a	trap 1b
Laag	cm	0-70	125-165	0-36	36-89	89-154	174-224	0-30	30-90	90-130	130-160		
CN totaal	mg/kg	55,3	42,8	4,74	75	297	665	45,6	454	562	2754		18,6
CN vrij	mg/kg	<0,25	0,48	1,09	0,33	0,52	<u>7,19</u>	1,11	<u>4,2</u>	0,76	3,07	3,8	9,1
acenafteen	mg/kg	4,3	11	0,03	0,37	0,45	15	29	5,5	1,4	0,54	251,9	144,5
acenaftyleen	mg/kg	39	52	0,11	1,7	0,74	24	53	5,9	11	0,94	34,0	19,5
anthraceen	mg/kg	130	110	0,27	3,1	4,1	60	330	15	30	2,5	1254,5	1254,5
benzo(a)anthraceen	mg/kg	160	300	0,58	14	23	50	260	45	61	6,9	330,0	346,5
benzo(a)pyreen	mg/kg	130	330	0,79	15	21	52	210	39	64	6,8	112,5	64,5
benzo(b)fluorantheen	mg/kg	160	410	0,25	20	30	56	260	53	82	10	28,0	28,0
benzo(g,h,i)peryleen	mg/kg	63	280	0,81	10	14	35	120	29	59	7	4,6	4,6
benzo(k)fluorantheen	mg/kg	57	130	0,32	7,2	10	19	93	19	29	3,3	14,9	14,9
chryseen	mg/kg	140	210	0,43	13	21	38	220	38	52	5,8	33,9	33,9
dibenzo(a,h)anthraceen	mg/kg	17	34	0,15	3	4,3	6,9	22	6,9	11	1,3	43,9	43,9
fenanthreen	mg/kg	160	460	0,7	7,2	10	120	520	58	95	8,6	384,7	220,7
fluorantheen	mg/kg	460	1200	1,9	31	70	240	880	140	230	31	51,0	29,3
fluoreen	mg/kg	27	30	0,08	0,49	0,69	41	110	4,3	3,9	0,79	231,8	133,0
indeno(1,2,3,c,d)pyreen	mg/kg	72	280	0,76	11	14	33	130	29	55	6,4	47,6	47,6
naftaleen	mg/kg	8	100	0,27	1,9	5	33	30	4,1	4,9	3,1	7,0	4,0
pyreen	mg/kg	200	680	1,1	17	36	130	410	77	130	17	293,6	308,2

Onderlijnde data komen overeen met overschrijding van toetsingswaarde 1a; vetgedrukte data komen overeen met overschrijding van toetsingswaarde 1b

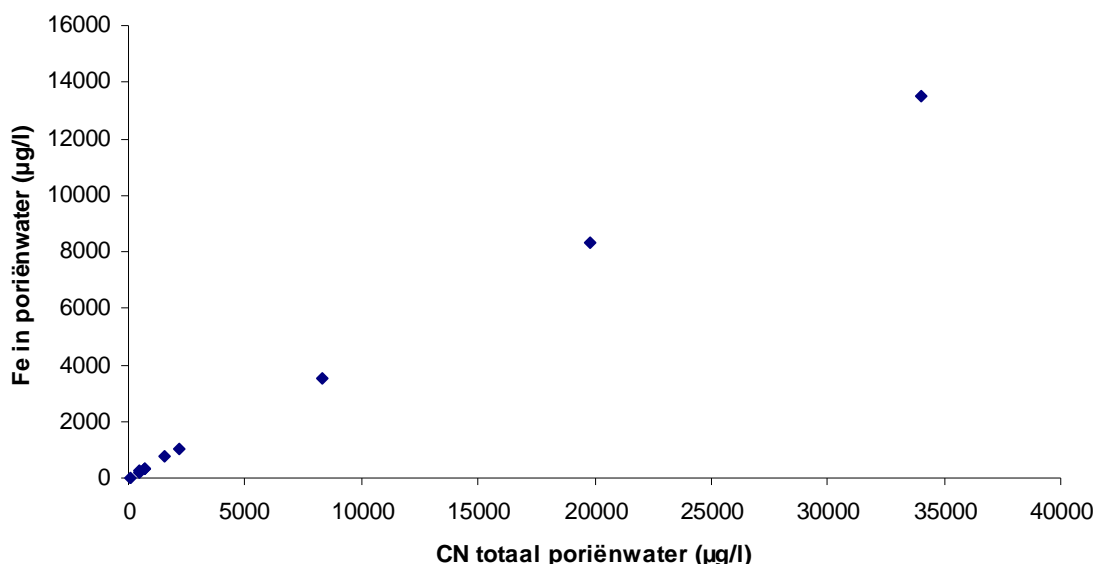
Tabel 66. Toetsing van de bodemconcentraties van het gasfabrieksterrein aan de berekende toetsingswaarden.

7.3.4 Trap 2: Bron-Pad-Receptor analyse

Een uitgewerkte bron-pad-receptoranalyse werd niet uitgevoerd voor het gasfabrieksterrein, omwille van de specifieke verontreinigingsproblematiek met teer en cyaniden. De onderzoeksmethodiek is niet geschikt om het verspreidingsrisico van teercomponenten (NAPLS) en cyaniden te kwantificeren. Specifieke onderzoeksprotocollen en modellen zijn nodig om het gedrag en de verspreiding van teercomponenten en cyaniden te evalueren. Voor een uitgewerkt onderzoeksprotocol wordt verwezen naar de Vries et al. (2002, 2003).

7.3.4.1 Cyaniden

Het oplossingsgedrag van cyaniden in de bodem wordt gereguleerd door minerale evenwichten tussen de cyaniden en de vaste fase van de bodem, in het bijzonder ijzer. Dit betekent dat het gedrag van cyaniden niet beschreven kan worden uitgaande van de veronderstelling van sorptie-evenwicht, maar dat meerdere processen aan de basis liggen van het verspreidingsgedrag van cyaniden, d.i., complexvorming in opgeloste en op vaste fase, oplossen en neerslaan van Fe-cyanide mineralen, vervluchtiging van onder de vorm van blauwzuurgas, Vastlegging van cyaniden wordt in de eerste plaats bepaald door precipitatie. De metingen op het Gasfabrieksterrein lijken dit te bevestigen. Er werd een perfect lineair verband gemeten tussen totaal CN en Fe in poriënwater (Figuur 38), wat erop wijst dat minerale evenwichten met Fe-mineralen in de bodem het oplossingsgedrag van cyanide bepalen. Om de verspreiding van cyanides te berekenen, is de toepassing van een speciatiemodel, zoals bv. PHREEQC (Parkhurst en Appelo, 1999), noodzakelijk.

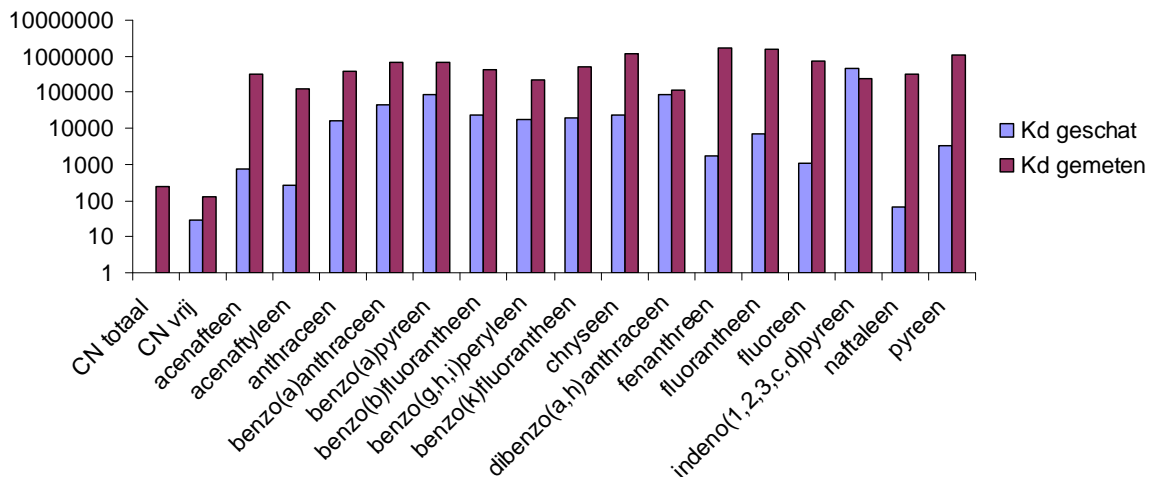


Figuur 38. Totaal Fe en CN in bodemwater op het gasfabrieksterrein.

7.3.4.2

Teer

Het oplossingsgedrag van NAPLs (non aqueous phase liquids) wordt bepaald door faseverdeling tussen waterfase, niet-mengbare fase, lucht en vaste fase. Afwijkingen van het ideaal evenwichtsgedrag (volgens de wet van Raoult) spelen indien de stofoverdracht van de ene fase naar de andere gelimiteerd is door diffusie of reactiekinetiek. Voor de bepaling van het verspreidingsrisico door NAPLs zijn er specifieke protocollen en instrumenten nodig. Daarnaast dient ook aandacht besteed te worden aan de bepaling van PAK concentraties in oplossing. De metingen uitgevoerd op het gasfabrieksterrein suggereren een grote discrepantie tussen de geschatte en de gemeten PAK concentraties in oplossing (Figuur 40). Mogelijk ligt de beperkte evenwichtsduur bij de schudtest aan de basis van de lage gemeten PAK concentraties. Uitloging in aanwezigheid van een NAPL-fase komt aan bod in de OVAM-studie "Uitloogmethodiek voor minerale olie"; uitloogtesten voor bodem, in het bijzonder voor organische componenten in bodemwater, worden besproken in de OVAM studie "Vergelijking van uitloogmethoden voor bodem en afval".



Figuur 40: Gemeten en geschatte Kd voor PAKs in bodem van Site 3.

Referenties

- Allen, R.G., L.S. Pereira, D. Raes, M. Smith. 1998. *Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements*. FAO Irrigation and Drainage Paper no. 56, FAO, Rome.
- Bosma, W.J.P. 1994. *Transport of reactive solutes in heterogeneous porous formations*. PhD dissertation, agricultural University Wageningen, The Netherlands, 229 pp.
- Cornelis, C. 1996. *Basisinformatie voor risico-evaluatie, publicatienummer D/1996/5024/19, juli 1996*.
- De Groot, A.C., Peijnenburg, W.J.G.M., van den Hoop, M.A.G.T., Ritsema, R., en R.P.M. van Veen. 1998. *Heavy metals in dutch soils: an experimental and theoretical study on equilibrium partitioning*. RIVM rapport 607220 001, RIVM, Bilthoven, NL.
- De Vries, P.O. van der Sterren, G., Comans, R. en J. Gemoets. 2002. *Karakterisering van bronnen van bodemverontreiniging op voormalige gasfabrieksterreinen*. SKB SV-318. 103 pp.
- De Vries, P.O., M.G. Keizer, en R.J.N.J. Comans. 2003. *Cyaniden in de bodem*.
- EA, 1999. *Methodology for the derivation of remedial targets for soil and groundwater to protect water resources*. Environment agency R&D Publication 20. 89 pp.
- EC, 1998. *EU-richtlijn betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water (98/83/EG, 3 november 1998)*.
- EC, 2000. *Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid*.
- EC, 2003a. *Council decision establishing criteria and procedures for the acceptance of waste at landfills pursuant to Article 16 of and Annex II to Directive 1999/31/EC*. 2003/33/EC
- EC, 2003b. *Voorstel voor een richtlijn van het Europees Parlement en de Raad betreffende de bescherming van het grondwater tegen verontreiniging*. Brussel, 19.9.2003. COM(2003) 550 definitief. 2003/0210 (COD).
- EPA, 1989. *Risk Assessment Guidance for Superfund – Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part A)*.
- EPA, 1996. *Soil screening guidance: user's guide*. 39 pp.
- EPA. 1998. *Estimation of infiltration in the vadose zone: compilation of simple mathematical models*. Volume I.
- Feyen, J., Vandamme, J., Haghedooren, E., en A. Willems. 1978. *Bepaling van het landbouwkundig watergebruik en de nuttige neerslag ten behoeve van het grondwaterbeleid in de provincie Antwerpen*.
- ISO, 2000. *ISO/TC 190/SC 7. Soil quality-Characterization of soil related to groundwater protection*. DIS 15175

Janssen, R.P.T., P.J. Pretorius, W.J.G.M. Peijnenburg en M.A.G.T. van den Hoop. 1996. *determination of field-based partition coefficients for heavy metals in Dutch soils and the relationships of these coefficients with soil characteristics*. RIVM, report 7190101023. 35 pp.

Jury, W. A., W. F. Spencer, and W. J. Farmer, 1983. *Model for assessing behavior of pesticides and other trace organics using benchmark properties. I. Description of model*. *J. Environ. Qual.* 12:558-564.

Jury, W.A. en K. Roth. 1990. *Transfer functions and solute movement through soil. Theory and applications*. Birkhauser, Basel, 226 pp.

Larsbo, M., en N. Jarvis. 2003. *MACRO 5.0. A model of water flow and solute transport in macroporous soil. Technical description*. 49 pp.

Leij, F.J., J.H. Dane, M. Th. Van Genuchten. 1991. *Mathematical analysis of one-dimensional solute transport in a layered soil profile*. *Soil Science Society of America Journal*. 944-953.

Leij, F. J., and S. A. Bradford. 1994. *3DADE: A Computer Code for Evaluating Three-Dimensional Equilibrium Solute Transport in Porous Media, Version 1.0*. Research Report No. 134, U.S. Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, California.

Leij, F. J. and N. Toride. 1997. *N3DADE: A computer program for evaluating three-dimensional nonequilibrium solute transport in porous media*. U.S. Salinity Laboratory Research Report 143, Riverside CA. 116 pp

Mallants, D., M. Vanclooster, M. Meddahi, J. Feyen. 1994. *Estimating solute transport in undisturbed soil columns using time-domain reflectometry*. *Journal of Contaminant Hydrology* 17(2): 91-109.

Mallants, D., M. Vanclooster, J. Feyen. 1996. *Transect study on solute transport in a macroporous soil*. *Hydrological Processes* 10(1): 55-70.

McCuen, R.H., W.J. Rawls, D.L. Brakensiek, 1981. *Statistical analysis of the Brooks-Corey and the Green-Ampt parameters across soil textures*. *Water Resources Research* 17(4): 1005-1013.

Neuman, S.P. 1976. *Wetting front pressure head in the infiltration model of Green and Ampt*. *Water Resources Research* 12(3): 564-566.

Parkhurst, D.L. and Appelo, C.A.J., 1999, *User's guide to PHREEQC (version 2)--A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 99-4259*, 312 p.

Provoost, J., C. Cornelis, P. Seuntjens, K. Van Geert, R. Lubbers, W. Gevaerts, J.G.M. Koolenbrander. 2000. *Evaluatie van modellen en meetmethoden voor bepaling van binnenluchtkwaliteit bij bodemverontreiniging*. Studie i.o.v. OVAM. 136 pp.

Provoost, J., C. Cornelis, K. Van Geert, K. Laurysen. *Vervolgonderzoek bodemverontreiniging & binnenluchtkwaliteit, deel 2 modelsimulaties*. Studie i.o.v. OVAM, conceptrapport.

Rawls, W.J., D.L. Brakensiek. 1982. Estimating soil water retention from soil properties. Amer. Soc. of Civil Engin., J. of Irrig. and Drain. 108(IR2): 166-171.

RBCA, 1998. RBCA Toolkit for chemical releases. Groundwater Services, Inc. 1998.

Schaap, M.G., F.J. Leij en M. Th. van Genuchten. 1999. A bootstrap-neural network approach to predict soil hydraulic parameters. In: van genuchten, M. Th., F.J. Leij, en L. Wu (eds.). Proc. Int. Workshop, Characterization and measurements of hydraulic properties of unsaturated porous media, pp 1237-1250. University of California, Riverside, CA.

Šimůnek, J., M. Šejna, and M. Th. van Genuchten, The [HYDRUS-1D](#) software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. [Version 2.0](#), IGWMC - TPS - 70, International Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado, 202pp., **1998**.

Šimůnek, J., M. Šejna, and M. Th. van Genuchten, The [HYDRUS-2D](#) software package for simulating the two-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. [Version 2.0](#), IGWMC - TPS - 70, International Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado, 202pp., **1998**.

Šimůnek, J., M. Th. van Genuchten, M. Sejna, N. Toride, and F. J. Leij, The STANMOD computer software for evaluating solute transport in porous media using analytical solutions of convection-dispersion equation. Versions 1.0 and 2.0, IGWMC - TPS - 71, International Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado, 32pp., 1999.

Seuntjens, P., Provoost, J. en C. Cornelis. 2001. Onzekerheidsanalyse Vlier-Humaan. Studie i.o.v. OVAM. 66 pp.

Smolders, E., Degryse, F., De Brouwere, K., Van den brande, K., Cornelis, C., en P. Seuntjens. 2000. Bepaling van veldgemeten verdelingsfactoren van zware metalen bij bodemverontreiniging in Vlaanderen. Studie i.o.v. OVAM. 92 pp.

Soil Conservation Service, 1972. Section 4: Hydrology in 'National Engineering Handbook'. SCS.

Toride, N., F. J. Leij, and M. Th. van Genuchten. 1995. The CXTFIT Code for Estimating Transport Parameters from Laboratory or Field Tracer Experiments, Version 2.0. Research Report No. 137, U.S. Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, California.

Vanderborght, J., M. Vanclooster, A. Timmerman, P. Seuntjens, D. Mallants, D.-J. Kim, D. Jacques, L. Hubrechts, C. Gonzalez, J. Feyen, J. Diels, J. Deckers. 2001. Overview of inert tracer experiments in key Belgian soil types: relation between transport and soil morphological and hydraulic properties. Water Resources Research 37(12): 2873-2888.

van Genuchten, M. Th. 1980. Determining Transport Parameters from Solute Displacement Experiments, Version 1.0. Research Report No. 118, U.S. Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, California.

van Genuchten, M. Th. 1981. *Non-Equilibrium Solute Transport Parameters from Miscible Displacement Experiments, Version 1.0. Research Report No. 119, U.S. Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, California.*

van Genuchten, M.T. and Alves, W.J.. 1982. *Analytical solutions of the one-dimensional convective-dispersive solute transport equation. USDA, ARS, Tech.Bull.1661:151p.*

van Genuchten, M. Th.. 1985. *Convective-dispersive transport of solutes involved in sequential first-order decay reactions. Computers and Geosciences. 1985. 11(2):129-147.*

Van Orshoven, J., and D. Vandenbroucke. 1993. *Handleiding bij AARDEWERK databestand van bodemprofielgegevens. Rapport 18 A. Comité voor de ontwikkeling van een bodeminformatiesysteem-COBIS, IWONL.*

Vereecken, H. 1988. *Pedotransfer functions for the generation of hydraulic properties for Belgian soils. Doctoraatsproefschrift, Faculteit der Landbouwwetenschappen, K.U.Leuven, Leuven.*

Xu, M.J., Y. Eckstein. 1995. *Use of weighted least-squares method in evaluation of the relationship between dispersivity and field-scale. Ground Water 33(6): 905-908.*

Bijlage A: Dilutiefactoren en bodemvochtgehalten

per 1/32 kaartblad van de 1:25000 topografische kaarten (spatiale resolutie 5kmx4km) (M_z =dikte van de mengzone (m), DF = dilutiefactor, k =verzadigde hydraulische geleidbaarheid grondwater (m/d), d_a =dikte van de freatische laag (m), i =potentiaalgradiënt (m/m), θ_w =volumetrisch vochtgehalte bodem (cm^3/cm^3), Z=zand, E=klei, U=zwarte klei, A=leem, P=licht zandleem, S=lemig zand, L=zandleem)

Kaart- blad	1/8	1/4	M_z m	DF	k m/j	d_a m	i m/m	θ_w cm^3/cm^3	Textuur
1	8	3	2	1,17	1095	2	0,001	0,09	Z
1	8	4	2	1,17	1095	2	0,001	0,09	Z
2	6	3	2	1,17	1095	2	0,001	0,09	Z
2	6	4	2	1,17	1095	2	0,001	0,09	Z
2	7	3	2	1,17	1095	2	0,001	0,09	Z
3	5	3	2	1,17	1095	2	0,001	0,09	Z
3	5	4	2	1,17	1095	2	0,001	0,09	Z
4	7	4	2	1,33	2190	2	0,001	0,2	"P"
4	8	2	2	1,33	2190	2	0,001	0,2	"P"
4	8	3	2	1,33	2190	2	0,001	0,2	"P"
4	8	4	2	1,33	2190	2	0,001	0,2	"P"
5	5	1	2	1,33	2190	2	0,001	0,2	"P"
5	5	2	2	1,33	2190	2	0,001	0,2	"P"
5	5	3	2	1,33	2190	2	0,001	0,2	"P"
5	5	4	2	1,33	2190	2	0,001	0,2	"P"
5	6	1	2	1,33	2190	2	0,001	0,2	"P"
5	6	2	2	1,33	2190	2	0,001	0,2	"P"
5	6	3	2	1,33	2190	2	0,001	0,2	"P"
5	6	4	2	1,33	2190	2	0,001	0,2	"P"
5	8	3	2	1,33	2190	2	0,001	0,39	E
5	8	4	2	1,33	2190	2	0,001	0,39	E
6	5	3	10	2,1	1460	10	0,001	0,39	E
7	2	3	9,83	2,62	2190	10	0,001	0,2	"P"
7	2	4	10,67	2,76	2190	25	0,001	0,2	"P"
7	3	2	2	1,33	2190	2	0,001	0,09	Z
7	3	3	10,67	2,76	2190	25	0,001	0,09	Z
7	4	1	2	1,33	2190	2	0,001	0,09	Z
7	4	2	2	1,33	2190	2	0,001	0,09	Z
7	4	3	2	1,33	2190	2	0,001	0,09	Z
7	4	4	2	1,33	2190	2	0,001	0,09	Z
7	5	4	2	1,33	2190	2	0,001	0,39	U
7	6	1	2	1,33	2190	2	0,001	0,39	U
7	6	2	10,67	2,76	2190	25	0,001	0,39	U
7	6	3	2	1,33	2190	2	0,001	0,39	U
7	6	4	9,83	2,62	2190	10	0,001	0,39	U
7	7	1	9,83	2,62	2190	10	0,001	0,09	Z
7	7	2	10,99	2,82	2190	50	0,001	0,09	Z
7	7	3	9,83	2,62	2190	10	0,001	0,09	Z
7	7	4	9,83	2,62	2190	10	0,001	0,09	Z

<i>Kaart- blad</i>	<i>1/8</i>	<i>1/4</i>	<i>M_z m</i>	<i>DF</i>	<i>k m/j</i>	<i>d_a m</i>	<i>i m/m</i>	<i>θ_w cm³/cm³</i>	<i>Textuur</i>
7	8	1	10,99	2,82	2190	50	0,001	0,09	Z
7	8	2	10,99	2,82	2190	50	0,001	0,09	Z
7	8	3	9,83	2,62	2190	10	0,001	0,09	Z
7	8	4	9,83	2,62	2190	10	0,001	0,09	Z
8	1	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,09	Z
8	1	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,09	Z
8	1	3	2	1,17	1095	2	0,001	0,09	Z
8	1	4	2	1,17	1095	2	0,001	0,09	Z
8	2	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,12	S
8	2	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,12	S
8	2	3	2	1,17	1095	2	0,001	0,12	S
8	2	4	2	1,17	1095	2	0,001	0,12	S
8	3	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,09	Z
8	3	3	2	1,17	1095	2	0,001	0,09	Z
8	3	4	2	1,17	1095	2	0,001	0,09	Z
8	4	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,09	Z
8	4	3	2	1,17	1095	2	0,001	0,09	Z
8	4	4	2	1,17	1095	2	0,001	0,09	Z
8	5	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,09	Z
8	5	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,09	Z
8	5	3	10	1,83	1095	10	0,001	0,09	Z
8	5	4	10	1,83	1095	10	0,001	0,09	Z
8	6	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,12	S
8	6	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,12	S
8	6	3	10	1,83	1095	10	0,001	0,12	S
8	6	4	10	1,83	1095	10	0,001	0,12	S
8	7	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,09	Z
8	7	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,09	Z
8	7	3	10	1,83	1095	10	0,001	0,09	Z
8	7	4	10	1,83	1095	10	0,001	0,09	Z
8	8	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,09	Z
8	8	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,09	Z
8	8	3	10	1,83	1095	10	0,001	0,09	Z
8	8	4	10	1,83	1095	10	0,001	0,09	Z
9	1	1	2	1,28	1825	2	0,001	0,09	Z
9	1	2	2	1,28	1825	2	0,001	0,09	Z
9	1	3	2	1,28	1825	2	0,001	0,09	Z
9	1	4	2	1,28	1825	2	0,001	0,09	Z
9	5	1	2	1,28	1825	2	0,001	0,09	Z
9	5	2	2	1,28	1825	2	0,001	0,09	Z
9	5	3	10	2,38	1825	10	0,001	0,09	Z
9	5	4	10	2,38	1825	10	0,001	0,09	Z
9	6	1	10	2,38	1825	10	0,001	0,09	Z
9	6	3	10	2,38	1825	10	0,001	0,09	Z
9	6	4	10	2,38	1825	10	0,001	0,09	Z
10	5	3	9,44	3,08	2920	25	0,001	0,09	Z
10	5	4	9,44	3,08	2920	25	0,001	0,09	Z
11	7	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
11	8	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"

<i>Kaart- blad</i>	<i>1/8</i>	<i>1/4</i>	<i>M_z m</i>	<i>DF</i>	<i>k m/j</i>	<i>d_a m</i>	<i>i m/m</i>	<i>θ_w cm³/cm³</i>	<i>Textuur</i>
11	8	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
11	8	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
12	1	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
12	2	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
12	2	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
12	2	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
12	3	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
12	3	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
12	3	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
12	3	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
12	4	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
12	4	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
12	4	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
12	4	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
12	5	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
12	5	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
12	5	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
12	5	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
12	6	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
12	6	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
12	6	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
12	6	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
12	7	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	Z
12	7	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	Z
12	7	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	Z
12	7	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	Z
12	8	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	Z
12	8	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	Z
12	8	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	Z
12	8	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	Z
13	1	1	10	2,1	1460	10	0,001	0,2	"P"
13	1	2	10	2,1	1460	10	0,001	0,2	"P"
13	1	3	10	2,1	1460	10	0,001	0,2	"P"
13	1	4	10	2,1	1460	10	0,001	0,2	"P"
13	2	1	10	2,1	1460	10	0,001	0,09	Z
13	2	2	10	2,1	1460	10	0,001	0,09	Z
13	2	3	10	2,1	1460	10	0,001	0,09	Z
13	2	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	Z
13	3	1	10	2,1	1460	10	0,001	0,09	Z
13	3	2	10	2,1	1460	10	0,001	0,09	Z
13	3	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	Z
13	3	4	10	2,1	1460	10	0,001	0,09	Z
13	4	1	10	2,1	1460	10	0,001	0,09	Z
13	4	2	10	2,1	1460	10	0,001	0,09	Z
13	4	3	10	2,1	1460	10	0,001	0,09	Z
13	4	4	10	2,1	1460	10	0,001	0,09	Z
13	5	1	10	2,1	1460	10	0,001	0,12	S
13	5	2	10	2,1	1460	10	0,001	0,12	S
13	5	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,12	S

<i>Kaart- blad</i>	<i>1/8</i>	<i>1/4</i>	<i>M_z m</i>	<i>DF</i>	<i>k m/j</i>	<i>d_a m</i>	<i>i m/m</i>	<i>θ_w cm³/cm³</i>	<i>Textuur</i>
13	5	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,12	S
13	6	1	10	2,1	1460	10	0,001	0,12	S
13	6	2	10	2,1	1460	10	0,001	0,12	S
13	6	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,12	S
13	6	4	10	2,1	1460	10	0,001	0,12	S
13	7	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,12	S
13	7	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,12	S
13	7	3	10	2,1	1460	10	0,001	0,12	S
13	7	4	10	2,1	1460	10	0,001	0,12	S
13	8	1	10	2,1	1460	10	0,001	0,12	S
13	8	2	10	2,1	1460	10	0,001	0,12	S
13	8	3	10	2,1	1460	10	0,001	0,12	S
13	8	4	10	2,1	1460	10	0,001	0,12	S
14	1	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	Z
14	1	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	Z
14	1	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	Z
14	1	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	Z
14	2	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	Z
14	2	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	Z
14	2	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	Z
14	3	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	Z
14	3	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	Z
14	4	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	Z
14	4	3	10	2,1	1460	10	0,001	0,09	Z
14	4	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	Z
14	5	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	Z
14	5	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	Z
14	5	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	Z
14	5	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	Z
14	6	1	10	2,1	1460	10	0,001	0,09	Z
14	6	2	10	2,1	1460	10	0,001	0,09	Z
14	6	3	10	2,1	1460	10	0,001	0,09	Z
14	6	4	10	2,1	1460	10	0,001	0,09	Z
14	7	1	10	2,1	1460	10	0,001	0,09	Z
14	7	2	10	2,1	1460	10	0,001	0,09	Z
14	7	3	10	2,1	1460	10	0,001	0,09	Z
14	7	4	10	2,1	1460	10	0,001	0,09	Z
14	8	1	10	2,1	1460	10	0,001	0,09	Z
14	8	2	10	2,1	1460	10	0,001	0,09	Z
14	8	3	10	2,1	1460	10	0,001	0,09	Z
14	8	4	10	2,1	1460	10	0,001	0,09	Z
15	1	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,12	S
15	1	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,12	S
15	1	3	2	1,17	1095	2	0,001	0,12	S
15	1	4	2	1,17	1095	2	0,001	0,12	S
15	2	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,2	P
15	2	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,2	P
15	2	3	2	1,17	1095	2	0,001	0,2	P
15	2	4	2	1,17	1095	2	0,001	0,2	P

<i>Kaart- blad</i>	<i>1/8</i>	<i>1/4</i>	<i>M_z m</i>	<i>DF</i>	<i>k m/j</i>	<i>d_a m</i>	<i>i m/m</i>	<i>θ_w cm³/cm³</i>	<i>Textuur</i>
15	3	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,2	"P"
15	3	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,2	"P"
15	3	3	2	1,17	1095	2	0,001	0,2	"P"
15	3	4	2	1,17	1095	2	0,001	0,2	"P"
15	4	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,2	"P"
15	4	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,2	"P"
15	4	3	10	1,83	1095	10	0,001	0,2	"P"
15	4	4	2	1,17	1095	2	0,001	0,2	"P"
15	5	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,09	Z
15	5	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,09	Z
15	5	3	2	1,17	1095	2	0,001	0,09	Z
15	5	4	2	1,17	1095	2	0,001	0,09	Z
15	6	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
15	6	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
15	6	3	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
15	6	4	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
15	7	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,2	"P"
15	7	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,2	"P"
15	7	3	2	1,17	1095	2	0,001	0,2	"P"
15	7	4	2	1,17	1095	2	0,001	0,2	"P"
15	8	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
15	8	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
15	8	3	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
15	8	4	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
16	1	1	2	1,44	2920	2	0,001	0,09	Z
16	1	2	2	1,44	2920	2	0,001	0,09	Z
16	1	3	2	1,44	2920	2	0,001	0,09	Z
16	1	4	2	1,44	2920	2	0,001	0,09	Z
16	2	1	2	1,44	2920	2	0,001	0,09	Z
16	2	2	2	1,44	2920	2	0,001	0,09	Z
16	2	3	2	1,44	2920	2	0,001	0,09	Z
16	2	4	2	1,44	2920	2	0,001	0,09	Z
16	3	1	2	1,44	2920	2	0,001	0,09	Z
16	3	2	2	1,44	2920	2	0,001	0,09	Z
16	3	3	2	1,44	2920	2	0,001	0,09	Z
16	3	4	2	1,44	2920	2	0,001	0,09	Z
16	4	1	2	1,44	2920	2	0,001	0,09	Z
16	4	2	2	1,44	2920	2	0,001	0,09	Z
16	4	3	2	1,44	2920	2	0,001	0,09	Z
16	4	4	2	1,44	2920	2	0,001	0,09	Z
16	5	1	2	1,44	2920	2	0,001	0,2	P
16	5	2	2	1,44	2920	2	0,001	0,2	P
16	5	3	2	1,44	2920	2	0,001	0,2	P
16	5	4	2	1,44	2920	2	0,001	0,2	P
16	6	1	8,94	2,97	2920	10	0,001	0,12	S
16	6	2	8,94	2,97	2920	10	0,001	0,12	S
16	6	3	2	1,44	2920	2	0,001	0,12	S
16	6	4	8,94	2,97	2920	10	0,001	0,12	S
16	7	1	9,44	3,08	2920	25	0,001	0,12	S

<i>Kaart- blad</i>	<i>1/8</i>	<i>1/4</i>	<i>M_z m</i>	<i>DF</i>	<i>k m/j</i>	<i>d_a m</i>	<i>i m/m</i>	<i>θ_w cm³/cm³</i>	<i>Textuur</i>
16	7	2	2	1,44	2920	2	0,001	0,12	S
16	7	3	9,44	3,08	2920	25	0,001	0,12	S
16	7	4	9,44	3,08	2920	25	0,001	0,12	S
16	8	1	2	1,44	2920	2	0,001	0,12	S
16	8	2	2	1,44	2920	2	0,001	0,12	S
16	8	3	9,63	3,12	2920	50	0,001	0,12	S
16	8	4	2	1,44	2920	2	0,001	0,12	S
17	1	1	2	1,5	3285	2	0,001	0,09	Z
17	1	2	2	1,5	3285	2	0,001	0,09	Z
17	1	3	2	1,5	3285	2	0,001	0,09	Z
17	1	4	2	1,5	3285	2	0,001	0,09	Z
17	2	1	2	1,5	3285	2	0,001	0,09	Z
17	2	2	2	1,5	3285	2	0,001	0,09	Z
17	2	3	2	1,5	3285	2	0,001	0,09	Z
17	2	4	2	1,5	3285	2	0,001	0,09	Z
17	3	1	9,02	3,24	3285	25	0,001	0,09	Z
17	3	2	9,02	3,24	3285	25	0,001	0,09	Z
17	3	3	9,02	3,24	3285	25	0,001	0,09	Z
17	3	4	9,02	3,24	3285	25	0,001	0,09	Z
17	4	1	9,02	3,24	3285	25	0,001	0,09	Z
17	4	2	9,02	3,24	3285	25	0,001	0,09	Z
17	4	3	9,17	3,27	3285	50	0,001	0,09	Z
17	4	4	9,02	3,24	3285	25	0,001	0,09	Z
17	5	1	9,02	3,24	3285	25	0,001	0,09	Z
17	5	2	9,17	3,27	3285	50	0,001	0,09	Z
17	5	3	9,17	3,27	3285	50	0,001	0,09	Z
17	5	4	9,02	3,24	3285	25	0,001	0,09	Z
17	6	1	9,02	3,24	3285	25	0,001	0,09	Z
17	6	2	9,17	3,27	3285	50	0,001	0,09	Z
17	6	3	9,17	3,27	3285	50	0,001	0,09	Z
17	6	4	9,17	3,27	3285	50	0,001	0,09	Z
17	7	1	2	1,5	3285	2	0,001	0,09	Z
17	7	2	2	1,5	3285	2	0,001	0,09	Z
17	7	3	9,17	3,27	3285	50	0,001	0,09	Z
17	7	4	9,17	3,27	3285	50	0,001	0,09	Z
17	8	1	8,61	3,13	3285	10	0,001	0,09	Z
17	8	2	8,61	3,13	3285	10	0,001	0,09	Z
17	8	3	9,17	3,27	3285	50	0,001	0,09	Z
17	8	4	9,17	3,27	3285	50	0,001	0,09	Z
18	1	1	6,01	9,27	3650	25	0,005	0,12	S
18	1	2	6,01	9,27	3650	25	0,005	0,12	S
18	1	3	6,01	9,28	3650	50	0,005	0,12	S
18	1	4	6,01	9,27	3650	25	0,005	0,12	S
18	2	3	6,01	9,27	3650	25	0,005	0,12	S
18	2	4	6,01	9,27	3650	25	0,005	0,12	S
18	5	1	6,01	9,28	3650	50	0,005	0,12	S
18	5	2	6,01	9,28	3650	50	0,005	0,12	S
18	5	3	6,01	9,28	3650	50	0,005	0,12	S
18	5	4	6,01	9,28	3650	50	0,005	0,12	S

<i>Kaart- blad</i>	<i>1/8</i>	<i>1/4</i>	<i>M_z m</i>	<i>DF</i>	<i>k m/j</i>	<i>d_a m</i>	<i>i m/m</i>	<i>θ_w cm³/cm³</i>	<i>Textuur</i>
18	6	1	6,01	9,27	3650	25	0,005	0,12	S
18	6	2	6,01	9,27	3650	25	0,005	0,12	S
18	6	3	5,99	9,25	3650	10	0,005	0,12	S
18	6	4	6,01	9,27	3650	25	0,005	0,12	S
18	7	1	6,01	9,27	3650	25	0,005	0,12	S
18	7	2	6,01	9,27	3650	25	0,005	0,12	S
18	7	3	6,01	9,27	3650	25	0,005	0,12	S
18	7	4	6,01	9,27	3650	25	0,005	0,12	S
18	8	1	6,01	9,27	3650	25	0,005	0,22	L
18	8	3	6,01	9,27	3650	25	0,005	0,22	L
19	3	2	2	1,11	730	2	0,001	0,2	"P"
19	3	4	2	1,11	730	2	0,001	0,2	"P"
19	4	1	2	1,11	730	2	0,001	0,2	"P"
19	4	2	2	1,11	730	2	0,001	0,2	"P"
19	4	3	2	1,11	730	2	0,001	0,2	"P"
19	4	4	2	1,11	730	2	0,001	0,2	"P"
19	8	1	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
19	8	2	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
19	8	3	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
19	8	4	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
20	1	1	2	1,11	730	2	0,001	0,2	"P"
20	1	2	2	1,11	730	2	0,001	0,2	"P"
20	1	3	2	1,11	730	2	0,001	0,2	"P"
20	1	4	2	1,11	730	2	0,001	0,2	"P"
20	2	1	2	1,11	730	2	0,001	0,2	"P"
20	2	2	2	1,11	730	2	0,001	0,2	"P"
20	2	3	2	1,11	730	2	0,001	0,2	"P"
20	2	4	2	1,11	730	2	0,001	0,2	"P"
20	3	1	2	1,11	730	2	0,001	0,12	S
20	3	2	2	1,11	730	2	0,001	0,12	S
20	3	3	2	1,11	730	2	0,001	0,12	S
20	3	4	2	1,11	730	2	0,001	0,12	S
20	4	1	2	1,11	730	2	0,001	0,12	S
20	4	2	2	1,11	730	2	0,001	0,12	S
20	4	3	2	1,11	730	2	0,001	0,12	S
20	4	4	2	1,11	730	2	0,001	0,12	S
20	5	1	2	1,11	730	2	0,001	0,2	"P"
20	5	2	2	1,11	730	2	0,001	0,2	"P"
20	5	3	2	1,11	730	2	0,001	0,2	"P"
20	5	4	2	1,11	730	2	0,001	0,2	"P"
20	6	1	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
20	6	2	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
20	6	3	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
20	6	4	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
20	7	1	2	1,11	730	2	0,001	0,2	P
20	7	2	2	1,11	730	2	0,001	0,2	P
20	7	3	2	1,11	730	2	0,001	0,2	P
20	7	4	2	1,11	730	2	0,001	0,2	P
20	8	1	2	1,11	730	2	0,001	0,2	P

<i>Kaart- blad</i>	<i>1/8</i>	<i>1/4</i>	<i>M_z m</i>	<i>DF</i>	<i>k m/j</i>	<i>d_a m</i>	<i>i m/m</i>	<i>θ_w cm³/cm³</i>	<i>Textuur</i>
20	8	2	2	1,11	730	2	0,001	0,2	P
20	8	3	2	1,11	730	2	0,001	0,2	P
20	8	4	2	1,11	730	2	0,001	0,2	P
21	1	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,12	S
21	1	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,12	S
21	1	3	2	1,17	1095	2	0,001	0,12	S
21	1	4	2	1,17	1095	2	0,001	0,12	S
21	2	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
21	2	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
21	2	3	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
21	2	4	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
21	3	1	10	1,83	1095	10	0,001	0,22	L
21	3	2	10	1,83	1095	10	0,001	0,22	L
21	3	3	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
21	3	4	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
21	4	1	10	1,83	1095	10	0,001	0,22	L
21	4	2	10	1,83	1095	10	0,001	0,22	L
21	4	3	10	1,83	1095	10	0,001	0,22	L
21	4	4	10	1,83	1095	10	0,001	0,22	L
21	5	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,2	P
21	5	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,2	P
21	5	3	2	1,17	1095	2	0,001	0,2	P
21	5	4	2	1,17	1095	2	0,001	0,2	P
21	6	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,2	P
21	6	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,2	P
21	6	3	10	1,83	1095	10	0,001	0,2	P
21	6	4	10	1,83	1095	10	0,001	0,2	P
21	7	1	10	1,83	1095	10	0,001	0,22	L
21	7	2	10	1,83	1095	10	0,001	0,22	L
21	7	3	10	1,83	1095	10	0,001	0,22	L
21	7	4	10	1,83	1095	10	0,001	0,22	L
21	8	1	10	1,83	1095	10	0,001	0,09	Z
21	8	2	10	1,83	1095	10	0,001	0,09	Z
21	8	3	2	1,17	1095	2	0,001	0,09	Z
21	8	4	10	1,83	1095	10	0,001	0,09	Z
22	1	1	10	1,83	1095	10	0,001	0,2	"P"
22	1	2	10	1,83	1095	10	0,001	0,2	"P"
22	1	3	10	1,83	1095	10	0,001	0,2	"P"
22	1	4	10	1,83	1095	10	0,001	0,2	"P"
22	2	1	10	1,83	1095	10	0,001	0,09	Z
22	2	2	10	1,83	1095	10	0,001	0,09	Z
22	2	3	10	1,83	1095	10	0,001	0,09	Z
22	2	4	10	1,83	1095	10	0,001	0,09	Z
22	3	1	10	1,83	1095	10	0,001	0,09	Z
22	3	2	10	1,83	1095	10	0,001	0,09	Z
22	3	3	10	1,83	1095	10	0,001	0,09	Z
22	3	4	10	1,83	1095	10	0,001	0,09	Z
22	4	1	10	1,83	1095	10	0,001	0,09	Z
22	4	2	10	1,83	1095	10	0,001	0,09	Z

<i>Kaart- blad</i>	<i>1/8</i>	<i>1/4</i>	<i>M_z</i> <i>m</i>	<i>DF</i>	<i>k</i> <i>m/j</i>	<i>d_a</i> <i>m</i>	<i>i</i> <i>m/m</i>	<i>θ_w</i> <i>cm³/cm³</i>	<i>Textuur</i>
22	4	3	10	1,83	1095	10	0,001	0,09	Z
22	4	4	10	1,83	1095	10	0,001	0,09	Z
22	5	1	10	1,83	1095	10	0,001	0,09	Z
22	5	2	10	1,83	1095	10	0,001	0,09	Z
22	5	3	10	1,83	1095	10	0,001	0,09	Z
22	5	4	10	1,83	1095	10	0,001	0,09	Z
22	6	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
22	6	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
22	6	3	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
22	6	4	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
22	7	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
22	7	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
22	7	3	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
22	7	4	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
22	8	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
22	8	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
22	8	3	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
22	8	4	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
23	1	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
23	1	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
23	1	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
23	1	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
23	2	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	P
23	2	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	P
23	2	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	P
23	2	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	P
23	3	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	P
23	3	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	P
23	3	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	P
23	3	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	P
23	4	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
23	4	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
23	4	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
23	4	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,2	"P"
23	5	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,22	L
23	5	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,22	L
23	5	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,22	L
23	5	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,22	L
23	6	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,22	L
23	6	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,22	L
23	6	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,22	L
23	6	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,22	L
23	7	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,22	L
23	7	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,22	L
23	7	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,22	L
23	7	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,22	L
23	8	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,22	L
23	8	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,22	L
23	8	3	10	2,1	1460	10	0,001	0,22	L

<i>Kaart- blad</i>	<i>1/8</i>	<i>1/4</i>	<i>M_z m</i>	<i>DF</i>	<i>k m/j</i>	<i>d_a m</i>	<i>i m/m</i>	<i>θ_w cm³/cm³</i>	<i>Textuur</i>
23	8	4	10	2,1	1460	10	0,001	0,22	L
24	1	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,12	S
24	1	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,12	S
24	1	3	2	1,17	1095	2	0,001	0,12	S
24	1	4	2	1,17	1095	2	0,001	0,12	S
24	2	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,12	S
24	2	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,12	S
24	2	3	2	1,17	1095	2	0,001	0,12	S
24	2	4	2	1,17	1095	2	0,001	0,12	S
24	3	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,12	S
24	3	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,12	S
24	3	3	2	1,17	1095	2	0,001	0,12	S
24	3	4	2	1,17	1095	2	0,001	0,12	S
24	4	1	14,88	2,23	1095	25	0,001	0,09	Z
24	4	2	14,88	2,23	1095	25	0,001	0,09	Z
24	4	3	14,88	2,23	1095	25	0,001	0,09	Z
24	4	4	16,04	2,33	1095	50	0,001	0,09	Z
24	5	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
24	5	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
24	5	3	10	1,83	1095	10	0,001	0,22	L
24	5	4	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
24	6	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
24	6	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
24	6	3	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
24	6	4	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
24	7	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
24	7	2	14,88	2,23	1095	25	0,001	0,22	L
24	7	3	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
24	7	4	2	1,17	1095	2	0,001	0,22	L
24	8	1	14,88	2,23	1095	25	0,001	0,22	L
24	8	2	16,04	2,33	1095	50	0,001	0,22	L
24	8	3	10	1,83	1095	10	0,001	0,22	L
24	8	4	10	1,83	1095	10	0,001	0,22	L
25	1	1	8,14	3,69	2190	25	0,002	0,12	S
25	1	2	8,14	3,69	2190	25	0,002	0,12	S
25	1	3	8,23	3,72	2190	50	0,002	0,12	S
25	1	4	8,23	3,72	2190	50	0,002	0,12	S
25	2	1	8,23	3,72	2190	50	0,002	0,12	S
25	2	2	7,9	3,61	2190	10	0,002	0,12	S
25	2	3	8,23	3,72	2190	50	0,002	0,12	S
25	2	4	8,23	3,72	2190	50	0,002	0,12	S
25	3	1	8,23	3,72	2190	50	0,002	0,09	Z
25	3	2	8,23	3,72	2190	50	0,002	0,09	Z
25	3	3	7,9	3,61	2190	10	0,002	0,09	Z
25	3	4	7,9	3,61	2190	10	0,002	0,09	Z
25	4	1	7,9	3,61	2190	10	0,002	0,09	Z
25	4	2	7,9	3,61	2190	10	0,002	0,09	Z
25	4	3	8,14	3,69	2190	25	0,002	0,09	Z
25	4	4	8,14	3,69	2190	25	0,002	0,09	Z

<i>Kaart- blad</i>	<i>1/8</i>	<i>1/4</i>	<i>M_z m</i>	<i>DF</i>	<i>k m/j</i>	<i>d_a m</i>	<i>i m/m</i>	<i>θ_w cm³/cm³</i>	<i>Textuur</i>
25	5	1	2	1,66	2190	2	0,002	0,22	L
25	5	2	2	1,66	2190	2	0,002	0,22	L
25	5	3	2	1,66	2190	2	0,002	0,22	L
25	5	4	2	1,66	2190	2	0,002	0,22	L
25	6	1	2	1,66	2190	2	0,002	0,22	L
25	6	2	2	1,66	2190	2	0,002	0,22	L
25	6	3	2	1,66	2190	2	0,002	0,22	L
25	6	4	2	1,66	2190	2	0,002	0,22	L
25	7	1	2	1,66	2190	2	0,002	0,09	Z
25	7	2	2	1,66	2190	2	0,002	0,09	Z
25	7	3	2	1,66	2190	2	0,002	0,09	Z
25	7	4	2	1,66	2190	2	0,002	0,09	Z
25	8	1	2	1,66	2190	2	0,002	0,09	Z
25	8	2	2	1,66	2190	2	0,002	0,09	Z
25	8	3	2	1,66	2190	2	0,002	0,09	Z
25	8	4	2	1,66	2190	2	0,002	0,09	Z
26	1	1	6,09	8,55	3285	50	0,005	0,09	Z
26	1	2	6,09	8,55	3285	50	0,005	0,09	Z
26	1	3	6,09	8,55	3285	50	0,005	0,09	Z
26	1	4	6,09	8,55	3285	50	0,005	0,09	Z
26	2	1	6,09	8,55	3285	50	0,005	0,09	Z
26	2	2	6,09	8,55	3285	50	0,005	0,09	Z
26	2	3	6,09	8,55	3285	50	0,005	0,09	Z
26	2	4	6,09	8,55	3285	50	0,005	0,09	Z
26	3	1	6,09	8,55	3285	50	0,005	0,22	L
26	3	2	6,09	8,54	3285	25	0,005	0,22	L
26	3	3	6,09	8,55	3285	50	0,005	0,22	L
26	3	4	6,09	8,55	3285	50	0,005	0,22	L
26	5	1	6,09	8,55	3285	50	0,005	0,09	Z
26	5	2	6,09	8,55	3285	50	0,005	0,09	Z
26	5	3	2	3,48	3285	2	0,005	0,09	Z
26	5	4	2	3,48	3285	2	0,005	0,09	Z
26	6	1	6,09	8,55	3285	50	0,005	0,09	Z
26	6	2	6,09	8,55	3285	50	0,005	0,09	Z
26	6	3	2	3,48	3285	2	0,005	0,09	Z
26	6	4	2	3,48	3285	2	0,005	0,09	Z
26	7	1	2	3,48	3285	2	0,005	0,22	L
26	7	3	2	3,48	3285	2	0,005	0,22	L
27	4	1	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
27	4	2	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
27	4	3	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
27	4	4	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
28	1	1	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
28	1	2	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
28	1	3	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
28	1	4	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
28	2	1	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
28	2	2	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
28	2	3	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L

<i>Kaart- blad</i>	<i>1/8</i>	<i>1/4</i>	<i>M_z m</i>	<i>DF</i>	<i>k m/j</i>	<i>d_a m</i>	<i>i m/m</i>	<i>θ_w cm³/cm³</i>	<i>Textuur</i>
28	2	4	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
28	3	1	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
28	3	2	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
28	3	3	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
28	3	4	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
28	4	1	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
28	4	2	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
28	4	3	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
28	4	4	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
28	5	1	2	1,11	730	2	0,001	0,33	A
28	5	2	2	1,11	730	2	0,001	0,33	A
28	5	4	2	1,11	730	2	0,001	0,33	A
28	6	1	2	1,11	730	2	0,001	0,33	A
28	6	2	2	1,11	730	2	0,001	0,33	A
28	6	3	2	1,11	730	2	0,001	0,33	A
28	7	1	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
28	7	2	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
28	8	1	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
28	8	2	2	1,11	730	2	0,001	0,22	L
29	1	1	2	1,44	1460	2	0,002	0,2	P
29	1	2	2	1,44	1460	2	0,002	0,2	P
29	1	3	8,94	2,97	1460	10	0,002	0,2	P
29	1	4	2	1,44	1460	2	0,002	0,2	P
29	2	1	8,94	2,97	1460	10	0,002	0,2	P
29	2	2	2	1,44	1460	2	0,002	0,2	P
29	2	3	2	1,44	1460	2	0,002	0,2	P
29	2	4	2	1,44	1460	2	0,002	0,2	P
29	3	1	2	1,44	1460	2	0,002	0,12	S
29	3	2	2	1,44	1460	2	0,002	0,12	S
29	3	3	2	1,44	1460	2	0,002	0,12	S
29	3	4	2	1,44	1460	2	0,002	0,12	S
29	4	1	2	1,44	1460	2	0,002	0,22	L
29	4	2	2	1,44	1460	2	0,002	0,22	L
29	4	3	2	1,44	1460	2	0,002	0,22	L
29	4	4	2	1,44	1460	2	0,002	0,22	L
29	5	1	2	1,44	1460	2	0,002	0,22	L
29	5	2	2	1,44	1460	2	0,002	0,22	L
29	5	3	2	1,44	1460	2	0,002	0,22	L
29	5	4	2	1,44	1460	2	0,002	0,22	L
29	6	1	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
29	6	2	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
29	6	3	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
29	6	4	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
29	7	1	2	1,44	1460	2	0,002	0,22	L
29	7	2	2	1,44	1460	2	0,002	0,22	L
29	7	3	2	1,44	1460	2	0,002	0,22	L
29	7	4	2	1,44	1460	2	0,002	0,22	L
29	8	1	2	1,44	1460	2	0,002	0,22	L
29	8	2	2	1,44	1460	2	0,002	0,22	L

<i>Kaart- blad</i>	<i>1/8</i>	<i>1/4</i>	<i>M_z m</i>	<i>DF</i>	<i>k m/j</i>	<i>d_a m</i>	<i>i m/m</i>	<i>θ_w cm³/cm³</i>	<i>Textuur</i>
29	8	3	2	1,44	1460	2	0,002	0,22	L
29	8	4	2	1,44	1460	2	0,002	0,22	L
30	1	1	2	1,44	1460	2	0,002	0,22	L
30	1	2	2	1,44	1460	2	0,002	0,22	L
30	1	3	2	1,44	1460	2	0,002	0,22	L
30	1	4	2	1,44	1460	2	0,002	0,22	L
30	2	1	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
30	2	2	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
30	2	3	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
30	2	4	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
30	3	1	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
30	3	2	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
30	3	3	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
30	3	4	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
30	4	1	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
30	4	2	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
30	4	3	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
30	4	4	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
30	5	1	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
30	5	2	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
30	5	3	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
30	5	4	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
30	6	1	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
30	6	2	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
30	6	3	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
30	6	4	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
30	7	1	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
30	7	2	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
30	7	3	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
30	7	4	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
30	8	1	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
30	8	2	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
30	8	3	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
30	8	4	2	1,44	1460	2	0,002	0,33	A
31	1	1	2	1,55	1825	2	0,002	0,33	A
31	1	2	2	1,55	1825	2	0,002	0,33	A
31	1	3	2	1,55	1825	2	0,002	0,33	A
31	1	4	2	1,55	1825	2	0,002	0,33	A
31	2	1	2	1,55	1825	2	0,002	0,33	A
31	2	2	2	1,55	1825	2	0,002	0,33	A
31	2	3	2	1,55	1825	2	0,002	0,33	A
31	2	4	2	1,55	1825	2	0,002	0,33	A
31	4	1	2	1,55	1825	2	0,002	0,33	A
31	4	2	2	1,55	1825	2	0,002	0,33	A
31	4	3	8,34	3,3	1825	10	0,002	0,33	A
31	4	4	8,34	3,3	1825	10	0,002	0,33	A
31	5	1	2	1,55	1825	2	0,002	0,33	A
31	5	2	2	1,55	1825	2	0,002	0,33	A
31	5	3	2	1,55	1825	2	0,002	0,33	A

<i>Kaart- blad</i>	<i>1/8</i>	<i>1/4</i>	<i>M_z m</i>	<i>DF</i>	<i>k m/j</i>	<i>d_a m</i>	<i>i m/m</i>	<i>θ_w cm³/cm³</i>	<i>Textuur</i>
31	5	4	2	1,55	1825	2	0,002	0,33	A
31	6	1	2	1,55	1825	2	0,002	0,33	A
31	6	2	2	1,55	1825	2	0,002	0,33	A
31	6	3	2	1,55	1825	2	0,002	0,33	A
31	6	4	2	1,55	1825	2	0,002	0,33	A
31	7	3	2	1,55	1825	2	0,002	0,2	"P"
31	7	4	8,34	3,3	1825	10	0,002	0,2	"P"
31	8	1	8,34	3,3	1825	10	0,002	0,33	A
31	8	2	8,34	3,3	1825	10	0,002	0,33	A
31	8	3	8,34	3,3	1825	10	0,002	0,33	A
31	8	4	8,34	3,3	1825	10	0,002	0,33	A
32	1	1	10	2,38	1825	10	0,001	0,33	A
32	1	2	10	2,38	1825	10	0,001	0,33	A
32	1	3	10	2,38	1825	10	0,001	0,33	A
32	1	4	10	2,38	1825	10	0,001	0,33	A
32	2	1	2	1,28	1825	2	0,001	0,22	L
32	2	2	2	1,28	1825	2	0,001	0,22	L
32	2	3	2	1,28	1825	2	0,001	0,22	L
32	2	4	2	1,28	1825	2	0,001	0,22	L
32	3	1	10	2,38	1825	10	0,001	0,22	L
32	3	2	10	2,38	1825	10	0,001	0,22	L
32	3	3	2	1,28	1825	2	0,001	0,22	L
32	3	4	2	1,28	1825	2	0,001	0,22	L
32	4	1	2	1,28	1825	2	0,001	0,22	L
32	4	2	2	1,28	1825	2	0,001	0,22	L
32	4	3	2	1,28	1825	2	0,001	0,22	L
32	4	4	2	1,28	1825	2	0,001	0,22	L
32	5	1	10	2,38	1825	10	0,001	0,33	A
32	5	2	2	1,28	1825	2	0,001	0,33	A
32	5	3	2	1,28	1825	2	0,001	0,33	A
32	5	4	2	1,28	1825	2	0,001	0,33	A
32	6	1	10	2,38	1825	10	0,001	0,33	A
32	6	2	10	2,38	1825	10	0,001	0,33	A
32	7	1	2	1,28	1825	2	0,001	0,33	A
32	7	2	2	1,28	1825	2	0,001	0,33	A
32	7	4	2	1,28	1825	2	0,001	0,33	A
32	8	1	10	2,38	1825	10	0,001	0,33	A
32	8	2	10	2,38	1825	10	0,001	0,33	A
32	8	3	10	2,38	1825	10	0,001	0,33	A
32	8	4	2	1,28	1825	2	0,001	0,33	A
33	1	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,22	L
33	1	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,22	L
33	1	3	10	2,1	1460	10	0,001	0,22	L
33	1	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,22	L
33	2	1	10	2,1	1460	10	0,001	0,22	L
33	2	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,22	L
33	2	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,22	L
33	2	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,22	L
33	3	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,22	L

<i>Kaart- blad</i>	<i>1/8</i>	<i>1/4</i>	<i>M_z</i> <i>m</i>	<i>DF</i>	<i>k</i> <i>m/j</i>	<i>d_a</i> <i>m</i>	<i>i</i> <i>m/m</i>	<i>θ_w</i> <i>cm³/cm³</i>	<i>Textuur</i>
33	3	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,22	L
33	3	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,22	L
33	3	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,22	L
33	4	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
33	4	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
33	4	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
33	4	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
33	5	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
33	5	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
33	5	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
33	5	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
33	6	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
33	6	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
33	6	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
33	6	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
33	7	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
33	7	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
33	7	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
33	7	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
33	8	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
33	8	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
33	8	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
33	8	4	10	2,1	1460	10	0,001	0,33	A
34	1	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
34	1	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
34	1	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
34	1	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
34	2	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
34	2	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
34	2	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
34	2	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
34	5	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
34	5	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
34	5	3	10	2,1	1460	10	0,001	0,33	A
34	5	4	10	2,1	1460	10	0,001	0,33	A
34	7	2	10	2,1	1460	10	0,001	0,33	A
34	7	3	10	2,1	1460	10	0,001	0,33	A
34	7	4	10	2,1	1460	10	0,001	0,33	A
34	8	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	G
34	8	4	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	G
35	5	3	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	G
36	1	2	2	1,11	730	2	0,001	0,39	E
36	2	1	2	1,11	730	2	0,001	0,39	E
37	2	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,33	A
37	2	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,33	A
38	3	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,33	A
38	4	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,33	A
38	4	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,33	A
39	1	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,33	A

<i>Kaart- blad</i>	<i>1/8</i>	<i>1/4</i>	<i>M_z m</i>	<i>DF</i>	<i>k m/j</i>	<i>d_a m</i>	<i>i m/m</i>	<i>θ_w cm³/cm³</i>	<i>Textuur</i>
39	1	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,33	A
39	2	1	2	1,17	1095	2	0,001	0,33	A
39	2	2	2	1,17	1095	2	0,001	0,33	A
41	1	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
41	2	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
41	2	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
41	3	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
41	3	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
41	4	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,33	A
42	4	1	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	G
42	4	2	2	1,22	1460	2	0,001	0,09	G

Bijlage B: Uitmiddelingstijd en piekconcentraties bij toetsingswaarden

Blootstellingsduur

De formule voor het berekenen van de toetsingswaarde bij stoffen, die omwille van hun mobiliteit en vluchtigheid een sterke afname van de concentratie in de tijd zullen vertonen, is als volgt:

$$C_{bc,o} = \frac{(J_{w,c} + J_{a,c}) * BD}{d * \rho_b} = \frac{C_{gwc} * DF * \left(q + \frac{D_{eff} * H' * \theta_a}{L_d} \right) * BD}{d * \rho_b}$$

In dit rapport wordt de toetsingswaarde berekend voor een blootstellingsduur (BD) van 30 en 70 jaar. Indien alle andere termen constant blijven leidt een hogere blootstellingsduur tot een hogere toetsingswaarde. De redenering is dat de gemiddelde concentratie op het niveau van de receptor het vooropgestelde criterium niet mag overschrijden gedurende een periode gelijk aan de blootstellingsduur.

De achtergrond van de redenering werd overgenomen uit de aanpak in de Verenigde Staten. Indien men in de Verenigde Staten een risico-evaluatie uitvoert voor residentieel gebied, veronderstelt men dat mensen gedurende een periode van 30 jaar op dezelfde plaats wonen. De blootstellingsduur BD is derhalve 30 jaar. In Vlaanderen veronderstellen we dat mensen in woongebied (en landbouwgebied) gedurende 70 jaar op dezelfde plaats wonen. Om consistent te zijn met de rest van de methodologie voor risico-inschatting en normering van bodemverontreiniging wordt daarom voorgesteld om een blootstellingsduur van 70 jaar te hanteren.

Toxicologie en blootstellingsduur

Teruggrijpend naar de risico-evaluatie, is het van belang aan te geven hoe in de Verenigde Staten een risicotetsing wordt uitgevoerd. Dit is vrij vergelijkbaar met de situatie in Vlaanderen. In geval van risico-evaluatie voor blootstelling aan een grondwaterverontreiniging, kan men terugvallen op bestaande limieten voor drinkwaterkwaliteit of kan men de effectieve blootstelling gaan berekenen. Indien men de effectieve blootstelling berekent, dan komt men tot onderstaande formule (EPA, 1989):

$$D_{drinkwater} = \frac{Q * C * BD * EF * 365}{AT * W}$$

waarbij

- D dosis (mg/kg.d)
- Q drinkwaterverbruik (l/d)
- C concentratie in drinkwater (mg/l)
- BD blootstellingsduur (j)
- EF blootstellingsfrequentie (h/d)

AT uitmiddelingstijd (j)

W lichaamsgewicht (kg)

Voor de risicotoetsing deelt men de dosis door de TDI (niet-carcinogene effecten) of vermenigvuldigt men de dosis met het eenheidsrisico bij levenslange blootstelling (carcinogene effecten). In het laatste geval geeft de risicotoetsing een extra levenslang kankerrisico. Voor niet-carcinogene effecten stelt men de waarden BD en AT gelijk aan elkaar; men berekent een jaargemiddelde dagelijkse dosis. Voor carcinogene effecten bedraagt BD 30 jaar (woongebied); AT bedraagt 70 jaar; men berekent een levenslang gemiddelde jaarlijkse dosis.

Voor niet-carcinogene effecten houdt men in de risicotoetsing dus geen rekening met verschil in niet-levenslang en levenslang; voor carcinogene effecten doet men dit normaliter wel. Voor het uitloogcriterium stellen we vast dat ook voor carcinogene effecten geen rekening gehouden wordt met kortere blootstellingsduur (bij het toetsingscriterium in water). Vermoedelijk doet men dit omdat men een toetsing wenst aan een in een andere context vastgelegd criterium voor drinkwaterkwaliteit (zoals hier de bodemsaneringsnormen voor grondwater genomen worden) en men dit criterium niet wenst aan te passen (corrigeren voor verminderde blootstellingsduur is hier verhoging van het toetsingscriterium met een factor 70/30), maar anderzijds ook niet wenst af te wijken van parameterwaarden vastgelegd in het kader van risico-evaluatie bodemverontreiniging (blootstellingsduur).

Indien we voor Vlaanderen rekenen met een blootstellingduur van 70 jaar, dan stelt dit probleem zich niet. Wat wel een probleem kan zijn, is de tijdsafhankelijkheid van de concentratie ter hoogte van de receptor. Zoals aangetoond voor benzeen, betekent een gemiddelde concentratie op het niveau bodemsaneringsnorm grondwater, een beduidende (in het voorbeeld van benzeen een factor 15) overschrijding van de bodemsaneringsnorm in de eerste jaren van uitloging. Voor carcinogene effecten is dit in principe geen probleem, omdat hier dosis x tijd belangrijker is dan dosis alleen; voor niet-carcinogene effecten moet overwogen worden of dergelijke pieken aanvaardbaar zijn.

a. Gebruik andere toxicologische criteria

Omdat de piekconcentraties en dus potentiële piekblootstellingen slechts zullen optreden gedurende een beperkte tijd (enkele jaren), kan men veronderstellen dat niet dezelfde toxicologische criteria als voor langdurige blootstelling mogen gebruikt worden. Door ATSDR worden criteria voor niet-carcinogene effecten opgesteld, afhankelijk van blootstellingsduur. ATSDR onderscheidt acute blootstelling (1 – 14 dagen), intermediaire blootstelling (14 – 364 dagen) en langdurige blootstelling (> 365 dagen). Uit de termijnen aangegeven door ATSDR blijkt dat we de waarden voor langdurige blootstelling moeten hanteren voor perioden, die langer duren dan 1 jaar. Dit zou betekenen dat we geen overschrijdingen van de TDI mogen toelaten gedurende korte perioden. RAIS geeft aan dat waarden voor chronische blootstelling toegepast moeten worden voor blootstelling over een periode van meer dan 7 jaar (komt overeen met 10 % van de gemiddelde levensduur van een mens), waarden voor subchronische blootstelling gelden voor een blootstellingsduur van 14 dagen tot 7 jaar). In onderstaande tabel worden de beschikbare waarden voor benzeen, toluen, ethylbenzeen, xyleen, styreen en MTBE opgegeven (route: orale blootstelling).

	IRIS**	ATSDR	RAIS	normvoorstel Vito
benzeen				
acuut		-		
intermediair/subchronisch*		-	-	
langdurig/chronisch*	-	-	-	-
tolueen				
acuut		0,8		
intermediair/subchronisch*		0,02	2 [#]	
langdurig/chronisch*	0,2		0,2	0,223
ethylbenzeen				
acuut		-		
intermediair/subchronisch*		-	0,11 [!]	
langdurig/chronisch*	0,1	-	0,1	0,097
xyleen (mengsel)				
acuut		-		
intermediair/subchronisch*		0,2	0,357 [!]	
langdurig/chronisch*	2	-	2	0,179
styreen				
acuut		-		
intermediair/subchronisch*		0,2	-	
langdurig/chronisch*	0,2	-	0,2	0,0077
MTBE				
acuut		0,4		
intermediair/subchronisch*		0,3	-	
langdurig/chronisch*	-		-	0,1

*: intermediair en langdurig geldt voor ATSDR; subchronisch en chronisch geldt voor RAIS en IRIS;

** : IRIS geeft alleen waarden voor chronische blootstelling

#: overgenomen uit HEAST, 1995

!: provisionele waarde afgeleid door Superfund

Tabel B.1. Overzicht van toxicologische grenswaarden (RfD) voor niet-carcinogene effecten bij orale blootstelling (mg/kg.d).

De data van IRIS en ATSDR zijn niet op elkaar afgestemd; de data van IRIS en RAIS zijn op elkaar afgestemd. De verhouding tussen subchronisch en chronisch varieert van 0,1 tot 10. Er is niet altijd consistentie met de data gebruikt in de normering in Vlaanderen (hier werden de data uit de herziening normen gebruikt).

Hieruit kan besloten worden dat data niet altijd beschikbaar zijn en dat de evaluatie stofspectief moet gebeuren.

Mogelijke aanpak

Er worden twee voorstellen gedaan om de piekconcentraties gedurende de eerste jaren af te toppen:

1. indien consistente data voorhanden zijn met betrekking tot chronische en subchronische TDI/RfD-waarden:
 - 1.a indien de subchronische waarde van dezelfde grootte-orde is als de chronische waarde, dan geldt dat de gemiddelde concentratie ter hoogte

van de receptor gedurende 7 jaar (eventueel 10 jaar) niet de equivalente concentratie voor chronische blootstelling mag overschrijden; hierbij dient ook rekening te worden gehouden met de reductie voor achtergrondblootstelling via andere bronnen¹;

- 1.b indien de subchronische waarde minstens een factor 10 hoger ligt dan de chronische waarde, dan geldt dat de gemiddelde concentratie ter hoogte van de receptor gedurende 7 jaar (eventueel 10 jaar) niet de equivalente concentratie voor subchronische blootstelling mag overschrijden; hierbij wordt geen rekening gehouden met reductie voor achtergrondblootstelling via andere bronnen²; dit betekent dat voor stoffen met uitsluitend niet-carcinogene effecten de verhouding tussen de maximale concentratie over 70 jaar en deze over 7 jaar over het algemeen een factor 100 zal bedragen; indien blijkt dat de pieken nooit zo hoog zijn (voor benzeen in elk geval niet), dan heeft een bijkomend criterium voor dit soort stoffen geen nut;
- 1.c indien de subchronische waarde minstens een factor 10 lager ligt dan de chronische waarde, dan geldt dat de gemiddelde concentratie ter hoogte van de receptor gedurende 7 jaar (eventueel 10 jaar) niet de equivalente concentratie voor subchronische blootstelling mag overschrijden; hierbij wordt rekening gehouden met reductie voor achtergrondblootstelling via andere bronnen;
2. indien geen (consistente) data voorhanden zijn met betrekking tot chronische en subchronische TDI/RfD-waarden en indien geen informatie beschikbaar is, die toelaat een schatting te maken van de verhoudingen:
 - 2.a dezelfde benadering wordt gevolgd als voor stoffen, waarvoor chronische en subchronische waarde vergelijkbaar zijn; dit wordt als een compromis beschouwd waarbij in een aantal gevallen overconservatief zal opgetreden worden; in een aantal andere gevallen onderconservatief; evenwel vervalt dan gewoon het criterium voor 70 jaar;
 - 2.b de gemiddelde concentratie ter hoogte van de receptor mag niet de equivalente concentratie voor 100 % TDI_{chronisch} overschrijden over een periode van 7 jaar; dit is voldoende beschermend voor stoffen met een hogere toelaatbare dosis bij subchronische blootstelling en voor

¹ Er wordt aangenomen dat, wanneer grenswaarden voor subchronische en chronische effecten minder dan een factor 10 uit elkaar liggen, deze waarden als vergelijkbaar kunnen beschouwd worden. Gezien de over het algemeen betere onderbouwing en review wordt dan gekozen voor de chronische waarden. Dit garandeert ook consistentie met de huidige normering.

² Er wordt aangenomen dat, wanneer grenswaarden voor subchronische en chronische effecten minstens een factor 10 uit elkaar liggen, deze waarden significant verschillen. In de praktijk is het zo dat een factor 10 verschil niet steeds te wijten is aan een effectief waargenomen verschil, maar vaak het gevolg zal zijn van een extrapolatiefactor 10 gehanteerd voor het afleiden van een grenswaarde voor chronische effecten uit subchronische testen. Een reductie voor achtergrondblootstelling zoals bij chronische effecten (10 % TDI via drinkwater) wordt hier niet toegepast omdat verwacht wordt dat de achtergrondblootstelling niet significant meer zal zijn ten opzichte van de TDI_{subchronisch} (indien bij chronisch 10 % TDI toegekend wordt aan drinkwater, dan kan 90 % van de TDI_{chronisch} ingevuld worden via andere bronnen en totale blootstelling is gelijk aan TDI_{chronisch}; indien TDI_{subchronisch} gelijk is aan 10 maal TDI_{chronisch}, dan betekent de achtergrondblootstelling 10 % van de TDI_{subchronisch}).

stoffen met een vergelijkbare toxiciteit bij subchronische blootstelling en chronische blootstelling op voorwaarde dat de huidige achtergrondblootstelling klein is in vergelijking met de TDI; dit is onvoldoende veilig voor stoffen met een hogere toxiciteit bij kortdurende blootstelling.

Voor de stoffen uit bovenstaande lijst kan het volgende vastgesteld worden:

benzeen	geen informatie voorhanden voor niet-carcinogene effecten; geen bijstelling uitvoeren;
tolueen	cijfers geven een verhouding 10 tussen subchronisch en chronisch; klasse 1b;
ethylbenzeen	cijfers van RAIS wijzen op vergelijkbare toxiciteit bij subchronische en chronische blootstelling; de door Vito gebruikte TDI van 0,097 µg/kg.d (WHO) is afkomstig van een studie met beperkte duur (6 maanden bij ratten), hiervoor werd een veiligheidsfactor 10 toegepast; ook IRIS hanteert een veiligheidsfactor 10 voor extrapolatie van subchronisch naar chronisch; klasse 1b;
xyleen	cijfermatige inconsistentie; analyse basisdata voor toxiciteit nodig; noodzaak bijstelling niet evalueerbaar;
styreen	cijfermatige inconsistentie; analyse basisdata voor toxiciteit nodig; noodzaak bijstelling niet evalueerbaar;
MTBE	indicatie toxiciteit vergelijkbaar bij subchronische en chronische blootstelling; analyse basisdata voor toxiciteit nodig; mogelijk bijstelling nodig.

Conclusie

Er wordt voorgesteld de blootstellingsduur op 70 jaar te nemen. Hierbij is het in principe nodig om aandacht te besteden aan de beperking van piekconcentraties gedurende de eerste jaren (subchronische blootstelling). Voor carcinogene effecten is geen bijkomende voorwaarde nodig. Voor niet-carcinogene effecten (zowel niet-carcinogene stoffen als carcinogene stoffen) is de noodzaak tot bijstelling afhankelijk van de effecten en dosis-responsrelaties per individuele stof. Waar TDI-waarden voor chronische blootstelling door verschillende instanties worden afgeleid, zijn er minder TDI-waarden voor subchronische blootstelling beschikbaar; ze zijn over het algemeen ook minder geëvalueerd en hebben eerder een provisoire status. Het is dus in principe noodzakelijk om stof per stof de verschillen tussen chronische en subchronische blootstelling te gaan evalueren. De cijfermatige analyse kan nog verder gebeuren voor de relevante gechloreerde solventen om zicht te krijgen op de situatie; een diepgaande analyse van de toxiciteitsdata was binnen dit project niet mogelijk. Er is op die manier een pragmatisch voorstel gedaan om de bijstellingen bij subchronische blootstelling uit te voeren.

Bijlage C: Jaarlijkse infiltratie q (m/j) in functie van bodemtype, hellingsgraad en bedekkingstype voor Belgische condities (voor berekeningsmethode: zie 6.4.1)

gras							
<i>helling</i> (%)	<i>Z</i> <i>zand</i>	<i>S</i> <i>lemig zand</i>	<i>P</i> <i>licht zandleem</i>	<i>L</i> <i>zandleem</i>	<i>A</i> <i>leem</i>	<i>E</i> <i>klei</i>	<i>U</i> <i>zware klei</i>
0	0,559	0,475	0,371	0,325	0,271	0,299	0,209
5	0,548	0,464	0,360	0,312	0,258	0,274	0,185
10	0,542	0,458	0,354	0,303	0,249	0,255	0,168
15	0,538	0,454	0,350	0,296	0,242	0,246	0,162
verhard oppervlak							
<i>helling</i> (%)	<i>Z</i> <i>zand</i>	<i>S</i> <i>lemig zand</i>	<i>P</i> <i>licht zandleem</i>	<i>L</i> <i>zandleem</i>	<i>A</i> <i>leem</i>	<i>E</i> <i>klei</i>	<i>U</i> <i>zware klei</i>
0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0	0
15	0	0	0	0	0	0	0
natuurlijke vegetatie							
<i>helling</i> (%)	<i>Z</i> <i>zand</i>	<i>S</i> <i>lemig zand</i>	<i>P</i> <i>licht zandleem</i>	<i>L</i> <i>zandleem</i>	<i>A</i> <i>leem</i>	<i>E</i> <i>klei</i>	<i>U</i> <i>zware klei</i>
0	0,559	0,475	0,368	0,340	0,292	0,314	0,232
5	0,548	0,464	0,357	0,325	0,277	0,293	0,212
10	0,542	0,458	0,351	0,318	0,271	0,279	0,199
15	0,537	0,454	0,347	0,314	0,267	0,272	0,194
braakliggend							
<i>helling</i> (%)	<i>Z</i> <i>zand</i>	<i>S</i> <i>lemig zand</i>	<i>P</i> <i>licht zandleem</i>	<i>L</i> <i>zandleem</i>	<i>A</i> <i>leem</i>	<i>E</i> <i>klei</i>	<i>U</i> <i>zware klei</i>
0	0,434	0,405	0,296	0,184	0,185	0,116	0,121
5	0,407	0,379	0,270	0,152	0,154	0,087	0,094

10	0,392	0,363	0,255	0,141	0,144	0,070	0,079
15	0,383	0,355	0,246	0,129	0,133	0,070	0,079

bos

<i>helling</i> (%)	<i>Z</i> <i>zand</i>	<i>S</i> <i>lemig zand</i>	<i>P</i> <i>licht zandleem</i>	<i>L</i> <i>zandleem</i>	<i>A</i> <i>leem</i>	<i>E</i> <i>klei</i>	<i>U</i> <i>zware klei</i>
0	0,513	0,373	0,265	0,236	0,188	0,205	0,140
5	0,502	0,362	0,254	0,224	0,176	0,183	0,117
10	0,496	0,356	0,248	0,217	0,169	0,168	0,101
15	0,492	0,352	0,244	0,211	0,163	0,162	0,094

moestuין

<i>helling</i> (%)	<i>Z</i> <i>zand</i>	<i>S</i> <i>lemig zand</i>	<i>P</i> <i>licht zandleem</i>	<i>L</i> <i>zandleem</i>	<i>A</i> <i>leem</i>	<i>E</i> <i>klei</i>	<i>U</i> <i>zware klei</i>
0	0,463	0,366	0,258	0,193	0,157	0,145	0,077
5	0,439	0,342	0,237	0,166	0,131	0,119	0,050
10	0,424	0,326	0,223	0,150	0,114	0,096	0,032
15	0,418	0,321	0,219	0,142	0,108	0,096	0,032

Bijlage D: Bijkomende metingen uitgevoerd op Site 1

D1 Grondwater

Staal	Afstand tot Schelde	diepte	pH	EC	E	DC	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn
	<i>m</i>	<i>cm</i>		$\mu\text{S/cm}$	<i>mV</i>	mgC/l	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$
1A	487	-480	4,81	2100	201	12	12	829	11	13200	0,19	2,5	289	159000
1B	487	-630	4,25	2340	199	8	582	894	7,2	2570	<0,1	0,85	318	85900
1C	487	-780	5,78	2210	129	6	132	688	5,6	1910	<0,1	2,2	264	69200
1D	487	-930	6,83	1658	-56	8	181	1,8	1,3	11	<0,1	1,1	10	361
2	469	-600	3,2	2460	345	7	77	234	55	6540	<0,1	17	137	38300
3	418	-600	4,13	2440	228	7	24	955	21	9910	<0,1	12	488	108000
4	381	-600	3,98	2400	251	5	19	292	17	5930	<0,1	11	259	35100
5A	320	-600	4,25	1352	284	7	369	48	9,8	774	<0,1	9	115	9300
5B	320	-940	6,15	538	-61	5	5	2,2	0,91	44	<0,1	0,41	7,7	443
6A	268	-600	6,82	2420	-129	16	14	0,45	1,8	8,6	<0,1	2,1	8,5	67
6B	268	-940	6,46	735	51	7	31	8	8,2	70	<0,1	9,4	19	1290
7	166	-600	7	2630	-146	21	32	0,4	4,8	13	<0,1	11	31	114

D2 Bodemstalen

Staal		1A	1B	1D+E	1F	1G+H	2A	2B	2C+E	2F	2G+H
Laag		0-30	30-100	120-200	200-225	225-300	0-35	35-50	50-230	230-250	250-330
Vaste fase											
droge stof	%	89	81,6	82	82,1	76,8	91,5	86,9	90,4	88,9	79,6
pH		6,2	5,1	3,4	5,1	3,9	5,7	5,4	3,8	4,9	3,6
zand	%	73,2	65	44,2	50,7	27,5	72,3	71,5	79,9	61,8	30
leem	%	21,7	27,1	36,3	42,4	63,8	21,7	22,7	9,3	27,2	52
klei	%	5,1	7,9	19,5	6,9	8,7	6	5,8	10,8	11	18
TIC		1,15	0,05	<0,01	0,03	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
TC		4,83	1,29	0,12	1,07	0,2	4,37	5,84	0,17	3,44	0,13
TOC		3,68	1,24	0,12	1,04	0,2	4,35	5,84	0,17	3,44	0,13
As	mg/kg	27	678	368	432	122	59	5350	613	1910	152
Cd	mg/kg	0,83	4	<0,5	2,5	0,94	1,3	7,2	0,92	4,4	1,1
Cr	mg/kg	27	41	48	52	39	84	122	31	68	50
Cu	mg/kg	38	484	47	270	27	74	864	43	413	74
Hg	mg/kg	0,54	32	0,53	42	1,3	0,43	1,9	<0,1	0,86	0,5
Pb	mg/kg	134	7050	30	474	165	420	3440	25	1930	27
Ni	mg/kg	13	14	10	14	4,8	15	92	12	81	18
Zn	mg/kg	123	881	78	467	77	185	2410	96	1210	102
BVG	meq/100 g	13	180	7,7	170	46	8,9	19	4,8	10	9,2

CEC	meq/100 g	11	2	7,2	3,3	1,4	8,3	10	3,7	6,1	4,6
Poriënwater											
pH		6,7	5,5	3,1	5,8	3,6	5,7	5,4	3,4	5,5	3,1
DIC	mgC/l	2	<1	<1	2	<1	4	<1	<1	<1	<1
DOC	mgC/l	65	28	10	16	6	51	9	2	9	2
DC	mgC/l	67	28	10	18	6	55	9	2	9	2
As	µg/l	36	128	474	56	124	23	413	42	107	141
Cd	µg/l	0,73	5,1	100	7,4	140	2,4	0,95	25	3,3	129
Cr	µg/l	2,8	2,2	126	0,82	53	1,2	1,3	12	<0,5	77
Cu	µg/l	51	108	9480	38	8000	32	38	1160	15	1420 0
Hg	µg/l	1,6	3	0,65	0,57	0,69	0,52	0,84	<0,04	0,15	0,25
Pb	µg/l	20	263	81	38	252	3,7	108	22	9,9	47
Ni	µg/l	11	83	226	85	261	16	13	1610	2300	1690
Zn	µg/l	79	731	22600	141 0	2730 0	241	151	2580	419	2780 0
Cr(VI)	µg/l	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5

Bijlage E: Bijkomende metingen uitgevoerd op Site 2

E1 Bodemlucht

Locatie	Diepte (cm)	PID (ppm)	Opmerking ³
L1	-110	3,5	stabiel
	-200	0,6	stabiel
	-300	1	stabiel
	-500	0,9	stabiel
L2	-100	<0,1	stabiel
	-300	<0,1	stabiel
	-500	0,5	stabiel
L3	-100	0,6	stabiel
	-300	25	na 3 min
	-500	66	na 3 min
L4	-100	14,3	stabiel
	-300	54	na 3 min
	-500	108	na 3 min
L5	-100	40	na 3 min
	-300	1000	na 3 sec!!!
	-500	170	na 3 min
L6	-100	33,6	stabiel
	-300	320	na 3 min
	-500	170	na 3 min

De meting werd uitgevoerd tot het signaal aan de PID-detector stabiel was, tenzij de waarde bleef stijgen, dan werd de meting afgerond na 3 minuten. In één geval steeg de waarde zo snel dat de meting na 3 seconden werd stopgezet om verzadiging van de detector te voorkomen.

E2 Grondwater

Staal		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Locatie		G1	G1	G1	G1	G2	G2	G2	G3	G3	G3
Diepte	m-mv	6-7	7-8	8-9	9-10	5,8-7	7-8,2	8,2-9,4	5,8-7	7-8,2	8,2-9,4
pH		7,5	7,5			6,3	7,1	6,8	6,8	7,5	6,8
EC	µS/cm					2030	2230	2600	1160	1560	1450
Cl	mg/L	42,6	45,5	83,4	150	48,8	68,4	90,6	34,9	62	93,1
DIC	mg C/L	72	70	60	67	83	65	57	82	68	70
DOC	mg C/L	26	21	21	15	15	49	32	7	8	9
TDC	mg C/L	98	91	81	82	98	114	89	89	76	79
Mn	µg/L	414	380	563	891	317		415	323		249
Fe ²⁺	µg/L	<5	176			<5			70		3650
Fe ³⁺	µg/L	131	178			47			55		348
NH ₄ ⁺	mg N/L	0,413	1,1	2,62	2,32	<0,1	2,01	1,06	0,122	1	0,548
NO ₃ ⁻	mg N/L	3,88	10,1	0,397	<0,22	3,12	<0,226	<0,22	<0,22	<0,226	<0,22

Staal		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
					6			6	6		6
NO ₂ ⁻	mg N/L	0,088	0,058	<0,015	<0,015	0,152	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
SO ₄ ²⁻	mg/L	1062	945	938	719	696	905	1051	239	488	400
S ²⁻	mg/L	<1	<1	<1	<1	<0,1		<0,1	<0,1		<0,1
trans DCE	µg/L										7
cis DCE	µg/L	65	105	90	410	190	70	120	1400	2450	11500
TETRA	µg/L	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2
TCE	µg/L	50	80	450	1700	130	370	810	80	7	1200
PER	µg/L	28000	28000	11000	8200	5100	8300	6300	510	60	1200
VC	µg/L				6						

E3 Bodemstalen

Staal	Laag	ds	TIC	TC	TOC	AVS	TCE	PER	naftaleen
	cm-mv	%	%C ds	%C ds	%C ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds
1A	0-120	85,8	0,6	2,53	1,93		0,16	6,3	0,3
1B	120-160	90,7	0,1	0,76	0,66			0,55	
1C	200-330	87,3	<0,01	0,06	0,06				
1D	330-360	82,1	<0,01	0,15	0,15			1,5	
1E	360-390	80,4	<0,01	0,32	0,32			7,1	
1F	390-430	72	0,03	1,23	1,2			250	
1G	430-480	88,2	0,49	0,82	0,33			4,4	
1H	500-530	86,8	0,63	0,87	0,24			0,76	
1I	530-560	82,9	0,78	1,21	0,43			15	
1J	560-590	79,3	0,95	1,74	0,79			26	
3A	600-630	77,6	0,84	1,74	0,9	<2,5		7,9	
3B	630-660	78,9	0,84	1,7	0,86	<2,5		1,2	
3C	700-715	89,4	6,48	6,69	0,21	<2,2		0,11	
3D	715-745	86,2	7,84	7,91	0,07	<2,2		1,8	
3E	745-775	83,2	1,11	1,41	0,3	<2,3		12	
3F	800-830	82,8	0,82	1,09	0,27	<2,3		8,4	
3G	830-860	82,5	0,16	0,42	0,26	<2,4		9,7	
3H	860-890	83,1	0,29	0,59	0,3	<2,3		13	

Bijlage F: Bijkomende metingen uitgevoerd op Site 3

F1 Grondwater

Monster		Locatie 2: bij p2219			Locatie 3: bij p2319			Locatie 4: bij p2202		
		4	5	6	7	8	9	10	11	12
Filterdiepte	m-mv	3-4,2	5,4-6,6	8,1-9,3	2-4	5,2-6,4	8,2-9,4	1,5-3,5	5,2-6,4	8,2-9,4
pH		6,39	6,08	6,3	6,55	6,54	6,38	5,82	5,79	5,87
EC	$\mu\text{S}/\text{cm}$	1532	1944	1954	1350	2020	1685	1465	2040	2100
CN totaal	$\mu\text{g}/\text{l}$	288	763	267	1670	1000	692	227	315	764
CN vrij	$\mu\text{g}/\text{l}$	<2,5	4,7	<2,5	19,8	7,1	4,3	<2,5	<2,5	<2,5
o-PO ₄ ³⁻	mg/l	0,254	4,81	2,11	5,41	0,724	2,56	0,221	5	2,31
Cl	mg/l	82,7	114	97,2	28,3	72,8	120	78	106	98,1
HCO ₃ ⁻	mg/l	347	228	415	562	514	391	170	209	226
CO ₃ ²⁻	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
CO ₂	mg/l	178	239	262	200	187	206	325	428	384
DIC	mg C/l	117	110	153	165	152	133	122	158	149
DOC	mg C/l	62	12	3	11	14	4	111	13	7
TOC	mg C/l	179	122	156	176	166	137	233	171	156
Ca ²⁺	$\mu\text{g}/\text{l}$	14900 0	24100 0	27300 0	24100 0	16100 0	26400 0	17000 0	27900 0	29000 0
Fe totaal	$\mu\text{g}/\text{l}$	9050	45500	18600	7510	10600	8960	4090	23400	15600
K ⁺	$\mu\text{g}/\text{l}$	15700	10600	7250	11800	13500	8140	14700	7410	7140
Mg ²⁺	$\mu\text{g}/\text{l}$	10300	17300	15000	12100	13500	14800	10100	17300	16200
Mn totaal	$\mu\text{g}/\text{l}$	1290	2700	2440	945	996	2190	1190	2500	2460
Na ⁺	$\mu\text{g}/\text{l}$	16300 0	59000	11600 0	73000	47300	30600	14700 0	12500 0	15800 0
NH ₄ ⁺	mg N/l	2,86	57,8	14,6	17,8	148	21,7	2,6	26,5	11,2
NO ₃ ⁻	mg N/l	0,257	<0,226	<0,226	<0,226	<0,226	<0,226	<0,226	<0,226	<0,226
NO ₂ ⁻	mg N/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
SO ₄ ²⁻	mg/l	264	435	433	103	298	250	250	448	527
acenafteen	$\mu\text{g}/\text{l}$	0,59	44	50	14	1,1	49	0,35	13	36
acenaftyleen	$\mu\text{g}/\text{l}$	2,1	14	48	5,8	1,1	24	1	6,4	47
anthraceen	$\mu\text{g}/\text{l}$	1,7	13	23	6,2	1,7	43	0,083	3,8	8,3
benzo(a)anthraceen	$\mu\text{g}/\text{l}$	3,1	18	32	0,3	1,3	36	0,092	5	21
benzo(a)pyreen	$\mu\text{g}/\text{l}$	3,3	20	37	0,057	1,3	42	0,051	5,9	26
benzo(b)fluorantheen	$\mu\text{g}/\text{l}$	4,3	24	44	0,089	1,6	46	0,08	8,2	32
benzo(g,h,i)peryleen	$\mu\text{g}/\text{l}$	2,9	16	30	0,023	0,97	30	0,033	5,4	23
benzo(k)fluorantheen	$\mu\text{g}/\text{l}$	1,8	7,3	14	0,03	0,59	14	0,027	2,4	10
chryseen	$\mu\text{g}/\text{l}$	2,9	14	25	0,22	1,1	30	0,051	4,6	17
dibenzo(a,h)anthraceen	$\mu\text{g}/\text{l}$	0,66	2,5	3,7	<0,01	0,22	3,7	<0,01	1	3,1
fenanthreen	$\mu\text{g}/\text{l}$	5,7	42	78	24	2,2	85	0,068	9,5	29
fluorantheen	$\mu\text{g}/\text{l}$	11	51	95	7,3	3,8	110	0,98	15	51
fluoreen	$\mu\text{g}/\text{l}$	1,1	6,4	15	14	1	33	0,046	3,2	10

<i>indeno(1,2,3,c,d)pyreen</i>	µg/l	3	15	29	0,023	0,95	31	0,034	5,1	23
<i>naftaleen</i>	µg/l	34	52	96	1500	17	250	1,8	11	31
<i>pyreen</i>	µg/l	8,3	38	72	4,4	2,8	82	0,7	11	38
<i>1,2-dichloroetheen, cis</i>	µg/l	7	20					8	6	
<i>tetrachloorkoolstof</i>	µg/l	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2
<i>benzeen</i>	µg/l	13	22	37	9		185		22	32
<i>1,2,4-trimethylbenzeen</i>	µg/l				5					
<i>naftaleen</i>	µg/l	110	48	120	1800		270			9
<i>vinylchloride</i>	µg/l		28	45			27	20	38	70

F2 Bodemstalen

Monster	Locatie 2: bij p2219		Locatie 3: bij p2319				Locatie 4: bij p2202			
	2A	2C	3A	3B	3C	3E	4A	4B	4C	4D
Laag	0-70	125-165	0-36	36-89	89-154	174-224	0-30	30-90	90-130	130-160
Vaste fase										
<i>droge stof (%)</i>	85,6	81,6	91,5	90,7	85,3	61,1	85,9	90,1	70,8	72,9
<i>CN totaal (mg/kg ds)</i>	55,3	42,8	4,74	75	297	665	45,6	454	562	2754
<i>CN vrij (mg/kg ds)</i>	<0,25	0,48	1,09	0,33	0,52	7,19	1,11	4,2	0,76	3,07
<i>TIC (%C ds)</i>	0,61	0,08	0,21	0,2	0,14	1,36	0,62	0,62	0,03	0,21
<i>TC (%C ds)</i>	13,15	34,37	2,21	5,68	10,12	14,14	12,39	6,01	39,26	23,86
<i>TOC (%C ds)</i>	12,54	34,29	2	5,48	9,98	12,78	11,77	5,39	39,23	23,65
<i>acenafteen (mg/kg ds)</i>	4,3	11	0,03	0,37	0,45	15	29	5,5	1,4	0,54
<i>acenaftyleen (mg/kg ds)</i>	39	52	0,11	1,7	0,74	24	53	5,9	11	0,94
<i>anthraceen (mg/kg ds)</i>	130	110	0,27	3,1	4,1	60	330	15	30	2,5
<i>benzo(a)anthraceen (mg/kg ds)</i>	160	300	0,58	14	23	50	260	45	61	6,9
<i>benzo(a)pyreen (mg/kg ds)</i>	130	330	0,79	15	21	52	210	39	64	6,8
<i>benzo(b)fluorantheen (mg/kg ds)</i>	160	410	0,25	20	30	56	260	53	82	10
<i>benzo(g,h,i)peryleen (mg/kg ds)</i>	63	280	0,81	10	14	35	120	29	59	7
<i>benzo(k)fluorantheen (mg/kg ds)</i>	57	130	0,32	7,2	10	19	93	19	29	3,3
<i>chryseen (mg/kg ds)</i>	140	210	0,43	13	21	38	220	38	52	5,8
<i>dibenzo(a,h)anthraceen (mg/kg ds)</i>	17	34	0,15	3	4,3	6,9	22	6,9	11	1,3
<i>fenanthreen (mg/kg ds)</i>	160	460	0,7	7,2	10	120	520	58	95	8,6
<i>fluorantheen (mg/kg ds)</i>	460	1200	1,9	31	70	240	880	140	230	31
<i>fluoreen (mg/kg ds)</i>	27	30	0,08	0,49	0,69	41	110	4,3	3,9	0,79

<i>indeno(1,2,3,c,d)pyreen</i> (mg/kg ds)	72	280	0,76	11	14	33	130	29	55	6,4
<i>naftaleen</i> (mg/kg ds)	8	100	0,27	1,9	5	33	30	4,1	4,9	3,1
<i>pyreen</i> (mg/kg ds)	200	680	1,1	17	36	130	410	77	130	17
<i>Fe</i> (mmol/kg ds)	49	208	66	49	128	291	66	161	193	344
<i>Al</i> (mmol/kg ds)	30	85	23	30	88	29	34	40	101	70
<i>Mn</i> (mmol/kg ds)	2,1	2,7	3,5	2,1	4,1	6,6	2,6	3	4,5	1,1
Poriënwater										
<i>pH</i>	6,8	6,4	7,5	7,5	7,1	7,8	7,7	7,7	7,5	7,3
<i>EC (µs/cm)</i>	1760	10200	560	730	1000	820	590	810	1570	1830
<i>CN totaal (µg/l)</i>	694	114	676	8280	479	1580	473	1980	3400	2190
<i>CN vrij (µg/l)</i>	10,9	11,6	16,3	0,40 6	29	29,8	24	94,8	593	33,2
<i>o-PO₄³⁻ (mg/l)</i>	0,163	<0,15	0,484	<0,1 5	<0,15	<0,15	0,353	0,37 7	<0,15	<0,15
<i>Cl (mg/l)</i>	65,8	1576	15,4	14,9	9,53	29,1	6,68	17,1	17,8	42
<i>HCO₃⁻ (mg/l)</i>	219	15	225	220	223	320	181	108	77	145
<i>CO₃²⁻ (mg/l)</i>	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
<i>CO₂ (mg/l)</i>	44	7,5	10	9,4	22	6,7	5,1	2,8	3,1	9,2
<i>DIC (mgC/l)</i>	55	5	47	46	50	65	37	22	16	31
<i>DOC (mgC/l)</i>	38	62	30	23	18	18	16	63	30	21
<i>TDC (mgC/l)</i>	93	67	77	69	68	83	53	85	46	52
<i>Ca (mg/l)</i>	310	1440	99,9	138	183	66,7	111	143	294	315
<i>Fe (µg/l)</i>	345	<50	337	3530	212	775	235	8300	1350	997
<i>K (mg/l)</i>	30,7	55,7	11,4	8,85	12,9	15,7	7,47	8,42	16,2	31,2
<i>Mg (mg/l)</i>	28,3	132	3,87	4,89	6,82	6,02	4,5	4,13	9,81	10,1
<i>Mn (µg/l)</i>	999	6100	64	6,4	<5	98	163	28	<5	765
<i>Na (mg/l)</i>	23	47,5	6,66	5,88	17,2	21,5	4,35	10,9	47,4	73,8
<i>NH₄⁺ (mgN/l)</i>	6,25	178	0,131	0,16 2	0,447	41	0,212	0,17 8	<0,1	4,06
<i>NO₃⁻ (mgN/l)</i>	<0,226	647	5,83	9,48	9,03	<0,22 6	<0,226	8,22	10,6	<0,22 6
<i>NO₂⁻ (mgN/l)</i>	<0,02	5,69	0,085	0,09 6	0,408	<0,02	<0,02	4,93	0,234	<0,02
<i>SO₄²⁻ (mg/l)</i>	668	682	34,3	108	264	9,75	128	213	713	807