



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Normen bodem **Omgevingswet**

Referentiedocument onderzoek normwaarden Bodem en Ondergrond

Normen bodem Omgevingswet

Referentiedocument onderzoek normwaarden Bodem en
Ondergrond

RIVM-rapport 2023-0380

Colofon

© RIVM 2023

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave.

Het RIVM hecht veel waarde aan toegankelijkheid van zijn producten. Op dit moment is het echter nog niet mogelijk om dit document volledig toegankelijk aan te bieden. Als een onderdeel niet toegankelijk is, wordt dit vermeld. Zie ook www.rivm.nl/toegankelijkheid.

DOI 10.21945/RIVM 2023-0380

E. Brand (Projectcoördinator, auteur), RIVM
M. Rutgers (auteur), RIVM
T. Schouten (auteur), RIVM
K. Versluijs (auteur), Circular Earth
A. Negash (auteur), RIVM
P. Otte (auteur en redactie), RIVM

Contact:

E. Brand

Centrum voor Duurzaamheid, Milieu en Gezondheid (DMG)

ellen.brand@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, directie Water, Ondergrond en Marien in het kader van Normstelling en Instrumentarium Bodem en Ondergrond projectnummer M/270043.

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven

Nederland

www.rivm.nl

Publiekssamenvatting

Normen bodem Omgevingswet

Referentiedocument en onderzoek normwaarden Bodem en Ondergrond

Het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (IenW) wil het bodembeleid actualiseren. Daarom kreeg het RIVM opdracht een overzicht te maken van de kennis over de normen voor verontreinigingen in de bodem. Ook is beoordeeld of de adviezen, die het RIVM op basis van deze kennis aan IenW heeft gegeven, nog actueel zijn.

De Omgevingswet gaat per 1 januari 2024 in. De bestaande normen voor bodemverontreinigingen zijn één-op-één overgenomen in het Aanvullingsbesluit bodem van deze wet. De nieuwste wetenschappelijke kennis over chemische stoffen en de effecten van deze stoffen op mens en milieu zijn daar nog niet in verwerkt. Belangrijker was eerst in de praktijk ervaring op te doen met de nieuwe wet. Daarom zijn ook de eerdere adviezen van het RIVM nog niet opgenomen in beleid. Ondertussen heeft het RIVM deze kennis wel in rekenmodellen verwerkt. Ook heeft het voor enkele stoffen onderzocht welk effect dit heeft op de bepaling van nieuwe grenswaarden.

Op de langere termijn wil het ministerie van IenW het bodembeleid vernieuwen. Het streven is dan om de bodem niet alleen te beoordelen op verontreinigende stoffen, maar ook op het duurzaam gebruik van de bodem met het belang voor mens en milieu. Dit 'referentiedocument' geeft mogelijkheden voor toekomstig onderzoek naar de vernieuwing van het bodembeleid.

Kernwoorden: risicogrens, normering, bodem, grondwater, risico's, verontreiniging, referentiedocument, Omgevingswet, bodembeleid

Synopsis

Soil standards in the Environment and Planning Act

Reference document and study into limit values for soil and subsoil

The Ministry of Infrastructure and Water Management (IenW) would like to bring its soil policy up to date. To that end, it commissioned RIVM to compile an overview of existing knowledge about soil contamination standards. RIVM also assessed whether the recommendations it previously gave IenW on the basis of this knowledge were still current.

The Environment and Planning Act will enter into force on 1 January 2024. The existing soil contamination standards have been copied directly into the Supplementary Decree on Soil that accompanies this Act. The latest scientific insights into chemicals and their effects on humans and the environment have not yet been incorporated into these standards, as priority was given to gaining practical experience with the operation of the new law first. RIVM's previous recommendations have not yet been converted into policy for the same reason. In the meantime, however, RIVM has incorporated these recommendations into models. It has also investigated the effect of a number of substances on the determination of new limit values.

IenW's long-term vision is to renew soil policy. The future aim would not just be to assess the soil for contaminants, but also to evaluate the sustainable use of the soil with a view to the interests of humans and the environment. This 'reference document' offers potential for future research with regard to bringing soil policy up to date.

Keywords: risk limit, standardisation, soil, groundwater, risks, contamination, reference document, Environment and Planning Act, soil policy

Inhoudsopgave

Samenvatting – 11

1 Inleiding – 19

- 1.1 Doel en aanpak – 19
- 1.2 Vertrekpunt – 20
- 1.3 Leeswijzer en inhoud van deze rapportage – 21

2 Normen bodem Omgevingswet – 23

- 2.1 Achtergrond en herkomst normen bodem en grondwater – 23
- 2.2 Overzicht van normen Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet – 24
 - 2.2.1 Interventiewaarden bodemkwaliteit – 25
 - 2.2.2 Gezondheidskundige grenswaarden; MTR_{humanaan}, TCL en geurdrempel – 26
 - 2.2.3 Signaleringsparameter beoordeling grondwatersanering – 27
 - 2.2.4 Stoffenlijst toelaatbare kwaliteit bodem – 27

3 Beschermingsdoelen en -niveaus bodem en grondwater Omgevingswet – 29

- 3.1 Het normstellingsproces – 29
- 3.2 Evaluatie beschermingsniveau bodem Omgevingswet – 30

4 Evaluatie normwaarden bodemkwaliteit – 35

- 4.1 Actualisatie blootstellingsmodel CSOIL – 36
 - 4.1.1 Toelichting vaststellen toelaatbare waarde wonen en ecologische risico's – 37
- 4.2 Ontwikkelingen afleiding gezondheidskundige grenswaarden – 38
 - 4.2.1 Nieuwe wetenschappelijke inzichten: deterministisch versus probabilistisch – 38
 - 4.2.2 Verkenning voor een viertal stoffen – 39
 - 4.2.3 Conclusie en aanbeveling – 41
- 4.3 Evaluatie overige risicobepalende aspecten – 42
 - 4.3.1 Blootstelling aan meerdere stoffen – 42
 - 4.3.2 Gebruik van de bodemtypecorrectie – 42
 - 4.3.3 Duiding van ecologische risico's – 42
 - 4.3.4 Risicogrenswaarden humaan voor niet standaard bodemgebruik – 42
- 4.4 Evaluatie normwaarden bodem tweede, derde en vierde tranche stoffen – 43
 - 4.4.1 Nieuwe wetenschappelijke inzichten – 43
 - 4.4.2 Eerdere voorstellen: metalen – 45
 - 4.4.3 Eerdere voorstellen voor herziening: thiocynaat, cyanide en chloride – 48
 - 4.4.4 Eerdere voorstellen voor herziening: organische stoffen – 50
 - 4.4.5 Conclusie – 53
- 4.5 Afwegingskader chloride- en sulfaathoudende grond – 53
 - 4.5.1 Voorstel afwegingskader – 54
- 4.6 Signaleringsparameter beoordeling grondwatersanering – 55
 - 4.6.1 Interventiewaarden grondwater wordt signaleringsparameter grondwater – 55
 - 4.6.2 Advies actualisatie signaleringsparameter grondwater – 56
- 4.7 Evaluatie stoffenlijst bodem – 58

- 4.7.1 Achtergrond en oorsprong samenstelling stoffenlijsten — 59
- 4.7.2 Samenvatting van de resultaten evaluatie stoffenlijst — 59
- 4.8 Evaluatie bodemtypecorrectie — 61
- 4.8.1 Van nature voorkomende metalen — 61
- 4.8.2 Gedrag stof in verschillende bodemtypes — 61
- 4.8.3 Correctie voor standaardbodem — 61

5 Instrumentarium bodemkwaliteit — 65

- 5.1 Actualisatie CSOIL-model — 67
- 5.1.1 Aanwijzingen voor de toevoeging van nieuwe stoffen aan CSOIL2020 — 67
- 5.2 Normering bodemlood — 69
- 5.2.1 Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau bodemlood. — 69
- 5.2.2 Interventiewaarde lood — 70
- 5.2.3 Bodemtypecorrectie bodemlood — 71
- 5.2.4 Gezondheidskundige advieswaarden bodemlood — 72
- 5.3 Module diffuus lood van de RTB — 73
- 5.4 De module Concrit van de RTB — 75

6 Conclusies en aanbevelingen — 77

7 Literatuur — 81

Bijlage 1 Ontwikkelingen methodiek afleiding van gezondheidkundige grenswaarden (GGWn) — 87

- B1.1 Samenvatting — 87
- B1.2 Inleiding methodiek afleiding gezondheidkundige grenswaarden — 89
- B1.2.1 Kenmerken van de deterministische methode — 89
- B1.2.2 Kenmerken probabilistische methode — 89
- B1.3 Methodiek voor de afleiding van het MTR_{humanaan} volgens de deterministische methode — 90
- B1.3.1 Afleiding TDI en TCL voor drempelwaardestoffen — 91
- B1.3.2 Kwantitatieve kankerrisicoschatting voor genotoxische carcinogenen — 92
- B1.4 Probabilistische methode voor de afleiding van gezondheidkundige grenswaarden — 94
- B1.4.1 Probabilistische methode voor drempelstoffen — 95
- B1.4.2 Probabilistische methode voor niet-drempelstoffen — 100
- B1.5 Uitwerking deterministische methode en probabilistische methode (aproba) voor vier stoffen — 102
- B1.5.1 Antimoon — 102
- B1.5.2 Ethylbenzeen — 105
- B1.5.3 Tolueen — 110
- B1.5.4 Vinylchloride — 113
- B1.6 Referenties — 117

Bijlage 2 Afwegingskader chloride- en sulfaathoudende grond en bagger — 124

- B2.1 Inleiding — 124
- B2.1.1 Aanpak en leeswijzer — 125
- B2.2 Normenkader bodem en grondwater — 125
- B2.2.1 Circulaire Bodemsanering — 126
- B2.2.2 Besluit Bodemkwaliteit en Regeling Bodemkwaliteit — 126
- B2.2.3 Besluit Kwaliteitseisen en Monitoring Water — 126

- B2.3 Overzicht normen en niet-wettelijke effectmaten voor chloride en sulfaat — 127
- B2.3.1 Chloride — 127
- B2.3.2 Sulfaat — 132
- B2.4 Opzet voor een Afwegingskader voor de toepassing van chloride- en sulfaathoudende grond en bagger — 138
- B2.4.1 Voorstel afwegingsladder — 139
- B2.4.2 Toelichting afwegingskader — 140
- B2.5 Referenties — 142

Bijlage 3 Vergelijking Interventiewaarde bodemkwaliteit en risicogrenswaarde humaan — 145

Bijlage 4 Vergelijking blootstellingsroutes CSOIL2020 per stofgroep — 156

Bijlage 5 Berekening van normwaarden voor somparameters — 159

Bijlage 6 Module diffuus bodemlood — 162

- B6.1 Inleiding — 162
- B6.2 Uitvoering en implementatie bodemloodbeleid — 163
- B6.3 Evaluatie en update module diffuus lood — 163
- B6.3.1 Evaluatie modellering externe blootstelling-loodbloedgehalte en IQ verlies — 164
- B6.3.2 Evaluatie ingestie gronddeeltjes door kinderen — 165
- B6.3.3 Evaluatie van de opname van lood door moestuingewassen — 167
- B6.3.4 Relatieve biobeschikbaarheid van lood — 169
- B6.4 Technische verantwoording Lood-bloed modellering — 170
- B6.4.1 IEUBK simulation: Lead in diet/soil/dust, lead in blood and effect on IQ — 171
- B6.4.2 Technical annex — 173
- B6.4.3 IEUBK model settings and output (diet + soil + dust; soil: 50 mg lead/kg soil) — 174
- B6.5 Referenties — 181

Bijlage 7 Evaluatie risicogrens humaan arseen — 184

- B7.1 Inleiding — 184
- B7.2 Onzekerheden — 184
- B7.3 Referenties — 187

Bijlage 8 Toelichting evaluatie normen grondwater — 188

- B8.1 Inleiding — 188
- B8.2 Overzicht van normen voor grondwater opgenomen in diverse kaders — 188
- B8.2.1 Drempelwaarden grondwater — 188
- B8.2.2 Streefwaarde grondwater — 189
- B8.2.3 Interventiewaarde en signaleringsparameter beoordeling grondwater — 190
- B8.2.4 Indicatieve niveaus — 191
- B8.3 Analyse en evaluatie signaleringsparameter grondwater — 191
- B8.4 Referentie — 192

Bijlage 9 Toelichting evaluatie stoffenlijst — 193

B9.1	Karakteristieken van bodem, grondwater en oppervlaktewater — 193
B9.2	Criteria samenstelling stoffenlijsten 194
B9.3	Stoffenlijsten MTR, Bodem, grondwater, oppervlaktewater en drinkwater - aantallen per stofgroep 199
B9.4	Aansluiting bij het beleid voor Zeer Zorgwekkende Stoffen (ZZS) — 201
B9.5	Periodieke evaluatie — 203
B9.6	Referenties — 203

Samenvatting

In het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet zijn voor meer dan 130 stoffen en stofgroepen normen vastgesteld. De normen voor bodem (grond en grondwater) zijn overgenomen uit de Wet Bodembescherming en overwegend afgeleid in 2001 en voor grondwater in de periode 1995-1999. De normen die zijn opgenomen in de Regeling bodemkwaliteit zijn vastgesteld in 2008 en afgeleid in de periode 2005-2007 (NOBO: Normstelling en Bodemkwaliteitsbeoordeling).

In dit referentiedocument heeft het RIVM de bestaande en geaccepteerde kennis, anno 2022, over chemische stoffen in de bodem, de effecten van deze stoffen op mens en milieu en bijbehorende normwaarden bijeengebracht. Daarnaast zijn relevante inhoudelijke stappen en bouwstenen voor de afleiding van normwaarden alsmede enkele onderdelen van het normstellingsproces geëvalueerd en de bevindingen hiervan in dit referentiedocument vastgelegd. Het referentiedocument geeft input voor een herijking van het bodemnormeringstelsel die de komende jaren is voorzien.

Het onderzoek heeft zich primair gericht op de normwaarden die zijn opgenomen in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet. Bij het onderzoek is gebruik gemaakt van evaluaties van normwaarden die zijn gedaan door RIVM in de periode 2008 tot heden. Dit betreft een groep van stoffen behorende tot de tweede, derde en vierde tranche stoffen. Voor grondwater zijn ook de voorstellen voor aanpassing interventiewaarde grondwater uit 2001 geëvalueerd en heroverwogen.

De toetsing van risico's voor de mens ten gevolge van het gebruik van de bodem is in het kader van de Omgevingswet een belangrijke, van Rijksweg opgelegde, voorwaarde voor de uitvoering van verschillende bodemgerelateerde activiteiten. Daarom zijn ook het blootstellingsmodel CSOIL en de verschillende regels voor de toepassing van normen geëvalueerd.

Samenvattend heeft het onderzoek zich gericht op:

- De beschermingsdoelen en -niveaus voor het beheer van de kwaliteit van bodem en grondwater in de Omgevingswet.
- De normen voor de kwaliteit van bodem en grondwater zoals opgenomen in het Aanvullingsbesluit bodem bij de Omgevingswet. De betekenis van de normen in het stelsel van de Omgevingswet.
- Het huidige normstellingsproces.
- De evaluatie en de mogelijkheid van actualisatie normwaarden (de interventiewaarde bodemkwaliteit) voor een aantal stoffen behorende tot de tweede, derde en vierde tranche.
- De wetenschappelijke ontwikkelingen met betrekking tot de afleiding van gezondheidkundige grenswaarden.
- De stoffenlijst toelaatbare bodemkwaliteit.
- De signaleringsparameter beoordeling grondwatersanering.
- De normwaarden opgenomen in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet en de relatie met de beoordeling met de modules

van de Risicoolbox, CSOIL, de module diffuus lood en module Concrit.

- Actualisatie humane blootstellingsmodel CSOIL.
- Actualisatie module diffuus lood.
- Heroverweging van het gebruik van de bodemtypecorrectie en andere beoordelingsaspecten.

Binnen dit onderzoeksproject is geen onderzoek uitgevoerd naar nieuwe stoffen, nieuwe risicoconcepten en alternatieve beoordelingskaders. Het onderzoek naar een handelingskader voor opkomende stoffen volgt een apart onderzoekstraject, onder meer naar aanleiding van de PFAS problematiek en de zorgen die er zijn met betrekking tot diffuse verontreinigingen van de bodem met nieuwe zorgwekkende stoffen.

Omdat de Omgevingswet in 2022 nog niet in werking is getreden, zijn praktijkervaringen met de uitvoering binnen de kaders van de Omgevingswet niet aanwezig. Daardoor kan de behoefte aan aanvullende normen, nieuwe risicoconcepten of aanvullende instrumentarium nog veranderen.

Naast bodemkwaliteitszorg zal in de komende jaren naar verwachting de aandacht uitgaan naar een duurzame benutting van het bodemwatersysteem ten behoeve van grote maatschappelijke opgaven en transitie (klimaat, energie, duurzame landbouw, biodiversiteit, et cetera). De behoefte vanuit de uitvoeringspraktijk aan een herziening van het huidige beoordelingskader bodem en ondergrond wordt nader onderzocht maar valt buiten de scope van deze studie.

Conclusies

Evaluatie beschermingsdoelen en -niveaus

Uit de evaluatie van de beschermingsdoelen en -niveaus voor het bodembeleid binnen de kaders van de Omgevingswet blijkt dat deze in principe gelijkwaardig zijn aan die uit de Wet Bodembescherming. Wel wordt geconcludeerd dat de kwaliteit van de uitvoering en decentrale ambities hierbij medebepalend zijn. De stelselwijziging heeft ook haar uitwerking op de uitvoering van het voorzorgbeginsel, omdat de uitvoering van milieubeleid anders is georganiseerd. Dit maakt de evaluatie van dit aspect op dit moment onzeker.

Het normstellingsproces

De methodiek voor de afleiding van normen is sinds 2008 niet noemenswaardig veranderd. Wel is het proces van normvoorstel tot vaststelling in wet- en regelgeving veranderd, in zoverre dat in het verleden normvoorstellen voor advies werden voorgelegd aan de Technische Commissie Bodem. Echter, vooruitlopend op de inwerkingtreding van de Omgevingswet zijn de werkzaamheden van de Technische Commissie Bodem sinds 2016 grotendeels afgebouwd.

Actualisatie CSOIL

Het blootstellingsmodel CSOIL is geactualiseerd (Van Breemen et al., 2020). Voor dit onderzoek zijn de consequenties voor de hoogte van de risicogrenswaarden voor de mens onderzocht. Geconcludeerd wordt dat actualisatie van het model in zijn algemeenheid leidt tot een relatief

beperkte verhoging van de humane risicogrenswaarde. De actualisatie heeft weinig gevolgen voor de hoogte van de interventiewaarde, omdat voor veel stoffen de ecologische risicogrenswaarde normstellend is.

Onderzoek interventiewaarden van een aantal stoffen uit de 2e, 3e en 4e tranche

Voor negen metalen zijn de voorstellen voor actualisatie van risicogrenswaarden uit 2012 opnieuw geëvalueerd (Tabel S1). De voorstellen uit 2012 zijn alleen beschikbaar op interventiewaarde niveau.

Tabel S1 Interventiewaarden (IW), Indicatieve Niveaus voor Ernstige Verontreiniging (INEV) zoals opgenomen in de Circulaire bodemsanering en de geactualiseerde risicogrenswaarden ecologie en risicogrenswaarden voor de mens voor negen metalen.

Metalen	IW of INEV	Risicogrenswaarde ecologie	Risicogrenswaarde voor de mens
Bron	Circulaire Bodemsanering 2013	Brand et al., 2012	Brand et al., 2012
Antimoon	22 (IW)	1400	152
Arseen	76 (IW)	20	-
Barium	(920 *)	400	9235
Boor	-	-	3085
Nikkel	100 (INEV)	660	-
Seleen	100 (INEV)	5,9	323
Thallium	15 (INEV)	2,5	8,7
Tin	900 (INEV)	260	1,5x10 ⁵
Vanadium	250 (INEV)	110	1245

* De norm voor barium is tijdelijk ingetrokken. Gebleken is dat de interventiewaarde voor barium lager was dan het gehalte dat van nature in de bodem voorkomt. Indien er sprake is van verhoogde bariumgehalten ten opzichte van de natuurlijke achtergrond als gevolg van een antropogene bron, kan dit gehalte worden beoordeeld op basis van de voormalige interventiewaarde voor barium van 920 mg/kg d.s.

Voor alle metalen is de nu beschikbare kennis samengebracht in dit rapport. Sinds 2012 is het beoordelingsmodel CSOIL herzien waardoor de uitkomsten bij een nieuwe afleiding (licht) kunnen afwijken. Daarnaast is een wetenschappelijke discussie gaande over de methode voor afleiding van de humane risicogrenswaarde. De risico's voor de mens kunnen met de huidige Risicoolbox Bodem worden beoordeeld naar de meest recente beschikbare kennis. Daarmee wordt aan een belangrijke voorwaarde voor het bodemkwaliteitsbeheer voldaan (het uitsluiten van onaanvaardbare risico's voor de mens).

Ook de interventiewaarden voor thiocynaat en vrij cyanide en de grenswaarde voor chloride zijn geëvalueerd (Brand et al., 2012) (Tabel S2).

Tabel S2 Interventiewaarden (IW) zoals opgenomen in de Circulaire bodemsanering en de geactualiseerde risicogrenswaarden ecologie en risicogrenswaarden voor de mens voor thiocynaat, cyanide en chloride.

Zouten	IW	Risicogrenswaarde ecologie	Risicogrenswaarde voor de mens
Bron	Circulaire Bodemsanering 2013	Brand et al., 2012	Brand et al., 2012
Thiocynaat	20 (IW)	620	33
Vrij cyanide	20 (IW)	0,04	43
Chloride	-	390	Niet van toepassing

Voor thiocynaat en vrij cyanide spelen dezelfde overwegingen als voor de metalen. Voor chloride wordt geadviseerd altijd een locatiespecifieke afweging te maken op basis van een afwegingskader (zie paragraaf 4.5). Een landelijk bodemnorm voor chloride wordt niet geadviseerd vanwege de hoge mobiliteit van chloride waardoor het snel uitspoelt naar het grondwater. Ook is er bij chloride veelal sprake van een nieuwe verontreiniging waardoor de zorgplicht van toepassing is.

Voor organotinverbindingen is in 2012 een voorstel gedaan voor herziening interventiewaarde (Tabel S3).

Tabel S3 Interventiewaarden (IW) zoals opgenomen in de Circulaire bodemsanering en de geactualiseerde risicogrenswaarden ecologie en risicogrenswaarden voor de mens voor organotinverbindingen.

Organotin-verbindingen	IW	Risicogrenswaarde Ecologie	Risicogrenswaarde voor de mens
Bron	Circulaire Bodemsanering 2013	Brand et al., 2012	Brand et al., 2012
Dibutyltin DBT	-	28	150
Tributyltin TBT	-	13	54
Trifenyln tin TFT	-	68	57
Organotin som	2,5 (IW)	13	-

In het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet is een somwaarde vastgesteld van 2,5 mg/kg voor de drie organotinverbindingen (bron Circulaire bodemsanering, 2013). De herziene somwaarde uit 2012 zou op het niveau van de laagste afgeleide ecologische risicogrens komen te liggen, in dit geval 13 mg/kg. De keuze voor de laagste waarde als somwaarde biedt de zekerheid dat, wanneer de somnorm niet wordt overschreden voor elk mengsel van de drie organotinverbindingen onaanvaardbaar, risico's worden uitgesloten.

Voor PAK zijn ecologische risicogrenzen geëvalueerd op basis van nieuwe toxiciteitsdata. Dit heeft geleid tot voorstellen voor nieuwe ecologische risicogrenzen voor zestien PAK's. Bij de afleiding kon geen rekening worden gehouden met het risico van doorvergiftiging in het ecosysteem. Risico's ten gevolge van doorvergiftiging kunnen evenwel een rol spelen bij verontreinigingssituaties op grotere schaal (gebieden).

Aanbevolen wordt om slechts tot aanpassing van normwaarden over te gaan nadat de humane risicogrenzen zijn geëvalueerd.

Minerale olie (een divers mengsel van alifaten en aromaten) wordt thans beoordeeld op basis van een somnorm van 5000 mg/kg. Deze norm is generiek van aard en houdt geen rekening met de samenstelling van de olie. Op basis van alifatische en aromatische fracties kan een verbeterde risicobeoordeling worden uitgevoerd. De risicogrenzen die zijn afgeleid in 2001 (humaan) en 2008 (ecologie) zijn opnieuw beoordeeld. De consequenties van een normering op basis van de fractiebenadering zijn voor de uitvoering binnen de kaders van de Omgevingswet nog onduidelijk. Naar schatting zijn de consequenties aanzienlijk voor de bodemsaneringsopgave, omdat de fractiebenadering lagere risicogrenzen kent, vooral voor de meer toxische en lichtere oliefracties (mededeling Bodem+).

Normenkader voor grondwater

Onder de Omgevingswet worden de huidige interventiewaarde voor grondwater overgenomen als signaleringsparameter. Het is noodzakelijk om de voorstellen uit 2001 voor herziening van de signaleringsparameters te evalueren voor toepassing binnen de kaders en werkwijze van de Omgevingswet.

Een tweede punt van aandacht is de wenselijkheid voor integratie/afstemming van normwaarden voor grondwater, bodem en oppervlaktewater (Adviescommissie Water, 2017). Thans ontbreekt dit deels doordat normen voor bodem en water sectoraal tot stand zijn gekomen. Daardoor is er verschil tussen de kwaliteitseisen voor drinkwater (Besluit Drinkwater) en de doelstellingen en normen voor grondwaterkwaliteit welke zijn afgeleid binnen de kaders van de Wet Bodembescherming.

Tot slot is voor de normen voor grondwaterkwaliteit een aanvullend onderzoek nodig naar de bevindingen van de kennisimpuls grondwater, een adequaat beoordelingskader (Swartjes et al., 2017b) en moet ervaring worden opgedaan met het gebruik van de Risicotoolbox Grondwater.

Om de onvolkomenheden van de signaleringsparameter grondwater te ondervangen wordt geadviseerd om bij overschrijding van de signaleringsparameter en/of in geval van gevoelige situaties altijd een toets uit te voeren met de Risicotoolbox Grondwater. Met de Risicotoolbox Grondwater kan, op basis van recente inzichten, een beeld worden gegeven van risico's ten gevolge van verontreinigd grondwater.

Samenstelling stoffenlijst Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet

In dit rapport wordt ingegaan op de mogelijkheid om de stoffenlijst te harmoniseren met stoffenlijsten van aanpalende beleidskaders. De samenstelling van de huidige stoffenlijst is ingegeven door stoffen die veelvuldig werden aangetroffen op saneringslocaties. Als de opgaven voor het bodemkwaliteitsbeheer veranderen, is ook een heroverweging van de samenstelling van de stoffenlijst wenselijk. Voor de keuze van te normeren stoffen kan bijvoorbeeld worden aangesloten bij de conclusies met betrekking tot water uit het Adviesrapport Werkgroep Aanpak

Opkomende Stoffen¹ (2021) en het beleid voor Zeer Zorgwekkende Stoffen (Substance of Concern).

Toepassing bodemtypecorrectie

De waarde van de bodemtypecorrectie staat al lange tijd ter discussie. De normen voor de beoordeling van de kwaliteit van de bodem zijn van toepassing op een standaardbodem met een lutum percentage van 25% en een organische stof percentage van 10%. Bij een beoordeling van bodemkwaliteit worden de gemeten gehalten door middel van een bodemtypecorrectie omgerekend naar standaardbodem, waarna de meetwaarden vergeleken worden met de norm.

Voor de bepaling van humane risico's wordt het eerdere advies benadrukt om geen bodemtypecorrectie toe te passen op de gemeten bodemgehalten. De huidige humus-/lutumcorrectieformules zijn hiervoor niet geschikt en voor een beoordeling moet worden uitgegaan van de gemeten gehalten.

Instrumentarium bodemkwaliteit

In dit rapport worden relevante modellen en bodemtools voor de bodemnormering in het kort beschreven. Het instrumentarium bodemkwaliteit bestaat uit verschillende modellen waarmee grenswaarden voor de onderbouwing van normen worden afgeleid en toetsingen kunnen worden verricht.

Actualisatie model CSOIL

Het CSOIL-model werd ontwikkeld in 1995 en inhoudelijk herzien in 2001. Het CSOIL2000 model werd onderdeel van de Risicotoolbox Bodem en het beoordelingsmodel Sanscrit voor de vaststelling van spoedeisendheid van een sanering conform de Circulaire Bodemsanering. In 2020 is het model opnieuw inhoudelijk en technisch geactualiseerd. Met deze update sluit CSOIL2020 aan op nieuwe ICT-besturingssystemen. Dit was noodzakelijk om CSOIL te kunnen blijven gebruiken als zelfstandig model en om in te bouwen in de verschillende modules van de Risicotoolbox Bodem.

Module diffuus lood

De aanpak van diffuus bodemlood, toegesneden op een specifieke locatie, wijk of gebied vereist een degelijke afweging. Om dit te faciliteren is de module diffuus lood ontwikkeld. Deze module is onderdeel van de Risicotoolbox Bodem en maakt het mogelijk om het effect van een voorgestelde aanpak, een beheersmaatregel en/of een gebruiksbepaling op de blootstelling aan bodemlood door te rekenen. De belangrijkste blootstellingsbepalende parameters in deze module zijn geëvalueerd en zo nodig aangepast. Dit zijn:

1. Evaluatie en aanpassing modellering externe blootstelling-loodbloedgehalte en IQ verlies.
2. Aanpassing van de hoeveelheid ingestie gronddeeltjes.
3. Aanpassing van het consumptiepakket van moestuingewassen.

¹ Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, 2021. Prioritering van stoffen en stofgroepen. Adviesrapport Werkgroep Aanpak Opkomende Stoffen.

Module Concrit

De Risicotoolbox Bodem voorziet met de module Concrit in de applicatie voor de beoordeling van risico's voor de mens bij het bouwen van een bodemgevoelig gebouw² op verontreinigde grond. De toetsers kan de risico's voor de mens berekenen op basis van gebiedsspecifieke gegevens. De module voorziet in een toetsing van de bodemkwaliteit en/of in een toetsing van de waarde voor bouwen in het omgevingsplan waarbij een overschrijding van het MTR voor de mens, de TCL-waarden en geurdrempels niet is toegestaan.

Tot Slot

Dit referentiedocument draagt bij aan de onderbouwing en verantwoording van de normwaarden en het beoordelingskader voor bodem, zoals deze nu zijn opgenomen in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet.

Op de langere termijn wil het ministerie van IenW het bodembeleid vernieuwen. Het streven is dan om de bodem niet alleen te beoordelen op verontreinigende stoffen, maar ook op basis van de vitaliteit van de levende bodem, het functioneren van ecosysteemdiensten en het niveau van de biodiversiteit. Een dergelijk breed beoordelingskader kan ook een eerste operationalisering zijn van de Europese bodemstrategie en Europese biodiversiteitsdoelen. Dit referentiedocument geeft input voor nader onderzoek ten behoeve van de herijking van het bodemnormeringstelsel.

² Een bodemgevoelig gebouw is een gebouw of een gedeelte van een gebouw dat de bodem raakt en waar personen meer dan 2 uur per dag aaneengesloten aanwezig zijn.

1 Inleiding

Met de komst van de Omgevingswet is het Rijk terughoudend geweest met het aanpassen van de normen en toetsingsregels voor bodem en grondwater. De regels en normen die thans zijn opgenomen in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet zijn grotendeels beleidsneutraal overgezet uit de Regeling Bodemkwaliteit (Rbk) en de Circulaire Bodemsanering (2013). Daarmee wordt tevens invulling gegeven aan het uitgangspunt van gelijkwaardig beschermingsniveau in de Wet bodembescherming (Wbb) en Omgevingswet.

De wetenschappelijke kennis over chemische stoffen en de effecten van deze stoffen op mens en milieu is doorlopend aan veranderingen onderhevig. Het gevolg is dat, voor een aantal stoffen, de normwaarden niet volledig corresponderen met de actuele wetenschappelijke kennis over toxiciteit en het gedrag en de effecten van deze stoffen.

Het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (ministerie van IenW) heeft daarom aan het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) gevraagd de beschikbare kennis voor verontreinigingen in de bodem samen te brengen, te evalueren en deze ter beschikking te stellen.

Het normenkader voor bodem en grondwater (zoals opgenomen in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet) omvat vijf normen voor meer dan tweehonderd stoffen waarvan een deel voor normering is samengevoegd in somnormen. In de Rbk zijn ten behoeve van het hergebruik van grond en bagger vier normen voor grond en baggerspecie opgenomen (ook voor meer dan honderd stoffen en groepen van stoffen), dit nog afgezien van de normen voor de toepassing van bouwstoffen en grootschalige bodemtoepassingen³. Het mag duidelijk zijn dat een complete evaluatie, zoals voor een eerste tranche stoffen is uitgevoerd in 2001 (Lijzen et al., 2001) hier niet aan de orde is. Dit onderzoek betreft een beperkte evaluatie op basis van direct beschikbare kennis.

1.1 Doel en aanpak

Het onderzoek richt zich primair op het samenvatten van beschikbare kennis in relatie tot de Omgevingswet. Binnen dit project is daarom niet voorzien in nieuw onderzoek, bijvoorbeeld naar normering van nieuwe opkomende stoffen, gedrag en transport van stoffen en nieuwe risicoconcepten. Wel zal de 'vraagkant' worden meegenomen, oftewel wat hebben overheden voor de uitvoering van hun bodemtaken nodig?

In dit rapport wordt ook ingegaan op de achtergronden en duiding van de normen die zijn opgenomen in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet. Immers, de doelstelling van het gebruik van normen, het handelingsperspectief dat geldt bij toetsing aan een norm is op bepaalde punten anders dan onder de Wbb. Ook zijn de beschermingsdoelen en beschermingsniveaus die voor de verschillende

³ Er wordt gesproken van een grootschalige bodemtoepassing als er minimaal 5.000 m³ grond wordt toegepast met een minimale toepassingshoogte van 2 meter.

normen uit het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet gelden geëvalueerd. Waar gewenst is tevens ingegaan op de relatie die er is tussen de toetsing aan normen en de eventueel daarop volgende beoordeling van de bodemkwaliteit met instrumenten van de Risicotoolbox Bodem.

1.2 Vertrekpunt

De normen voor bodem (grond en grondwater) zijn reeds geruime tijd geleden afgeleid. Voor de eerste tranche stoffen werden de interventiewaarden voor het eerst opgenomen in de Circulaire interventiewaarden bodemsanering in 1994 (Ministerie van VROM, 1994). In de periode 1994-1999 werden interventiewaarden afgeleid voor tweede, derde en vierde tranche stoffen. In 2000 werd een overzicht van toentertijd beschikbare interventiewaarden bodemsanering en indicatieve niveaus voor ernstige bodemverontreiniging, inclusief bijbehorende streefwaarden vastgelegd in de Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering (Ministerie van VROM, 2000).

In de periode 1999-2001 zijn de eerste tranche interventiewaarden geëvalueerd. Dit heeft geleid tot herziening van gezondheidkundige grenswaarden (MTR en TCL), het blootstellingsmodel CSOIL, versie 2000, inclusief de parameterisatie van het model en inclusief een herziening van fysisch- en chemische stoffeigenschappen. De resultaten hebben geleid tot herziening van interventiewaarden (eerste tranche stoffen) voor de bodem in 2008. De resultaten waren ook de grondslag voor de afleiding van de maximale waarden bodemkwaliteit opgenomen in de Rbk (2007). De interventiewaarden voor grondwater zijn in die periode niet herzien ondanks dat er nieuwe voorstellen voor risicogrenswaarden beschikbaar waren. De laatst gepubliceerde circulaire bodemsanering is van 2013 (Staatscourant 2013 nr. 16675 27 juni 2013). Met deze circulaire zijn de interventiewaarden grond voor de drins-somwaarde, DDE en DDT aangepast vanwege onvoorziene ongewenste effecten op de uitvoering.

Verdere herziening van normwaarden heeft sinds 2013 niet plaatsgevonden. De normwaarden uit de circulaire bodemsanering van 2013 zijn zonder aanpassingen of wijzigingen opgenomen in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet. Daarmee kan vastgesteld worden dat de interventiewaarden bodemkwaliteit en voor grondwaterkwaliteit (laatste komt onder de Omgevingswet terug als signaleringsparameter) een wetenschappelijke basis hebben die meer dan twintig jaar geleden tot stand is gekomen. Dit op basis van toentertijd beschikbare technisch-wetenschappelijke kennis.

Het rapport gaat in op de onderbouwing van de voorstellen waaronder de beleidsmatige randvoorwaarden en beleidsmatige keuzes die de basis vormen voor de normen. Het rapport heeft het karakter van een naslagwerk.

1.3 Leeswijzer en inhoud van deze rapportage

Hoofdstuk 2 gaat in op de normen voor bodem en grondwater die zijn opgenomen in de Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet. Het betreft de interventiewaarde (IW) bodemkwaliteit, het humane Maximaal Toelaatbare Risiconiveau voor de mens (MTR_{humaaan}), de signaleringsparameter beoordeling grondwatersanering, de stoffenlijst toelaatbare kwaliteit bodem en de toxicologisch maximaal Toelaatbare Concentratie in Lucht (TCL) en de geurdrempel. De technisch-wetenschappelijke achtergronden worden kort toegelicht alsmede de duiding en werking van de normen in het kader van de Omgevingswet. In hoofdstuk 3 wordt verder ingegaan op de beschermingsdoelen en beschermingsniveaus bodem omgevingswet en het normstellingsproces. Hoofdstuk 4 gaat in de actualisatie van het blootstellingsmodel CSOIL en de evaluatie van enkele normstellingsregels. Vervolgens worden de normwaarden bodem voor een aantal 2^e tot 4^e tranche stoffen geëvalueerd alsmede een afwegingskader voor chloride en sulfaat, de evaluatie van de stoffenlijst en de bodemtypecorrectie. In hoofdstuk 5 wordt het bodem instrumentarium uit de Risicoolbox beschreven zoals het CSOIL-model, de module diffuus lood en Concrit.

Voor de leesbaarheid is een technisch-wetenschappelijke beschrijving van het onderliggende materiaal in de bijlagen opgenomen.

2 Normen bodem Omgevingswet

2.1 Achtergrond en herkomst normen bodem en grondwater

Tabel 1 geeft een overzicht van normen bodem en grondwater, het eerste moment van vaststelling en de inhoudelijke-wetenschappelijke herkomst, alsmede achterliggende meta-informatie.

De interventiewaarden voor bodemsanering (grond) is opgenomen in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet (ABB). De interventiewaarde grondwater komt terug in het ABB als de signaleringsparameters grondwaterkwaliteit. De normwaarden zijn overgenomen uit de Circulaire bodemsanering 2013 (Ministerie van IenW, 2013). De achtergrondwaarden en maximale waarden bodem blijven verankerd in de Regeling Bodemkwaliteit.

Er zijn enkele normen uit de Circulaire bodemsanering die niet terugkomen in het ABB en deze zijn daarmee niet van rijkswege vastgesteld. Dit betreft de streefwaarde grondwater (ondiep en diep) en de landelijke achtergrond concentratie grondwater. De indicatieve niveaus voor ernstige verontreiniging (uit de Circulaire bodemsanering 2013) zijn ook niet opgenomen in het ABB.

Tabel 1 Overzicht van type normen, moment van vaststelling en de productiedatum van basis gegevens.

Naam	Laatste vaststelling	Bron	Eerste vaststelling beleid	Inhoudelijke afleiding getalswaarde	Eerste inhoudelijke bron
Grondwater					
Streefwaarde (diep) grondwater	2013	Circulaire bodemsanering	2000	1991, 1992, 1995	Van den Hoop, 1995; Crommentuijn, 1997
Streefwaarde ondiep grondwater metalen	2013	Circulaire bodemsanering	1989	1989	Ministerie van VROM, 1991 (Milbowa)
Drempelwaarden	2015	BKMW, 2015	2009	2008, 2011	Verweij, 2008 De Nijs, 2011
Interventiewaarde grondwater (thans signaleringsparameter grondwater)	2013	Circulaire bodemsanering	1994-1998	1994-1998	Van de Berg, R. (1995 en 1997) Van den Berg, R. et al., (1994) Kreule, P. et al. (1995) Kreule, P. et al., (1998)

Naam	Laatste vaststelling	Bron	Eerste vaststelling beleid	Inhoudelijke afleiding getalswaarde	Eerste inhoudelijke bron
Bagger/bodem					
Interventiewaarde bodemsanering (grond), thans interventiewaarde bodemkwaliteit)	2013	Circulaire bodemsanering	2009	2001	Lijzen et al., 2001;
Achtergrondwaarde	2013	Bbk en Rbk	2008	2007	Lamé en Nieuwenhuis, 2007
MW Wonen en Industrie	2013	Bbk en Rbk	2008	2007	Dirven et al., 2007
Interventiewaarde waterbodem (bodem onder opp. Water) = Klasse B waterbodem	2013	BbK en Rbk	2008	1994/2008	Van de Berg en Roels, 1991; met enkele aanpassingen
Klasse A waterbodem	2013	Bbk en Rbk	2008	2005	CSO, 2005; Lamé et al., 2007
Emissiewaarde en emissietoetswaarde	2013	Bbk en Rbk	2008	2006	Verschoor et al., 2006

Naam	Laatste vaststelling	Bron	Eerste vaststelling beleid	Inhoudelijke afleiding getalswaarde	Eerste inhoudelijke bron
Gezondheidskundige grenswaarden					
Humane Maximaal Toelaatbare Risiconiveau	2013	Circulaire bodemsanering	1994-1998	2001	Baars et al., 2001
Toxicologisch maximaal Toelaatbare Concentratie in Lucht	2013	Circulaire bodemsanering	1994-1998	2001	Baars et al., 2001
Geurdrempel	2013	Circulaire bodemsanering	2013	2007	Otte et al., 2007

2.2 Overzicht van normen Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet

In het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet (ABB) zijn de volgende normen opgenomen:

- Interventiewaarde bodemkwaliteit (Bijlage IIA van het ABB);
- Het humane Maximaal Toelaatbare Risiconiveau (MTR_{humanaan}, Bijlage Vb).

- De signaleringsparameter beoordeling grondwatersanering (Bijlage Vd).
- De stoffenlijst Toelaatbare kwaliteit bodem (Bijlage XIIIa).
- De toxicologisch maximaal Toelaatbare Concentratie in Lucht, de TCL en de geurdrempel (Bijlage XIIIb).

In de volgende paragrafen wordt ingegaan op de grondslag van de normwaarde.

2.2.1 *Interventiewaarden bodemkwaliteit*

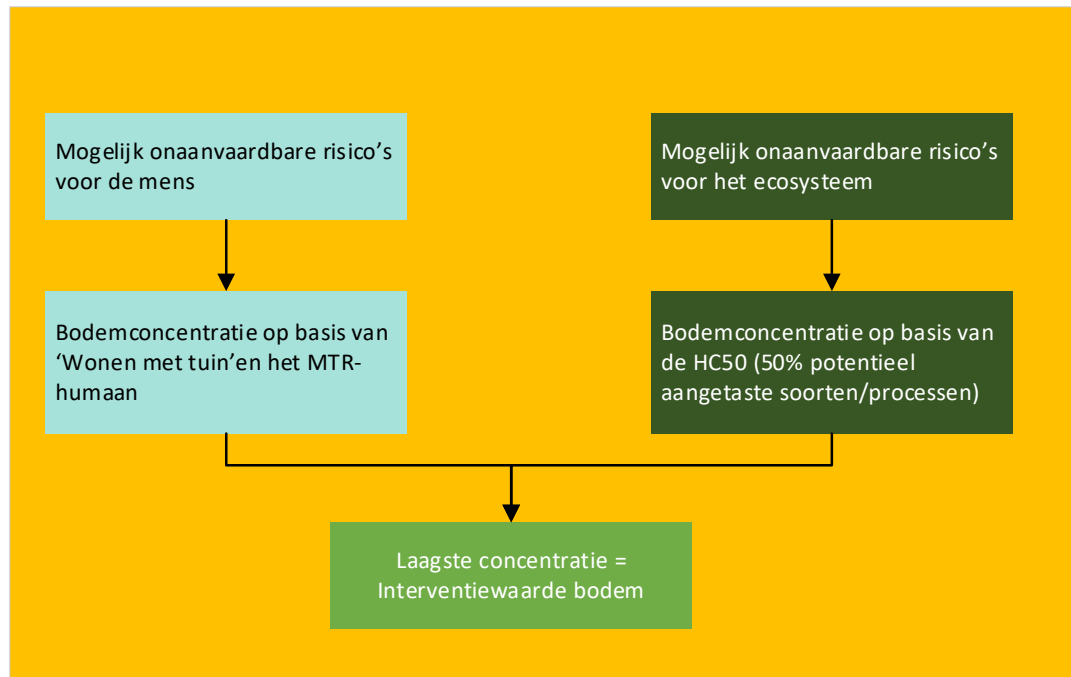
De interventiewaarden voor bodemkwaliteit markeren de grens waarboven sprake is van een 'ernstige' bodemverontreiniging en zijn tot de inwerkingtreding van de OW opgenomen in de Circulaire Bodemsanering 2013. Binnen de OW zijn de interventiewaarden opgenomen in Bijlage IIA van het Besluit activiteiten leefomgeving (BAL, Ministerie van IenW 2018a). De interventiewaarden geven de grens aan waarboven significante risico's voor mens, plant of dier, niet kunnen worden uitgesloten als gevolg van verontreiniging van de bodem. In het kader van de Wet bodembescherming werd dit risiconiveau wel aangeduid als 'onaanvaardbare risico's kunnen niet worden uitgesloten'. Het gaat daarbij om risico's voor mens en of plant en dier (of het ecosysteem). De interventiewaarden geven de grens aan voor de kwaliteit waaraan de bodem moet voldoen om een bodemgevoelig gebruik zoals wonen met tuin toe te laten, zonder dat er maatregelen nodig zijn.

De interventiewaarden zijn een dwingende beperking en gelden altijd, ongeacht de locatie. Deze waarde is nationaal vastgesteld. De gemeente kan ook een andere waarde voor de toelaatbare kwaliteit onder of boven de interventiewaarde bodemkwaliteit vastleggen, welke kan variëren per gebied en bodemgebruik. Hierbij mag de blootstelling van mensen niet boven het MTR_{humaan} uit komen (zie ook paragraaf 2.2.2). De gemeenteraad zal het gebruik van die andere waarde in het omgevingsplan moeten motiveren.

De interventiewaarde bodemkwaliteit heeft een onderbouwing gebaseerd op een (combinatie van) humane en ecologische risicogrenzen. De waarde wordt als volgt bepaald:

1. Voor de mens (humaan) wordt de risicogrens bepaald door de bodemconcentratie die bij het bodemgebruik 'wonen met tuin' leidt tot blootstelling gelijk aan het MTR_{humaan} . De situatie 'wonen met tuin' is een relatief gevoelige wijze van bodemgebruik, waarbij alle blootstellingsroutes (zoals consumptie van groente uit eigen tuin, directe inhalatie van gassen en huidcontact met de bodem) van toepassing zijn.
2. Voor het ecosysteem wordt de risicogrens bepaald door de bodemconcentratie die leidt tot een fractie van 50% potentieel aangetaste soorten of bodemprocessen ($HC50_{\text{eco}}$).

De laagste van de twee afgeleide bodemconcentraties, die voor de mens of die voor het ecosysteem wordt vervolgens voorgesteld als de interventiewaarde bodemkwaliteit (NOBO, 2008). Op basis van een beleidsafweging is nog een aanpassing van de waarde mogelijk. In Figuur 1 is dit proces schematisch weergegeven.



Figuur 1 Schematisch overzicht van de procedure voor de afleiding van risicogrenswaarden voor de mens en voor het ecosysteem. De laagste waarde wordt het voorstel voor interventiewaarden bodemkwaliteit (Lijzen et al., 2001 en NOBO, 2008).

2.2.2

Gezondheidskundige grenswaarden; MTR_{humaan} , TCL en geurdrempel

Het maximale toelaatbaar risiconiveau voor de mens (humaan) (MTR_{humaan}) is de gezondheidskundige grenswaarde die een in een omgevingsplan opgenomen waarde voor de bodemkwaliteit maximeert. Zo kan een hogere waarde dan de interventiewaarde worden vastgesteld mits de waarde niet leidt tot een levenslang gemiddelde blootstellingsniveau hoger dan het maximaal toelaatbaar risico humaan en het blootstellingsniveau van de concentraties in lucht of onaanvaardbare hinder door geuroverlast wordt uitgesloten. Dit beschermingsniveau is van rijkswege vastgesteld. Zie hiervoor ook hoofdstuk 3.

De methodiek voor de afleiding van interventiewaarden bodemkwaliteit garandeert dat het MTR_{humaan} voor bouwen op bodemgevoelige locaties niet wordt overschreden indien de bodemgehalten van verontreinigingen de interventiewaarden niet overschrijden. Dit geldt voor een standaard situatie gedefinieerd als 'Wonen met tuin'. In geval de bestemming gevoeliger is, bijvoorbeeld door het gebruik als moestuin of vanwege een hoge grondwaterstand, is een toetsing met de Risicoolbox module Concrit⁴ ook bij gehalten onder de interventiewaarde noodzakelijk.

⁴ De Risicoolbox Bodem voorziet met de module Concrit in de applicatie voor de beoordeling van risico's voor de mens bij het bouwen van een bodemgevoelig gebouw op verontreinigde grond. Een bodemgevoelig gebouw is een gebouw of een gedeelte van een gebouw dat de bodem raakt en waar personen meer dan 2 uur per dag aaneengesloten aanwezig zijn.

2.2.3 *Signaleringsparameter beoordeling grondwatersanering*

De signaleringsparameters voor grondwaterkwaliteit dienen als signaal voor het beoordelen van risico's van verspreiding van (historische) verontreiniging in het grondwater, van de noodzaak van curatieve maatregelen (saneren) en het type maatregel. Als signaleringsparameters grondwater wordt gebruik gemaakt van de bestaande interventiewaarden, zoals opgenomen in de Circulaire bodemsanering 2013. De signaleringsparameters zijn primair gericht op bescherming van de functionele eigenschappen die de bodem voor mens, plant of dier heeft. De signaleringsparameters geven de concentraties in het grondwater waaronder het grondwater geschikt is voor de meeste functies en er geen onaanvaardbare bedreigingen voor gezondheid en milieu zijn. Als de signaleringsparameters worden overschreden, dan is dat niet meer altijd het geval. Dit hangt af van de lokale situatie, zoals de functie van het grondwaterfunctie en het plaatselijk bodemgebruik.

Indien de grondwaterkwaliteit (een of meerdere van) deze signaleringsparameters overschrijdt, wordt beoordeeld of het treffen van een saneringsmaatregel noodzakelijk is ter bescherming van de functionele bodemeigenschappen voor mens, plant of dier. Die risicobeoordeling kan leiden tot de conclusie dat in het kader van beheer van grondwaterkwaliteit een grondwatersanering moet worden uitgevoerd. Een directe verplichting tot het nemen van saneringsmaatregelen bij overschrijding van de signaleringsparameters voor grondwaterkwaliteit is er niet.

2.2.4 *Stoffenlijst toelaatbare kwaliteit bodem*

In het ABB is de stoffenlijst opgenomen waarvoor gemeenten een waarde voor de toelaatbare kwaliteit bodem in het omgevingsplan moeten opnemen. De stoffenlijst is overgenomen uit de Regeling Bodemkwaliteit voor genormeerde stoffen. Wanneer er een vermoeden bestaat van de aanwezigheid van andere gezondheidsbedreigende stoffen, bijvoorbeeld vanwege historische bodembedreigende activiteiten, is het aan de gemeente om ook voor die andere stoffen een waarde in het omgevingsplan vast te stellen. De lijst is het minimum dat het Rijk voorschrijft en het behoort tot de decentrale bestuurlijke afwegingsruimte om keuzes te maken over eventuele aanvulling.

Paragraaf 4.7 gaat in op de oorsprong en achtergrond van deze stoffenlijst en in hoeverre deze vergelijkbaar is met de stoffenlijsten voor grond-, oppervlakte- en drinkwater.

3 Beschermingsdoelen en -niveaus bodem en grondwater Omgevingswet

Dit hoofdstuk gaat in op de vraag of het beschermingsniveau in het stelsel van de Omgevingswet, inclusief de Aanvullingswet bodem Omgevingswet en het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet, gelijkwaardig is met het beschermingsniveau in de Wet bodembescherming⁵. Deze vraag en evaluatie is in de aanloop naar het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet onderzocht maar relevant voor de duiding van normwaarden omgevingswet (dit rapport). Voorts wordt kort ingegaan op het normstellingsproces.

3.1 Het normstellingsproces

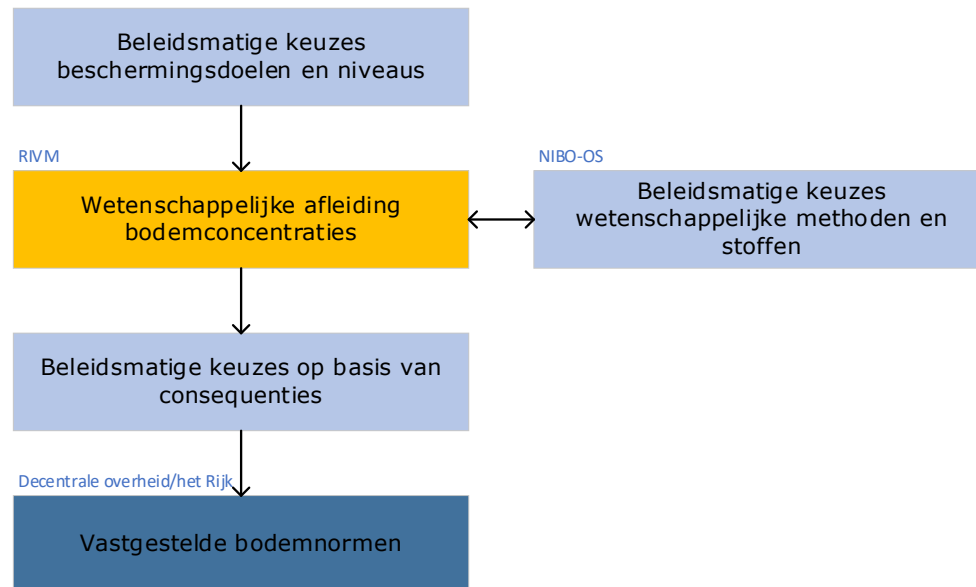
Het normstellingsproces bestaat uit verschillende stappen waarbij de basis ligt in een wetenschappelijk-inhoudelijke risico-gebaseerde benadering met vastgestelde procedures en methoden. Een aantal criteria is beleidsmatig vastgesteld. Deze betreffen met name de beschermdoelen en de beschermingsniveaus.

De verschillende stappen zijn gelijkwaardig aan het proces dat ten grondslag ligt aan de normen uit het besluit en de regeling bodemkwaliteit (2007) en zijn beschreven in het NOBO-rapport uit 2008. Sinds 2007 is dit proces niet wezenlijk veranderd met uitzondering van de advisering door de Technische Commissie Bodem (TCB) welke sinds 2016 grotendeels is afgebouwd, vooruitlopend op het opnemen van bodemregelgeving in de Omgevingswet.

De beleidsmatige keuzen zijn in algemene bewoordingen vastgelegd in wet- en regelgeving. Decentrale overheden kunnen deze (voor zover niet van Rijksweg vastgesteld), ook vastleggen in een omgevingsvisie. Een omgevingsvisie kan ambities bevatten op het gebied van de bodemkwaliteiten en de gewenste ontwikkelingen op en in de bodem, vaak in relatie tot maatschappelijke opgaves.

De afleiding van risicogrenswaarden bodemkwaliteit (stap 2) vindt plaats op basis van een risicobenadering voor mens, plant en dier. Aspecten als toxiciteit, persistentie en mobiliteit zijn belangrijk bij de risicobeoordeling en de opstelling van het advies voor een grens- of normwaarde. Vervolgens vindt een maatschappelijk- beleidsmatige afweging plaats (bijvoorbeeld op basis van een consequentie-analyse) waarna een norm kan worden vastgesteld (stappen 3 en 4). In Figuur 2 is het proces schematisch weergegeven.

⁵ Deze evaluatie is op verzoek van het Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat uitgevoerd op 1 juli 2019 (M. Rutgers en P.F. Otte, 1-juli 2019. Ex ante evaluatie gelijkwaardige bescherming voor de bodem in het stelsel van de Omgevingswet).



Figuur 2 Overzicht proces normstelling.

In het NOBO- rapport (2007) zijn de details van het normstellingsproces en de onderbouwing van de wetenschappelijke afleiding van risicogrenswaarden beschreven. Deze werkwijze wordt anno 2022 nog gevolgd. Paragraaf 3.2 van dit rapport gaat in op de beschermingsdoelen en -niveaus bodem Omgevingswet.

3.2 Evaluatie beschermingsniveau bodem Omgevingswet

De memorie van toelichting bij de Aanvullingswet bodem Omgevingswet geeft aan dat het uitgangspunt gelijkwaardig is aan het niveau van bescherming van gezondheid, veiligheid en omgevingskwaliteit uit de Wet bodembescherming (Wbb).

Het begrip 'gelijkwaardigheid' is getoetst aan drie elementen van het bodembeleid: 1. Het beschermdoel (meerdere eindpunten), 2. Het niveau van bescherming per beschermdoel, en 3. De invulling van het voorzorgsbeginsel.

De gemaakte stelselkeuzes gaan uit van een verdere decentralisatie van het bodembeleid. Het bereiken van de doelen voor de kwaliteit van het bodem-watersysteem, en in breder verband de kwaliteit van de fysieke leefomgeving, wordt daardoor mede afhankelijk van de keuzes die decentraal worden gemaakt in het hoofdspoor van de Omgevingswet (van omgevingsvisie in diverse stappen naar projectbesluit).

Ook voor de uitvoeringspraktijk wordt bij bepaalde activiteiten meer ruimte geboden aan decentrale overheden om, binnen de instructieregels van het rijk, beschermdoelen en -niveaus aan te passen en de daarmee samenhangende normen en regels te gebruiken.

Daarnaast wordt de samenhang tussen het beheer van bodem-, grondwater- en waterkwaliteit groter, men spreekt immers van het beheer van het bodem-watersysteem.

Vanwege de transitie van een thematische, door het Rijk vastgestelde sectorale regelgeving, naar een integrale systeembenadering met de

betrokkenheid van meerdere overheden, burgers en bedrijven, neemt de complexiteit van de uitvoering toe. Daardoor is de kwaliteit van de uitvoering medebepalend of een gelijkwaardig beschermingsniveau van mens, plant en dier in de praktijk gehaald zal worden voor het bodem- en watersysteem.

Om een uitspraak te kunnen doen over de haalbaarheid van het gelijkwaardig beschermingsniveau in het stelsel van de Omgevingswet, zijn de Aanvullingswet bodem en het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet (versie Internetconsultatie 2018) getoetst aan dit uitgangspunt, op de volgende onderdelen:

- De onderdelen die in het 'overgangsrecht' en in de 'bruidsschat' (zie kader) worden benoemd, behouden dezelfde uitgangspunten als die in de Wet bodembescherming (Wbb). Dit betreft onder meer het handhaven van alle bestaande beschikkingen en de regels voor het graven boven de interventiewaarde bodemkwaliteit maar onder een bodemvolume van 25 m³.

De bruidsschat is het pakket van rijksregels, dat geldig was voor invoering van de Omgevingswet. Dit pakket wordt bij invoering van de omgevingswet toegevoegd aan het gemeentelijke omgevingsplan en waterschapsverordening. Hiermee wordt voorkomen dat regels vervallen voordat er nieuwe regels zijn opgesteld. Na het in werking gaan van de omgevingswet hebben gemeenten en waterschappen de bevoegdheid om rijksregels te schrappen of aan te passen met dien verstande dat zij voldoen aan de instructieregels van rijk en provincie.

- Het Besluit activiteiten leefomgeving (BAL) beschrijft de bescherming voor van mens en ecosysteem via het ABB voor een aantal milieubelastende activiteiten. Maatwerk zal via de omgevingsvisie en andere instrumenten geoperationaliseerd worden.
- In het ABB, onderdeel Besluit Kwaliteit Leefomgeving (BKL, Ministerie van IenW 2018b) worden van rijkswege eisen gesteld aan bescherming van de mens in relatie tot het bouwen van bodemgevoelige gebouwen (zoals woningen). Hiervoor geldt dat de levenslang gemiddelde blootstelling het humane Maximaal Toelaatbare Risiconiveau (MTR_{humanaan}) niet zal overschrijden. Het beschermingsniveau vastgelegd in het ABB wordt hiermee gelijk aan het beschermingsniveau in de Wbb. De MTR_{humanaan}-waarden worden opgenomen in het ABB.
- De zogenoemde 'toevalsvondst' is een aanvullende voorziening van het Rijk in de Omgevingswet (OW) met het oogpunt om de mens te beschermen. Decentrale overheden kunnen in die gevallen de bescherming van het ecosysteem een plek geven via de omgevingsvisie en het omgevingsplan.
- Ook is er een meldingsplicht ingesteld bij graven boven een volume van 25 m³ bij waarden lager dan de interventiewaarde bodemkwaliteit. Deze melding moet worden gedaan bij het bevoegde gezag.
- Opname van de 'bruidsschat'. Belangrijk zijn in dit verband de regels die zorgen voor behoud van bestaande beschikkingen 'ernst' en de melding van graven onder een volume van 25 m³ boven de interventiewaarde (IW) bodemkwaliteit (in een bekend

saneringsgeval dan wel in nota bodembeheer aangemerkte locaties).

- De interventiewaarden (IW) voor grondwater uit de Circulaire bodemsanering 2013 komen als signaleringsparameter beoordeling grondwatersanering terug in het Besluit Kwaliteit Leefomgeving (BKL). De signaleringsparameters fungeren als indicatoren voor de beoordeling van de lokale grondwaterkwaliteit. Indien de signaleringsparameter wordt overschreden dient het bevoegd gezag te beoordelen of een maatregel noodzakelijk is. Hiermee biedt de signaleringsparameter in de OW eenzelfde beschermingsniveau als de interventiewaarde (IW) grondwater in de Wbb.

Een nadere uitwerking van het principe van gelijkwaardige beschermingsniveaus in de stelselherziening wordt voor de drie onderliggende aspecten hieronder gegeven. De uitwerking betreft de beschermingsdoelen, de beschermingsniveaus en het voorzorgsbeginsel:

1. Beschermdoel (meerdere eindpunten)

Net als in de Wbb worden ook in de ABB de twee beschermdoelen benoemd, namelijk 'mens' en 'ecosysteem'.

Voor beide eindpunten uit het normenkader biedt de ABB, samen met het hoofdspoor in de OW, mogelijkheden om een gelijkwaardig beschermingsniveau te realiseren met dien verstande dat:

- a) Er een verschuiving optreedt van taken en bevoegdheden van het Rijk naar de decentrale overheden.
- b) Aan bescherming van de mens worden door het Rijk minimum eisen gesteld. Dit is uitgewerkt voor activiteiten, toevalsvondsten en ongewone voorvallen.
- c) Bescherming van het ecosysteem kan beleidsarm worden opgenomen door decentrale overheden (via het hoofdspoor: Omgevingsvisie en Omgevingsplan).

Beide beschermingsdoelen – mens en ecosysteem – zijn in het generieke normenkader (interventiewaarde bodemkwaliteit, signaleringsparameter grondwater en de maximale waarden voor de bodemfunctieklassen) geoperationaliseerd.

Voor de twee milieucompartimenten bodem en grondwater geldt daarmee het volgende:

- d) Voor het compartiment bodem stelt het Rijk een set minimum eisen op via de Aanvullingswet bodem en de decentrale overheden vullen dit aan.
- e) Voor het compartiment grondwater wordt de uitwerking overgelaten aan de decentrale overheden in het hoofdspoor van de Omgevingswet, met inachtneming van verplichtingen en de regels die vanuit de EU Kaderrichtlijn water en de Grondwaterrichtlijn gesteld worden.

De Wbb bevat een derde beoordelingsaspect, namelijk het risico op verspreiding van mobiele verontreinigingen. Met de beoordeling van de risico's van verspreiding en daarmee samenhangende maatregelen kunnen kwetsbare objecten, waaronder drinkwaterputten, worden beschermd. Voor de beoordeling kan gebruik worden gemaakt van de

Risicotoolbox Grondwater (Swartjes et al., 2022). De grondslagen van de beoordeling zijn dezelfde als van de Wbb.

2. Beschermingsniveau (per eindpunt)

De Aanvullingswet bodem biedt het kader, maar bevat geen uitwerking voor kwantitatieve invulling van het niveau van bescherming in de toepassingspraktijk. Daarvoor dient het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet geraadpleegd te worden. De normwaarden voor de bodemkwaliteit zoals opgenomen in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet en de waarden uit het Besluit bodemkwaliteit (Bbk) waar in het Aanvullingsbesluit naar wordt verwezen, behouden dezelfde getalsmatige uitwerking, en worden deels ook onder gelijke omstandigheden toegepast. De interventiewaarde bodemkwaliteit, de maximale waarde per bodemfunctieklasse en de signaleringsparameter beoordeling grondwatersanering blijven belangrijke instrumenten. Bevoegde overheden krijgen meer ruimte om deze waarden toe te snijden op de lokale situatie met dien verstande dat aan het door het Rijk gestelde minimum beschermingsniveau voor de mens (het MTR_{humaan}) moet worden voldaan. De waarden voor het MTR_{humaan} zijn opgenomen in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet.

Voor de bescherming van het ecosysteem kunnen decentrale overheden de regels voor de bescherming via de 'bruidsschat' regeling (het pakket van rijksregels, dat geldig was voor invoering van de Omgevingswet) invullen waardoor het beschermingsniveau hetzelfde blijft.

3. Voorzorgbeginsel (omgaan met onzekerheid)

Toepassing van het voorzorgbeginsel regelt hoe er op een verantwoorde manier met onzekerheid in de beoordeling van de risico's van bodemverontreiniging wordt omgegaan. Het voorzorgsbeginsel is met betrekking tot de getalsmatige afleiding van normwaarden voor bodemverontreiniging onveranderd, zoals uit de Aanvullingswet en het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet blijkt. Bijvoorbeeld, voor de afleiding van de interventiewaarde bodemkwaliteit wordt de systematiek van de Wbb gehandhaafd.

Bij de uitvoeringspraktijk onder de Omgevingswet wordt wel meer ruimte geboden aan decentrale overheden om normen, bij verschillende activiteiten, toe te passen waardoor er een kans bestaat dat het voorzorgsbeginsel onbedoeld minder geborgd is, dan onder de Wbb. Voorbeelden zijn het centraal stellen van humane gezondheid in plaats van het eerder gehanteerde 'geval van ernstige bodemverontreiniging, het laten vervallen van het onderscheid tussen mobiele en immobiele stoffen, en het ruimere criterium om bagger op aangrenzende percelen te verspreiden. Voor een deel komen daar andere regels voor terug, zoals voor milieubelastende activiteiten (onder meer het BAL).

Het totale effect van de stelselwijziging voor bodem op de effectiviteit van de toepassing van het voorzorgsbeginsel is vanwege de wijzigingen in de beleidsstructuur moeilijk vooraf in te schatten.

In de Omgevingswet wordt het voorzorgsbeginsel gepositioneerd als één van de bepalende beginselen onder het omgevingsbeleid, naast die van preventief handelen, bestrijding aan de bron, de vervuiler betaalt, best

beschikbare technieken en de toepassing van stand-still. De Omgevingswet en de bijbehorende uitvoeringsregelgeving geven uitdrukking aan deze beginselen zonder dat de beginselen zelf deel uitmaken van de regels of concreet worden gemaakt. De invulling van het voorzorgbeginsel zal dus ten dele worden bepaald door de bevoegde overheid en haar diensten.

Conclusie

Het beschermingsniveau van de huidige Wbb bij bodemverontreiniging zal in het stelsel van de Omgevingswet, inclusief Aanvullingswetten en –besluiten, gehandhaafd blijven. Dit uitgangspunt is toegelicht door de staatssecretaris van IenW, S. van Veldhoven-van der Meer in het Kamerstuk 34864/6 van 1 november 2018.

Het RIVM heeft dit uitgangspunt aan de hand van drie elementen van het bodembeleid geanalyseerd, namelijk de beschermdoelen, het niveau van de bescherming per beschermdoel, en de invulling van het voorzorgsbeginsel. We concluderen dat aan het uitgangspunt van een gelijkwaardig beschermingsniveau in principe wordt voldaan, maar dat de kwaliteit van de uitvoering en de ambities van decentrale overheden hierbij medebepalend zijn. Tevens beïnvloedt de stelselwijziging de uitwerking van het voorzorgsbeginsel, omdat de uitvoering van milieubeleid en het beheer anders is georganiseerd. Dit maakt de evaluatie voor de uitwerking van het voorzorgsbeginsel onzeker.

4 Evaluatie normwaarden bodemkwaliteit

De evaluatie normwaarden bodemkwaliteit betreft de volgende aspecten en richt zich vooral op de interventiewaarde welke is opgenomen in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet:

- evaluatie en actualisatie blootstellingsmodel CSOIL;
- ontwikkelingen afleiding gezondheidkundige grenswaarden, MTR_{humaan} en TCL;
- evaluatie enkele risicobepalende aspecten en randvoorwaarden;
- evaluatie normstelling 2^e, 3^e, en 4^e tranche stoffen.

In hoofdstuk 2 is toegelicht dat de interventiewaarden bodemkwaliteit de grens aangeven van concentraties aan verontreinigingen waar boven onaanvaardbare risico's voor mens, plant en dier niet kunnen worden uitgesloten.

De procedure voor de afleiding van de verschillende grenswaarden (grenswaarden humaan en ecologie) is beschreven in paragraaf 3.1, Figuur 2. De interventiewaarde is gebaseerd op een standaard situatie en voor een standaard bodemgebruik 'wonen met tuin'. Voor niet standaard situaties (gevoelige bodemfunctie, hoge grondwaterstand) wordt aanbevolen ook bij een verontreiniging onder interventiewaarde een beoordeling uit te voeren met de Risicotoolbox Bodem. Daarmee kan ook het risico van blootstelling aan meerdere stoffen worden beoordeeld. Daarom heeft de interventiewaarde naast een grenswaarde voor bouwen op verontreinigde grond ook de functie van een 'triggerwaarde' voor nader onderzoek.

De evaluatie betreft voor de afleiding van de risicogrens humaan op interventiewaarde niveau het blootstellingsmodel CSOIL (paragraaf 4.1). Daarnaast zijn enkele aanvullende risicobepalende aspecten voor alle stoffen kort geëvalueerd (paragraaf 4.3).

Specifiek is voor een aantal 2^e, 3^e en 4^e tranche stoffen de evaluatie uitgevoerd voor:

- de gezondheidkundige grenswaarden, het MTR_{humaan} en de TCL;
- de fysisch-chemische stofs specifieke parameterwaarden.

Voor de ecologische grenswaarde:

- de HC50 voor soorten en processen.

Indien informatie voor één of meerdere aspecten ontbreekt of als kwalitatief onvoldoende wordt beoordeeld (resulterend in een grote onzekerheid van de resulterende waarde) wordt geadviseerd om een indicatief niveau vast te stellen. De Indicatieve Niveaus voor Ernstige Verontreiniging (INEV's, Circulaire bodemsanering, 2013) zijn beschikbaar in het normenzoekstelsel op de website van het RIVM: <https://rvs.rivm.nl/normen>.

Indicatieve Niveaus voor Ernstige Verontreiniging (INEV's) worden met dezelfde methodiek afgeleid als interventiewaarden. De indicatieve niveaus hebben echter een grotere mate van onzekerheid dan de

interventiewaarden en daarom is de status van de indicatieve niveaus niet gelijk gesteld aan de status van de interventiewaarde (zie voor een toelichting de Circulaire bodemsanering, 2013). In het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet zijn de indicatieve niveaus niet opgenomen en wordt hiervoor verwezen naar de eerder genoemde website risico's van stoffen. INEV's fungeren in de uitvoeringspraktijk veelal als een interventiewaarde. Deze indicatieve niveaus voor ernstige verontreiniging kunnen dus net als interventiewaarden gebruikt worden om de ernst van een bodemverontreiniging te beoordelen.

4.1 Actualisatie blootstellingsmodel CSOIL

Het CSOIL model neemt een belangrijke plaats in voor de vaststelling van de risicogrenswaarde voor de mens, onderdeel van de interventiewaarde bodem en de maximale waarden bodemkwaliteit. Het model maakt ook onderdeel uit van de Risicoolbox Bodem.

Met het blootstellingsmodel CSOIL wordt berekend in welke mate mensen gedurende hun hele leven blootstaan aan stoffen die zich in de bodem bevinden. Door toetsing aan een gezondheidkundige grenswaarde (het $MTR_{\text{hu\text{ma}an}}$) (zie paragraaf 4.2) kan worden beoordeeld in hoeverre de blootstelling kan leiden tot onaanvaardbare risico's⁶. Ook kan met het CSOIL-model de uiterste risicogrenswaarde in de bodem voor de mens worden bepaald. Dat is mogelijk voor verschillende bodemfuncties en -gebruik.

Het RIVM heeft het CSOIL-model, dat in 1995 is ontwikkeld, in 2000 herzien (CSOIL2000). Onlangs is het CSOIL-model opnieuw geactualiseerd (CSOIL2020). Deze nieuwe versie wordt ingezet voor diverse beoordelingsmodules van de Risicoolbox Bodem. In het rapport 'CSOIL2020: Exposure model for human health risk assessment through contaminated soil. Technical description' (Van Breemen, 2020), wordt een gedetailleerde beschrijving van CSOIL2020 gegeven, inclusief een verantwoording van de aanpassingen.

De actualisatie van CSOIL2020 betreft de herprogrammering van CSOIL2000 voor gebruik in de huidige ICT besturingssystemen, uitbreiding van functionaliteit en actualisatie van de invoergegevens (model formularium) voor enkele blootstellingsroutes zoals consumptie van groenten uit eigen tuin, permeatie in drinkwater(leidingen), dermale blootstelling en blootstelling door inademing dampen (douchen en baden). Deze laatste actualisaties leiden, in vergelijking met de grenswaarden voor onaanvaardbare gezondheidsrisico's op basis van CSOIL2000, voor een aantal stoffen tot andere grenswaarden voor de mens. Voor de meeste stoffen gaat het om een relatief beperkte verhoging van de humane risicogrenswaarde. Afhankelijk van de stof gaat het om een percentage tot 20% voor enkele metalen tot minder dan 5% voor organische contaminanten. Met de actualisatie van CSOIL is het blootstellingsmodel weer up-to-date. Belangrijk is dat met de herprogrammering, het model gebruikt kan worden binnen de huidige ICT-structuur van de Risicoolbox Bodem.

⁶ Er is sprake van een onaanvaardbaar risico wanneer de levenslang gemiddelde blootstelling hoger is dan het $MTR_{\text{hu\text{ma}an}}$ en/of dat de binnenlucht concentratie hoger is dan de TCL.

Voor dit onderzoek (in het kader van een actualisatie normwaarden) is de interventiewaarde bodemkwaliteit (Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet) vergeleken met de risicogrenswaarde humaan berekend met het model CSOIL2020 (Bijlage 3). Hiermee wordt inzicht gegeven in de ruimte die er is tussen de interventiewaarde en de risicogrens humaan. Voor een aantal stoffen ligt de risicogrenswaarde humaan op een aanzienlijk hoger niveau dan de interventiewaarde en de ecologische risicogrenswaarde. Dit laat zien dat de hoogte van de interventiewaarde voor veel stoffen bepaald wordt door ecologische risico's en dat humane risico's dan nagenoeg niet aan de orde zijn. Voor deze stoffen geldt evenwel dat het onverstandig is om zonder nadere toetsing de toelaatbare waarde voor bouwen op een dergelijk hoog niveau vast te stellen, omdat schadelijke effecten op ecologie kunnen optreden en het risico bestaat van ongewenste opvulling van normenwaarden. Voorgesteld wordt de grenswaarden te maximeren op een maatschappelijk aanvaardbaar niveau. Ecologische risicogrenzen kunnen daarvoor richtinggevend zijn.

4.1.1 *Toelichting vaststellen toelaatbare waarde wonen en ecologische risico's*
 Bij het vaststellen van de interventiewaarde is de laagste waarde van humane risico's en ecologische risico's bepalend voor de hoogte. Voor te nemen maatregelen vindt een afweging plaats op basis van beide beschermdoelen, gezondheid én milieu. In de Omgevingswet is een verplichte instructieregel opgenomen waarmee het Rijk wil voorkomen dat er gebouwd wordt op locaties, waardoor onaanvaardbare risico's voor de gezondheid van de mens kunnen ontstaan. Gemeenten hebben op grond van deze instructieregel de verplichting er voor te zorgen dat onaanvaardbare risico's voor de gezondheid in verband met het gebruik van de bodem worden uitgesloten.

Er is sprake van een onaanvaardbaar risico wanneer de levenslang gemiddelde blootstelling van een stof (of van stoffen) leidt tot overschrijding van het maximaal toelaatbaar risico voor de mens (MTR_{humaan}). Dit zal het geval zijn indien de risicogrenswaarde humaan wordt overschreden.

Wat de ecologische risico's betreft, is er van rijkswege geen verplichting gesteld. Vanuit dit vertrekpunt is bijvoorbeeld alleen de humane risicogrenswaarde de uiterste grens voor bouwen op verontreinigde grond. Uiteraard kan het bevoegd gezag een lagere waarde vaststellen, wat ook veelal verstandig is, bijvoorbeeld op basis van de actuele bodemkwaliteit en/of doelstellingen voor de ecologische kwaliteit voor een bepaald gebied.

In Bijlage 3, zijn de uiterste risicogrenzen voor de mens berekend met CSOIL2020, met CSOIL2000 en de ecologische grenswaarde op basis van HC50⁷. De humane risicogrenswaarde welke, samen met de ecologische grenswaarden, ten grondslag liggen aan de huidige interventiewaarden kunnen verschillen met de waarden die zijn berekend met de geactualiseerde versie van CSOIL2020.

⁷ In deze vergelijking is nog geen rekening gehouden met de evaluatie tweede, derde en vierde tranche stoffen uit Brand et al., 2012 waarbij voor enkele stoffen de MTRs zijn herzien. Zie hiervoor ook paragraaf 4.4 van deze rapportage.

4.2 Ontwikkelingen afleiding gezondheidkundige grenswaarden

In het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet zijn gezondheidkundige grenswaarden opgenomen, Maximaal Toelaatbare Risiconiveau voor de mens (MTR_{humaaan}) en maximaal Toelaatbare Concentratie in Lucht (TCL).

Op basis van deze waarde worden gemeenten in staat gesteld een toelaatbare kwaliteit voor bouwen op verontreinigde bodem vast te stellen en op te nemen in het omgevingsplan.

De MTR_{humaaan} -waarden en de TCL-waarden zijn gebaseerd op gezondheidkundige grenswaarden (GGWn) welke internationaal (Europees) of nationaal (door RIVM) worden afgeleid op basis van (inter)nationale studies en conform wetenschappelijk geaccepteerde methoden. GGWn worden gebruikt voor de beoordeling van risico's van stoffen en voor de normstelling van stoffen voor verschillende milieucompartimenten zoals voor bodem, water, lucht en voedsel. GGWn en daarop gebaseerde milieu-risicogrenzen hebben geen wettelijke status, maar vormen dus wel de basis voor het vaststellen van wettelijke normen in diverse Europese en nationale stoffen- en beleidskaders. Op basis van GGWn kan, na een brede beleidsmatige afweging, een MTR_{humaaan} en TCL worden vastgesteld in wet- en regelgeving.

De methodiek voor de afleiding van de MTR_{humaaan} -waarden is gerapporteerd in diverse RIVM-rapporten in de periode 1991-2001. Tijdens de evaluatie interventiewaarden bodem en grondwater is voor een groot aantal stoffen uit de huidige stoffenlijst de MTRwaarde geëvalueerd en vervolgens is een advies voor herziening neergelegd (Baars et al., 2001). Deze waarden zijn vervolgens opgenomen in de Circulaire bodemsanering (laatste versie is van 2013) en later overgenomen in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet (Bijlage Vb, Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet). Voor een beperkte set stoffen (tweede, derde en vierde tranche) zijn nieuwe evaluaties gedaan in de periode 2007-2012 maar deze evaluaties zijn door het beleid niet overgenomen en hebben niet geleid tot bijstelling van de MTR-waarden zoals opgenomen in de Circulaire bodemsanering.

4.2.1 *Nieuwe wetenschappelijke inzichten: deterministisch versus probabilistisch*

Het gebruik van de GGWn en vastgestelde MTR- en TCL-waarden voor de beoordeling van risico's staat op dit moment beleidsmatig niet ter discussie. Wel zijn er nieuwe wetenschappelijke inzichten en alternatieven voor de methodiek om GGWn af te leiden.

De methode voor de afleiding van de huidige MTR-waarden (Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet) wordt gekenschetst als een deterministische methodiek. De methode gaat uit van het gebruik van een set van vaste 'assessment factors (AF)' om rekening te houden met inter- en intrasoorten verschillen alsmede de interpretatie van subchronische effecten naar chronische effecten. Een intraspecies factor wordt toegepast voor de vertaling van de effecten binnen één soort organisme, omdat individuele organismen anders kunnen reageren. Een interspecies-factor wordt toegepast voor de vertaling van effecten tussen verschillende soorten, bijvoorbeeld van ratten naar de mens.

Naarmate er minder wetenschappelijke informatie beschikbaar is, neemt de onzekerheid toe en als gevolg daarvan ook de gehanteerde AF. Hierdoor wordt de gezondheidkundige risicogrens lager.

Naast een deterministische afleiding kunnen GGWn ook worden afgeleid met een probabilistische methodiek, een alternatieve methode om GGWn af te leiden en gebaseerd op nieuwe wetenschappelijke inzichten. In 2017 werd daarvoor een guidance-document gepubliceerd (WHO, 2017). De nieuwe WHO-guidance gaat uit van probabilistische benadering van onzekerheden zonder vaste onzekerheidsfactoren (zoals bij de deterministische methode). Volgens deze methode wordt de onzekerheid in de afleiding van een MTR-waarden voor de diverse extrapolatiestappen niet met één getalswaarde uitgedrukt maar met een (lognormale) verdeling van waarden, die op probabilistische wijze (door Monte Carlo simulatie of een vergelijkbare methode) worden gecombineerd. Toepassing van deze methode leidt tot een onzekerheidsverdeling van uitkomsten, waaruit vervolgens een waarde gekozen kan worden passend bij het gewenste beschermingsniveau (een bepaalde percentielwaarde). De meerwaarde van deze methode is een betere wetenschappelijke risico-karakterisering en een beter inzicht in de onzekerheid van de afgeleide gezondheidkundige referentiewaarde.

4.2.2 *Verkenning voor een viertal stoffen*

In het bijlagerapport, Bijlage 1 (Ontwikkelingen methodiek afleiding gezondheidkundige grenswaarden (GGWn)) wordt een beschrijving van beide methoden gegeven en is voor een viertal stoffen een GGW afgeleid volgens de deterministische en de probabilistische methode. Hiermee wordt een inhoudelijke bijdrage geleverd aan het inzicht in de toepassing en evaluatie van GGWn en de afweging voor en mogelijkheden van actualisatie van MTR_{humanaan}- en TCL-waarden ten behoeve van de uitvoering van het bodembeleid. In Tabel 2 is een vergelijking gemaakt van de uitkomsten.

Tabel 2 Vergelijking Gezondheidskundige grenswaarden (GGWn). Gegeven zijn de huidige MTR_{humaan} (ABB, 2020) en de geëvalueerde voorstellen volgens de deterministische methode en de probabilistische methoden.

Stof	Gezondheidskundige grenswaarde voor orale inname die overeen komt met het niveau van MTR_{humaan} ($\mu\text{g}/\text{kg l.g./dag}$)		
	MTR_{humaan} conform ABB (2020)	Voorstel conform deterministische methode	Voorstel conform probabilistische methode
Antimoon	0,9	6	13
Ethylbenzeen	100	50	80
Tolueen	223	212	180
Vinylchloride	0,6	0,6 ¹	0,57 *10 ⁻³
Stof	Gezondheidskundige grenswaarde inhalatoir die overeen komt met de toxicologisch maximaal Toelaatbare Concentratie in Lucht (TCL) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		
	TCL conform ABB (2020)	Voorstel conform deterministische methode	Voorstel conform probabilistische methode
Antimoon	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
Ethylbenzeen	770	770	800
Tolueen	400	400	3500
Vinylchloride	3,6	3,6	2

1 Waarde is afkomstig uit Baars et al., (2001). Bij de evaluatie van deze waarde is een mogelijke onvolkomenheid geconstateerd, wat mogelijk resulteert in een te conservatieve waarde.

De GGWn zijn in het kader van dit onderzoek bepaald op basis van de meest recente wetenschappelijke inzichten (zie voor de beschrijving van de afleiding Bijlage 1).

Antimoon

In 2009 is door RIVM (Tiesjema en Baars, 2009) een TDI van 6 $\mu\text{g}/\text{kg l.g./dag}$ afgeleid. Deze GGW heeft toentertijd niet geleid tot aanpassing van het de MTR_{humaan} waarde in de Circulaire bodemsanering (2013). Deze waarde is in 2012, voor de evaluatie van de interventiewaarde tweede, derde en vierde tranche stoffen (Brand et al., 2012) gebruikt voor de afleiding van een voorstel voor een herziene interventiewaarde. Ook dit voorstel heeft niet geleid tot aanpassing van de waarden die zijn opgenomen in de Circulaire bodemsanering (2013). Op basis van deze nieuwe evaluatie is er, op basis van de deterministische methode, geen reden de MTR -waarde uit 2009 te herzien. Volgens de probabilistische methode wordt een waarde van 13 $\mu\text{g}/\text{kg l.g./dag}$ vastgesteld. Vanuit wetenschappelijk perspectief liggen deze waarde in dezelfde orde van grootte. Omdat antimoon, zoals de meeste metalen, niet vluchtig is wordt er geen GGW-waarde voor inhalatie afgeleid.

Ethylbenzeen

De GGW voor ethylbenzeen voor orale blootstelling die overeenkomt met het MTR_{humaan} kan op basis van de evaluatie enigszins naar beneden worden bijgesteld. De verschillen zijn echter niet groot. De evaluatie van de GGW die overeen komt met de Toxicologisch Maximaal Toelaatbare Concentratie in Lucht (TCL) biedt geen reden voor aanpassing. Alle afgeleide waarden liggen nagenoeg op hetzelfde niveau.

Tolueen

De evaluatie van de GGW voor orale blootstelling die overeenkomt met het MTR_{humaaan} wijst uit dat de verschillen klein zijn tussen de vigerende waarde en de waarden op basis van de beide methoden.

De GGW-inhalatoir is op basis van de deterministische methode dezelfde als de vigerende TCL-waarde zoals opgenomen in het ABB. Wanneer echter de probabilistische methode voor de afleiding wordt toegepast, wordt een meer dan achtmaal soepelere waarde afgeleid. Een verklaring, anders dan op basis van verschil in methodiek, moet nader worden onderzocht. Genoemde onzekerheden die bijdragen aan de probabilistische GGW zijn de intraspecies extrapolatie en de extrapolatie van het 10% tumorincidentie naar 10^{-4} tumorincidentie (MTR-niveau).

Vinylchloride

Voor vinylchloride is de GGW-inhalatoir voor de normstelling de bepalende grenswaarde. Vinylchloride is een zeer vluchtige verbinding waardoor de blootstelling via inhalatie bepalend is voor het risico. De evaluatie bevestigt de vigerende waarde zoals thans opgenomen in het ABB. Als de waarde wordt afgeleid volgens de probabilistische methode valt de GGW iets lager uit. De voornaamste onzekerheid in de probabilistische GGW zit in de intraspecies-extrapolatie. Voor orale blootstelling is de GGW volgens de probabilistische methodiek een factor 1000 lager. Een verklaring voor dit verschil is een onvolkomenheid in de afleiding van de deterministische waarde (foutieve sommatie van het effect op een organisme), wat mogelijk resulteert in een te conservatieve waarde.

4.2.3

Conclusie en aanbeveling

De gezondheidkundige grenswaarden (MTR_{humaaan} en TCL) opgenomen in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet zijn voor de meeste stoffen afgeleid in 2001 in het kader van de Evaluatie interventiewaarden volgens de deterministische methode (Baars et al., 2001). Voor stoffen uit de tweede, derde en vierde tranche vond de eerste afleiding plaats in de periode 1995-1999. In 2012 heeft voor een aantal van deze stoffen een evaluatie plaats gevonden, eveneens volgens de deterministische methode. Het MTR_{humaaan} - en TCL-waarden zoals opgenomen in normstelling zijn nog steeds gebaseerd op de in 2001 afgeleide GGWn. (Baars et al., 2001). Het wordt aanbevolen om het afleiden van GGWn op basis van de probabilistische methode verder vorm te geven en de impact hiervan nader te onderzoeken.

Daarnaast is aangegeven dat gezondheidkundige grenswaarden voor stoffen regelmatig worden gepubliceerd door internationale (Europees) en nationale milieu-gezondheidsorganisaties (waaronder EFSA, ECHA, JECFA, RIVM). Gezondheidkundige grenswaarden worden in vele milieugezondheidsdomeinen toegepast voor de afleiding van normen, vergunningen en voor risicobeoordelingen. Voor een actualisatie van de MTR_{humaaan} - en TCL-waarden voor stoffen die zijn opgenomen in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet geldt dat aansluiting bij Europese grenswaarden de voorkeur heeft en dat tevens afstemming en harmonisatie met andere beleidskaders (water, voedsel et cetera) wordt geadviseerd. Een gecoördineerde evaluatie voor alle relevante milieudomeinen gezamenlijk heeft de voorkeur.

4.3 Evaluatie overige risicobepalende aspecten

4.3.1 *Blootstelling aan meerdere stoffen*

Vaak zijn meerdere verontreinigingen op één locatie in de bodem aanwezig. Wanneer deze stoffen tot dezelfde stofgroep behoren (zoals Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK)) nemen de risico's toe en dient het risico daarom voor de gehele groep te worden opgeteld (gesommeerd). Somparameters worden gebruikt om het totaal aan stoffen met vergelijkbare toxische mechanismen te normeren in één somwaarde. Hiermee wordt voorkomen dat de blootstelling aan het totaal van stoffen uit eenzelfde 'familie' leidt tot overschrijding van het MTR. De somnorm wordt berekend op basis van de grenswaarden van individuele stoffen. De geldende praktijk is dat voor de somnorm vaak wordt uitgegaan van het geometrisch gemiddelde. Voorgesteld wordt om in het vervolg uit te gaan van een zogenaamd harmonisch gemiddelde. Zie voor een verdere toelichting: Bijlage 5.

4.3.2 *Gebruik van de bodemtypecorrectie*

In het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet wordt aangegeven dat bij de beoordeling van een locatie de gemeten gehalten door middel van een bodemtypecorrectie worden omgerekend naar een standaardbodem, waarna de meetwaarden vergeleken kunnen worden met de normen. In geval het gaat om de toetsing van een humane risicogrenswaarde, voor de beoordeling van humane risico's en de vaststelling van een humane risicogrenswaarde, kan deze bodemtypecorrectie achterwege blijven.

Voor de berekening van een humane risicogrenswaarde voor een specifieke locatie gebruikt men de module Concrit of Sancrit (wanneer het om een saneringsafweging gaat). Voor deze beoordeling voert men enkele locatiespecifieke parameters in zoals organisch stofgehalte (specifiek voor bodemtype) en diepte van de verontreiniging). Op deze wijze wordt een specifieke gezondheidskundige risicogrenswaarde afgeleid, toegesneden op de locatie of het gebied. In paragraaf 4.7 wordt nader ingegaan op de bodemtypecorrectie.

4.3.3 *Duiding van ecologische risico's*

Wanneer in het omgevingsplan risicowaarden voor bouwen worden vastgesteld boven de interventiewaarden kunnen onaanvaardbare ecologische risico's niet zonder meer worden uitgesloten. Hiertoe wordt een nadere risicobeoordeling geadviseerd. Van rijkswege worden daartoe geen richtlijnen gegeven. Evenwel biedt de Risicotoolbox Bodem het instrumentarium voor de maatschappelijke afweging aan. Het instrumentarium 'Maatschappelijke Afweging' is een hulpmiddel voor bevoegde overheden, adviesbureaus en stakeholders om ecologische risico's te duiden waarna een nadere afweging kan plaatsvinden.

4.3.4 *Risicogrenswaarden humaan voor niet standaard bodemgebruik*

De hoogte van de risicogrenswaarden humaan worden naast de toxiciteit en gedrag van stoffen ook bepaald door het gebruik van de bodem. Deze laatste bepaald voor een groot deel de blootstelling en daarmee de mate van risico en de hoogte van de humane risicogrens. In Bijlagen 3 en 4, worden de resultaten van de berekening van risicogrenswaarden humaan voor de gebruiksfuncties 'wonen met moestuin', 'wonen met

tuin' (standaard bodemgebruik) en ander, minder intensief bodemgebruik gerapporteerd. Uit de vergelijking van risicogrenswaarden is een inschatting te maken van relaties tussen bodemgebruiksvormen en risicogrenswaarde. De bodemgebruiksvorm, 'wonen met moestuin', 'wonen met tuin' of minder intensieve gebruiksvormen bepalen ook de bijdrage van de verschillende blootstellingsroutes aan de totale (levenslang gemiddelde) blootstelling.

In Bijlage 4 wordt inzicht gegeven in de belangrijkste blootstellingsroutes per stofgroep. Hieruit is af te lezen dat consumptie uit eigen tuin, de ingestie van gronddeeltjes en de inhalatie van vluchtige organische verontreinigingen (binnenlucht) belangrijke risicobepalende blootstellingsroutes zijn. Het inzicht in de meest risicobepalende blootstellingsroutes is belangrijk voor het nemen van beheersmaatregelen. Met de verschillende modules van de Risicotoolbox Bodem kunnen voor verschillende bodemgebruiksvormen de risicogrenswaarden worden bepaald en wordt inzicht gegeven in de belangrijkste blootstellingsroutes. Met de module Concrit kan worden beoordeeld of voor woonfuncties (bouwen op verontreinigde grond) onaanvaardbare gezondheidsrisico's kunnen worden uitgesloten.

4.4 Evaluatie normwaarden bodem tweede, derde en vierde tranche stoffen

Sinds de publicatie van het besluit Bodemkwaliteit en de Regeling Bodemkwaliteit in 2008 zijn door RIVM-normwaarden geëvalueerd voor een aantal stoffen behorende tot de tweede, derde en vierde tranche stoffen (periode 2007-2012). Deze evaluaties zijn in verschillende RIVM-rapportages beschreven (Brand et al., 2008 en 2012; Swartjes et al., 2017a). Het merendeel van de evaluaties betroffen de risicogrenswaarden op het niveau van de interventiewaarde. Voor een beperkt aantal stoffen zijn er ook voorstellen gedaan voor de herziening van maximale waarden wonen en industrie.

Deze voorstellen hebben, voor zover dit voorstel een herziening van de normwaarde betrof, niet geleid tot aanpassing van de normwaarden die waren opgenomen in de Circulaire bodemsanering en/of de Regeling Bodemkwaliteit (Rbk). Omdat de nieuwe voorstellen niet hebben geleid tot de aanpassing van normwaarden in de regelgeving zijn deze normwaarden niet opgenomen op de RIVM-website 'Risico's van Stoffen' (<https://rvs.rivm.nl/>). Op deze website worden alleen door het rijk vastgestelde normen voor verschillende milieucompartimenten gerapporteerd. De voorstellen voor herziening zijn alleen terug te vinden in de betreffende RIVM-rapporten. In deze paragraaf wordt ingegaan op de gepubliceerde evaluaties en wordt op basis hiervan beoordeeld of de wetenschappelijke onderbouwing, anno 2022, nog geldig is of dat, bijvoorbeeld vanwege nieuwe informatie, aanvullend onderzoek nodig is. Voor details wordt verwezen naar de onderliggende rapportages.

4.4.1 Nieuwe wetenschappelijke inzichten

Opgemerkt wordt dat sinds de voorstellen voor normwaarden zijn afgeleid, enkele wetenschappelijke uitgangspunten zijn herzien of ter discussie zijn komen te staan. Daarmee zijn de voorstellen uit de periode 2007-2012 voor een deel achterhaald en niet meer op alle

punten conform de laatste wetenschappelijke kennis. Sommige aanpassingen en uitgangspunten zijn hiervoor al beschreven maar worden volledigheidshalve ook hier benoemd. Concreet geven de volgende wetenschappelijke aandachtspunten aanleiding om de voorgestelde normwaarden opnieuw te onderzoeken en waar nodig te actualiseren:

- 1) **CSOIL2020.** Het beoordelingsmodel CSOIL2000 is in 2020 geactualiseerd (zie paragraaf 4.1) en vervangen door CSOIL2020 (Van Breemen et al, 2020). In CSOIL2020 is een aantal uitgangspunten ten aanzien van de invoerparameters aangepast, zoals de mate van gewasconsumptie. Omdat de voorstellen voor de tweede tot en met vierde tranche stoffen zijn afgeleid met de toentertijd vigerende versie van CSOIL (Brand et al., 2007) zijn er dus op voorhand verschillen tussen de voorstellen tot en met 2012 en nieuw af te leiden waarden. Een ander punt van aandacht zijn de herziene MTR's uit 2012. Deze zijn vooralsnog niet opgenomen in de nieuwste versie van CSOIL2020. Daarom dient voor de tweede tot en met vierde tranche stoffen een herberekening plaats te vinden met het beoordelingsmodel CSOIL voor de humane gezondheidswaarde uitgaande van de nieuwste MTR's.
- 2) **Thiocyanaat.** Specifiek voor de normstelling van thiocyanaat en vrije cyanide is in 2012 gekozen om af te wijken van een standaard blootstellingsscenario. Uit onderzoek bleek dat blootstelling via gewasconsumptie voor deze stoffen nagenoeg kan worden uitgesloten. Het bleek dat de gemodelleerde blootstelling van gewasopname een sterke overschatting van het risico gaf terwijl de daadwerkelijke opname in gewassen verwaarloosbaar is (Brand et al. 2012; Köster 2001). Daarbij is ervoor gekozen om de voorgestelde risicogrenswaarde te baseren op een eenmalige ingestie van 5 gram grond door een kind. De reden hiervoor is dat een levenslange blootstelling (standaard) onvoldoende het risico ondervangt van kortdurende hoge blootstelling. Dit is kenmerkend voor specifiek deze stoffen.
- 3) **Probabilistische methode.** Tot op heden wordt een toxicologische grenswaarde voor de mens (zoals het MTR_{humaaan}) afgeleid op basis van een deterministische methode en middels de toepassing van standaard veiligheidsfactoren (zie paragraaf 4.2 en Bijlage 1 voor een toelichting). Vanuit nieuwe wetenschappelijke inzichten wordt in toenemende mate geadviseerd om gebruik te maken van een probabilistische methode. De humane risicogrenswaarde die ten grondslag liggen aan de in deze paragraaf beschreven voorstellen zijn gebaseerd op de deterministische methode.

4.4.2 Eerdere voorstellen: metalen

Voor negen metalen zijn in 2012 voorstellen voor normwaarden gedaan (zie Tabel 3). Het gaat hierbij om de metalen, antimoon, arseen, barium, nikkel, boor, seleen, thallium, tin en vanadium. Met uitzondering van arseen, nikkel en boor zijn voor alle metalen voorstellen gedaan voor de humane risicogrenzen en de ecologische risicogrenzen. Voor arseen en nikkel zijn alleen de ecologische risicogrenswaarden herzien en voor boor alleen de humane risicogrenswaarde.

Tabel 3 Voorstellen voor risicogrenswaarden (mg/kg) door Brand et al., (2012) en de huidige interventiewaarde (ABB, 2020).

Metalen	Risico-grenswaarde ecologie (Brand et al., 2012)	Risico-grenswaarde mens (Brand et al., 2012)	Interventiewaarde (ABB, 2020)
Antimoon	1400	150	22
Arseen ³	20,26	-	76
Barium	400	9235	-
Boor	_ ¹	3100	-
Nikkel ⁴	660	-	100
Seleen	5,9	323	100 ²
Thallium	2,5	8,7	15 ²
Tin	260	1,5x10 ⁵	900 ²
Vanadium	110	1245	250 ²

1 geen generieke achtergrondwaarde beschikbaar.

2 indicatieve niveaus voor ernstige verontreiniging.

3 Swartjes et. al., 2017a.

4 Verschoor, 2015.

- Niet vastgesteld.

Antimoon en nikkel

De huidige interventiewaarde van antimoon is 22 mg/kg. Op basis van de evaluatie in 2012 uitgaande van het toen geldende CSOIL2000 is de MTR herzien en een grenswaarde voor de mens vastgesteld van 150 mg/kg. Voor ecologie is de voorgestelde grenswaarde 1400 mg/kg (Brand et al., 2012). Omdat ook het MTR in 2012 is geëvalueerd moet worden nagegaan wat de risicogrenswaarde wordt als deze opnieuw wordt berekend met CSOIL2020.

De interventiewaarde voor nikkel is thans 100 mg/kg. Uit de evaluatie van 2015 blijkt dat de risicogrenswaarde ecologie op een hoger niveau ligt (Verschoor, 2015). De interventiewaarde voor nikkel kan daarom worden verruimd naar 660 mg/kg. Omdat het MTR_{humanaan} voor nikkel niet is geëvalueerd is er in 2015 geen risicogrenswaarde voor de mens vastgesteld. Daarom kan de waarde voor nikkel op basis van de bestaande MTR eenvoudig worden herberekend met het nieuwe CSOIL2020-model.

Thallium

Voor thallium is geen interventiewaarde opgenomen in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet (ABB). In de Circulaire bodemsanering (2013) is een indicatief niveau vastgesteld van 15 mg/kg.

Bij de evaluatie (Brand et al., 2012) is een ecologische grenswaarde van 2,5 mg/kg vastgesteld en een grenswaarde voor de mens van 8,7 mg/kg). De grenswaarde voor ecologie heeft een lagere waarde dan het huidige indicatieve niveau (15 mg/kg). Het indicatieve niveau voor thallium is niet opgenomen in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet. Ook voor thallium moet de grenswaarde voor de mens nog worden herberekend met CSOIL2020.

Arseen

Arseen komt van nature voor in de grond en het grondwater, soms in hoge concentraties. In geval van een 'natuurlijk' voorkomen (dus niet vanwege een verontreinigende activiteit) van arseen hoeft volgens de huidige regelgeving geen sanering plaats te vinden. Wel dienen in het geval van onaanvaardbare risico's voor de mens risicobeperkende maatregelen te worden getroffen. De beoordeling van actuele risico's (of locatie specifieke risico's) voor de mens is complex, vanwege de onzekerheden van de relatie tussen de concentratie in de bodem en die in groenten worden aangetroffen. De consumptie van groenten uit eigen tuin is een belangrijke risicobepalende blootstellingsroute (Swartjes et al., 2017a).

Er is momenteel voor arseen geen advies om de risicogrens voor de mens te herzien vanwege de volgende redenen:

- herziening internationale risicogrens op basis van Benchmark Dose Limit (BMDL)⁸ in plaats van Tolereerbare Dagelijkse Inname (TDI)⁹;
- geen betekenisvolle en duidelijke relatie tussen het arseengehalte in bodem en in groenten. De opname van arseen door groenten wordt als onvoorspelbaar beoordeeld;
- een bepaling van de relatieve biobeschikbaarheidsfactor is wenselijk. De biobeschikbaarheid wordt thans op 100% gesteld.

De in 2015 herziene ecologische risicogrenswaarde (20 mg/kg; Herwijnen, 2015) ligt lager dan de huidige interventiewaarde (76 mg/kg) voor bodem. In hoeverre dit leidt tot een grotere beheers- of saneringsopgave is op dit moment moeilijk in te schatten binnen de kaders van de Omgevingswet. In geval van verhoogde arseen gehalten wordt geadviseerd eerst na te gaan of er sprake is van een van nature verhoogde achtergrondwaarde. Bijlage 7 gaat verder in op de onzekerheden aangaande een grenswaarde voor arseen.

Geadviseerd wordt om eerst te onderzoeken wat de consequenties voor grondverzet en sanering zijn bij een herziening van de interventiewaarde naar 20 mg/kg. Een tweede advies is om te onderzoeken hoe onderscheid kan worden gemaakt tussen arseen dat een natuurlijke oorsprong heeft (het kan dan gaan om een diffuse verontreiniging) en een arseenverontreiniging door menselijke activiteiten. Omdat arseen diffuus kan worden aangetroffen is het aan te bevelen om te onderzoeken welke alternatieve benaderingen voor de bescherming van het bodemecosysteem en de risico's voor de mens mogelijk zijn. De huidige beoordeling en aanpak van bodemverontreiniging is vooral gericht op verontreinigde locaties (gevallen) door bijvoorbeeld industriële en commerciële activiteiten.

⁸ Benchmark Dose Lower limit.

⁹ Tolerable Daily Intake.

Barium, boor, seleen, tin en vanadium

Voor barium, seleen, tin en vanadium zijn momenteel geen interventiewaarden vastgesteld. Voor tin, seleen en vanadium is wel een Indicatief niveau voor ernstige verontreiniging (INEV) opgenomen in de Circulaire bodemsanering 2013.

Voor tin, seleen en vanadium zijn de nieuwe voorstellen allen lager dan het huidige Indicatief niveau (Circulaire bodemsanering, 2013), respectievelijk 260 mg/kg versus 900 mg/kg voor tin, 5,9 mg/kg versus 100 mg/kg voor seleen en 105 mg/kg versus 250 mg/kg voor vanadium. De normvoorstellen zijn gebaseerd op een ecologische risicogrenswaarde.

Voor barium is de Interventiewaarde (tijdelijk) ingetrokken omdat gebleken is dat deze regelmatig lager was dan het gehalte dat van nature in de bodem voorkomt. Indien er sprake is van verhoogde bariumgehalten als gevolg van menselijke activiteiten ten opzichte van de natuurlijke achtergrond, kan dit gehalte worden beoordeeld op basis van de voormalige interventiewaarde voor barium van 920 mg/kg d.s (Circulaire Bodemsanering 2013). Het nieuwe voorstel van 400 mg/kg (gebaseerd op ecologie) ligt hier ruimschoots onder. Het nieuwe voorstel is inclusief een generieke achtergrondwaarde van 190 mg/kg. Deze achtergrondwaarde is gebaseerd op de reactieve fractie van barium in relatief onbelaste gebieden. De reactieve barium fractie is bij een risicobeoordeling ook de bepalende fractie. In de praktijk blijkt de achtergrondwaarde van totaal barium in Nederlandse bodems soms tot wel drie keer zo hoog te liggen. Hierbij gaat het om zowel de reactieve fractie maar ook de niet reactieve fractie (i.e. bariumsulfaat). Een mogelijke oplossing voor dit probleem kan gezocht worden in het meten van de reactieve fractie van barium met behulp van een eenvoudige HNO₃ extractie. Dit is echter geen gangbare praktijk in de risicobeoordeling van landbodems.

Voor boor is de ecologische risicogrenswaarde niet herzien omdat er geen natuurlijke achtergrondwaarde beschikbaar is om tot een volledige normwaarde te komen. Er is wel een Maximaal Toegestane Toevoeging (MTT_{eco}) van 11 mg/kg voorgesteld (Brand et al., 2012). De ecologische risicogrens is lager dan de voorstellen voor de humane risicogrenswaarde. Voorlopig is voorgesteld om uitsluitend de humane risicogrenswaarde (3.100 mg/kg) aan te houden. De waarde moet echter nog worden herberekend met CSOIL2020. Bij deze concentratie moet ook rekening worden gehouden met ecologische risico's. Overwogen kan worden om bij een risicobeoordeling een lokale achtergrondconcentratie voor boor te hanteren om zo tot een ecologische grenswaarde te komen voor een specifieke situatie. Momenteel is er in het generieke beleid geen interventiewaarde of indicatief niveau beschikbaar voor boor.

Risico's voor doorvergiftiging

Voor sommige stoffen is het ecologische risico door doorvergiftiging groter dan de risico's van directe toxiciteit. Hierdoor zijn de ecologische risicogrenswaarden (en daaruit volgende normwaarden) op basis van acute toxiciteit mogelijk onvoldoende beschermend voor de effecten van doorvergiftiging. Bij het afleiden van normwaarden op interventiewaarde niveau wordt (nog) geen rekening gehouden met de risico's van doorvergiftiging. Een uitzondering hierop vormen PFAS waarbij wel rekening wordt gehouden met doorvergiftiging. De werkgroep NOBO heeft in 2008 een standpunt ingenomen over het al dan niet meenemen van doorvergiftiging (zie kader).

De nieuwe voorstellen voor seleen, barium, tin en vanadium op basis van directe ecotoxiciteit zijn mogelijk onvoldoende beschermend voor de effecten van doorvergiftiging. Tijdens de afleiding was voor deze stoffen de beschikbare dataset te beperkt om op basis hiervan conclusies te trekken ten aanzien van de risico's van doorvergiftiging. In Brand et al., (2012) wordt wel een inschatting gemaakt van de relevantie van doorvergiftiging voor deze stoffen. Voor barium en seleen wordt de relevantie als beperkt ingeschat. Voor tin en vanadium is doorvergiftiging mogelijk wel relevant.

Standpunt NOBO betreffende doorvergiftiging

Voor het ecosysteem is een beschermingsniveau per bodemfunctie beleidsmatig gekozen, afhankelijk van de waarde van het betreffende ecosysteem. Er zijn drie beschermingsniveaus: hoog (het niveau van de Achtergrondwaarde), gemiddeld (het Middenniveau tussen HC5 en HC50 in) en matig (HC50). Voor de bodemfuncties die betrekking kunnen hebben op grote groene gebieden is naast generieke ecologische risico's specifiek rekening gehouden met eventuele risico's van doorvergiftiging naar vogels en zoogdieren. Voor landbouw, natuur en ander groen, infrastructuur en industrie zijn drie niveaus van bescherming doorvergiftiging aangegeven (respectievelijk gemiddeld-hoog en matig). Met betrekking tot doorvergiftiging adviseert de werkgroep NOBO:

- Voor de interventiewaarden is in het verleden besloten doorvergiftiging niet specifiek mee te nemen, met als argument dat overschrijding van de interventiewaarden vooral optreedt bij lokale bodemverontreinigingen met een beperkte omvang.
- Omdat echter is gebleken dat soms ook in grotere gebieden sprake is van overschrijding van interventiewaarden, pleit NOBO ervoor te overwegen doorvergiftiging in de toekomst mee te nemen bij een nieuwe evaluatie van de interventiewaarden. Voorbeelden van dergelijke gebieden waar doorvergiftiging toch een rol kan spelen, zijn diffuus verontreinigde ophooglagen in oud-stedelijke gebieden, loswallen voor baggerspecie, uiterwaarden of diffuus verontreinigde gebieden via depositie uit de lucht

4.4.3*Eerdere voorstellen voor herziening: thiocynaat, cyanide en chloride*

Voor een drietal anorganische stoffen zijn nieuwe risicogrenswaarden voorgesteld, dit zijn chloride, vrije cyanide en thiocynaat (zie Tabel 4). Voor alle stoffen is een ecologische risicogrens voorgesteld. Alleen voor

chloride is geen humane risicogrens vastgesteld, omdat chloride (door milieublootstelling) niet toxisch is voor de mens.

Tabel 4 Voorstellen voor risicogrenswaarden (mg/kg) door Brand et al., (2012) en de huidige interventiewaarde (ABB, 2020).

metalen	Risicogrenswaarde ecologie (Brand et al., 2012)	Risicogrenswaarde mens (Brand et al., 2012)	Interventiewaarde (ABB, 2020)
Thiocyanaat	620	33	20
Vrije cyanide	0,04	43	20
Chloride	390	-	-

Thiocyanaat

De risicogrenzen voor thiocyanaat zijn in 2001 door Lijzen et al., (2001), herzien. Hoewel er geen nieuwe toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn, is de humane risicogrenswaarde in 2012 herzien op basis van nieuwe kennis over de chemische eigenschappen. Daarnaast zijn twee alternatieve beoordelingsmethoden gebruikt om tot een nieuw normvoorstel te komen (Brand et al., 2012). Uiteindelijk is het normvoorstel (33 mg/kg) gebaseerd op de blootstelling van een kind door middel van directe ingestie van 5 gram grond en exclusief gewasconsumptie. Hiertoe is gekozen omdat de standaardmethode (inclusief gewasconsumptie en standaard ingestie) tot onrealistisch hoge normwaarden zou leiden. Köster et al., (2001) heeft aangetoond dat de voornaamste blootstellingroutes ingestie van grond en grondwater en inhalatie zijn. Het voorstel ligt hoger dan de huidige interventiewaarde voor thiocyanaat (20 mg/kg). Net als voor de metalen is een herberekening van de humane risicogrenswaarde met het CSOIL2020 model nog noodzakelijk.

Vrije cyanide

Voor vrij cyanide gelden vergelijkbare overwegingen als voor thiocyanaat. In 2001 is een risicogrenswaarde (Lijzen et al., 2001) afgeleid en de interventiewaarde is daarna conform dit voorstel aangepast. Hoewel er geen nieuwe toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn, is de humane risicogrenswaarde in 2012 herzien op basis van nieuwe kennis over de chemische eigenschappen. Daarnaast zijn twee alternatieve beoordelingsmethoden gebruikt om tot een nieuw normvoorstel te komen (Brand et al., 2012). Uiteindelijk is het voorstel voor een risicogrenswaarde humaan (43 mg/kg) gebaseerd op de blootstelling van een kind door directe ingestie van 5 gram grond en exclusief gewasconsumptie. Deze waarde moet nog worden herberekend met CSOIL2020. De ecologische risicogrenswaarde (gebaseerd op evenwichtspartitie) is bepalend voor het uiteindelijke voorstel (0,04 mg/kg) als normwaarde. Deze ligt aanzienlijk lager dan de huidige interventiewaarden (20 mg/kg).

Chloride

Chloride is een zeer mobiele stof die makkelijk uitspoelt naar het (grond)water. Chloride is dan ook voornamelijk een relevante parameter voor de kwaliteit van het grondwater. Chloride is voor de mens slechts toxisch bij zeer hoge blootstellingsniveaus. Daarom is in 2012 alleen de ecologische risicogrenswaarde (390 mg/kg) herzien. Dit voorstel is

overgenomen uit Verbruggen et al., (2008b) en is alleen van toepassing op bodems die niet onder invloed van zout of brak grondwater staan. Momenteel is er geen interventiewaarde voor chloride in gebruik. Toch zijn er regelmatig vragen over de effecten van chloride als gevolg van incidenten ('spills'), na toepassing van grote hoeveelheden strooizout in de winter en over de uitloging van chloride uit opslagterreinen voor strooizout of het hergebruik van zoute grond of bagger. Meestal betreffen de zorgen de ernst van ecologische risico's en de kwaliteit van het grondwater. In paragraaf 4.5 van deze rapportage wordt nader ingegaan op de problematiek van chloride en wordt tevens een handelingskader geschetst. Vooralsnog wordt niet geadviseerd om een landelijk normwaarde voor chloride vast te stellen. Voor chloride is er meestal sprake van een nieuwe verontreiniging en dan is de zorgplicht van toepassing.

4.4.4 Eerdere voorstellen voor herziening: organische stoffen

Naast de risicogrenswaarden voor anorganische stoffen zijn er ook grenswaarden voor enkele organische contaminanten geëvalueerd en voorstellen voor herziening gedaan. Het gaat hierbij om de PAKs, organotinverbindingen en minerale olie.

Organotinverbindingen

In 2012 zijn voor diverse organotinverbindingen nieuwe voorstellen gedaan voor humane en ecologische risicogrenswaarden door Brand et al., 2012 (zie Tabel 5). Het gaat om dibutylytin (DBT), tributylytin (TBT) en trifenylytin (TPT).

Om humane risicogrenswaarden te kunnen afleiden is voor TBT en TPT rekening gehouden met de verschillende vormen van de organotinverbindingen:

1. TBT-oxide (meest aangetroffen in de praktijk), -hydride (meest toxisch) en -chloride. Voor TBT is gekozen voor de meest voorkomende vorm, het TBT-oxide.
2. TPT-acetate, -chloride en -hydroxide. TPT-hydroxide is gekozen als representatief voor TPT omdat het TPT-acetate en het TPT-chloride in water worden opgezet tot het TPT-hydroxide.

De bestaande interventiewaarde, de somnorm (2,5 mg/kg) is een somnorm voor alleen TBT en TPT. Er zijn geen normwaarden voor de individuele organotinverbindingen. De voorstellen voor DBT (28 mg/kg), TBT (13 mg/kg) en TPT (57 mg/kg) liggen hierboven. Een herberekening van deze waarden met CSOIL2020 is nog noodzakelijk.

Tabel 5 Voorstellen voor risicogrenswaarden (mg/kg) door Brand et al., (2012) en de huidige interventiewaarde (ABB, 2020).

Metalen	Risicogrenswaarde ecologie (Brand et al., 2012)	Risicogrenswaarde mens (Brand et al., 2012)	Interventiewaarde (ABB, 2020)
Dibutylytin (DBT)	28	150	-*
Tributylytin (TBT)	13	54	-*
Trifenylytin (TPT)	68	57	-*

* Somnorm is 2,5 mg/kg

Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK)

In 2012 zijn de ecologische risicogrenzen geëvalueerd (Verbruggen et al., 2012) en voorstellen gedaan voor herziening (zie Tabel 6). In tegenstelling tot een voorgaande evaluatie (Lijzen et al, 2001), waren er voldoende ecotoxiciteitsdata om op basis hiervan voor alle PAKs risicogrenswaarden voor acute ecotoxiciteit af te leiden. De toe te passen onzekerheidsfactoren werden door de beschikbaarheid van voldoende data ook lager.

Toch liggen de voorstellen uit 2012 (Verbruggen et al., 2012) in dezelfde orde grootte als de oude risicogrenswaarden. Met uitzondering van naftaleen en benzo(ghi)peryleen liggen de ecologische risicogrenzen boven de waarden uit 2001 (Lijzen et al, 2001). De berekende risicogrenzen voor naftaleen en Benzo(ghi)peryleen dalen respectievelijk van 17 mg/kg naar 14 mg/kg en van 33 mg/kg naar 10 mg/kg. In het bestaande beleid wordt alleen gebruik gemaakt van een somnorm voor de tien PAK. Met de nieuwe individuele risicogrenswaarden bestaat de mogelijkheid om meer locatiespecifiek een risicobeoordeling uit te voeren. Daarnaast kan de gecombineerde toxicologie (combitox) van de individuele PAK worden beoordeeld. Hiertoe worden de risico-indices per individuele PAK berekend en bij elkaar opgeteld. De som risico-index mag dan niet groter zijn dan 1. De risico-index geeft de verhouding tussen de gemeten bodemconcentratie en de grenswaarde voor gezondheid. Naast de tien PAK uit het standaardpakket, zijn er ook ecologische risicogrenswaarden afgeleid voor pyreen, acenaftteen, acenaftyleen, Benzo(b)fluorantheen, dibenz(a,h)antraceen en 9h-fluoreen. Net als bij enkele metalen is bij de afleiding van de risicogrenswaarden geen rekening gehouden met het risico op doorvergiftiging. Dit speelt voor de PAK wel een relevante rol.

Tabel 6 ecologische risicogrenzen conform Verbruggen et al. 2012 (voorgestelde) en Verbruggen et al. 2001 (vastgesteld).

PAK	Voorgestelde risicogrenswaarde ecologie (mg/kg d.s.)	Vastgestelde risicogrenswaarde ecologie (mg/kg d.s.)
9h-Fluoreen	82	-
Acenaftteen	31	-
Acenaftyleen	9,4	-
Antraceen	60	1,6
Benzo[a]anthraceen	91	2,5
Benzo[a]pyreen	76	7,0
Benzo[b]fluorantheen	62	-
Benzo[ghi]peryleen	10	33
Benzo[k]fluorantheen	44	38
Chryseen	38	35
Dibenzo[a,h]antraceen	18	-
Fenantreen	90	31
Fluorantheen	309	260
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	89	1,9
Naftaleen	14	17
Pyreen	53	-

Minerale olie

Minerale olie bestaat uit verschillende oliefracties. Daarnaast kan onderscheid worden gemaakt tussen aromaten en alifaten. Vanwege de verschillende oliemengsels wordt een beoordeling op basis van de minerale oliefracties geadviseerd.

De huidige interventiewaarde voor minerale olie is 5.000 mg/kg en hebben betrekking op de som van de fracties C10 tot en met C40 al dan niet vertakte alkanen. Deze interventiewaarden hebben geen humaan- en ecotoxicologische basis en missen daarom een op risico's gebaseerde onderbouwing.

In 2001 waren voor de humane risicogrenswaarden voor minerale oliefracties ('total petroleum hydrocarbons' (TPH) fracties') voorstellen gedaan met CSOIL2000 (Franken et al., 1999), maar deze zijn destijds niet vastgesteld onder meer vanwege het ontbreken van ecologische risicogrenswaarden.

In 2008 zijn ecologische risicogrenswaarden voor verschillende minerale oliefracties afgeleid (Verbruggen et al. 2008a). Voor alle oliefracties zijn de ecologische risicogrenswaarden lager dan de humane grenswaarden uit Franken et al., 1999 (zie Tabel 7). De ecologische risicogrenswaarden zijn aanzienlijk lager dan de huidige somnorm. Voor de humane risicogrenswaarden betreft dit alleen de fracties kleiner dan C12. De humane risicogrenzen voor de zwaardere fracties (fracties > C12) liggen boven de huidige somnorm. Net als bij PAK kan bij de fractiebenadering ook de gecombineerde toxicologie van de minerale oliefracties worden beoordeeld. Waarbij alle individuele risico-indices bij elkaar opgeteld ≤ 1 moeten zijn.

De consequenties van een fractiebenadering hebben mogelijk aanzienlijke consequenties voor de uitvoering. Het is wenselijk om in samenspraak met de diverse belanghebbenden, met betrekking tot de uitvoeringspraktijk Omgevingswet, na te gaan waar en op welke vlak de consequenties groot of minder groot zijn.

Tabel 7 ecologische en humane risicogrenswaarden zoals voorgesteld in Verbruggen et al., 2008a en Lijzen et al., 2001.

Minerale Olie	Risicogrenswaarde ecologie (mg/kg d.s.)	Risicogrenswaarde mens bodem (mg/kg d.s.)
Alifatisch		
>C5-C6	18	35
>C6-C8	17	109
>C8-C10	16	28
>C10-C12	30	152
>C12-C16	320	55.000
>C16-C21	-	>100.000

Minerale Olie	Risicogrenswaarde ecologie (mg/kg d.s.)	Risicogrenswaarde mens bodem (mg/kg d.s.)
Aromatisch		
>C5-C7	44	-
>C7-C8	49	-
>C8-C10	55	59
>C10-C12	63	317
>C12-C16	77	5900
>C16-C21	100	17.500
>C21-C35	230	19.200

4.4.5

Conclusie

Geschat wordt dat de consequenties van een herziening van interventiewaarden, voor wat betreft de kosten van beheer en sanering, in zijn algemeenheid beperkt zijn. De gemeenten hebben binnen de kaders van de Omgevingswet, immers de bevoegdheid om de doelstellingen en daarmee normwaarden voor bescherming van het ecosysteem te bepalen en vervolgens op te nemen in het omgevingsplan. Een aanpassing van de gezondheidskundige risicogrens (bijvoorbeeld een verlaging) kan echter wel grote consequenties hebben. Ook moet er voor enkele stoffen nog een herberekening worden uitgevoerd met CSOIL2020. Er is voor de beschreven voorstellen geen aanvullende kosten-baten analyse gedaan, mede omdat er nog weinig ervaring is opgedaan met het bodemkwaliteitsbeheer binnen de kaders van de Omgevingswet.

4.5

Afwegingskader chloride- en sulfaathoudende grond

Chloride en sulfaat zijn in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet niet genormeerd. Sulfaat en chloride zijn ook niet opgenomen in de stoffenlijst toelaatbare kwaliteit bodem. In de Nota van Toelichting wordt erop gewezen dat bij bepaalde toepassingen er door sulfaat en chloride (maar ook andere niet-genormeerde stoffen) wel sprake kan zijn van onaanvaardbare risico's bij milieubelastende activiteiten. Dit betekent dat voor het bodemkwaliteitsbeheer, zoals bij toepassing van grond, de risico's van chloride en sulfaat wel moeten worden beoordeeld.

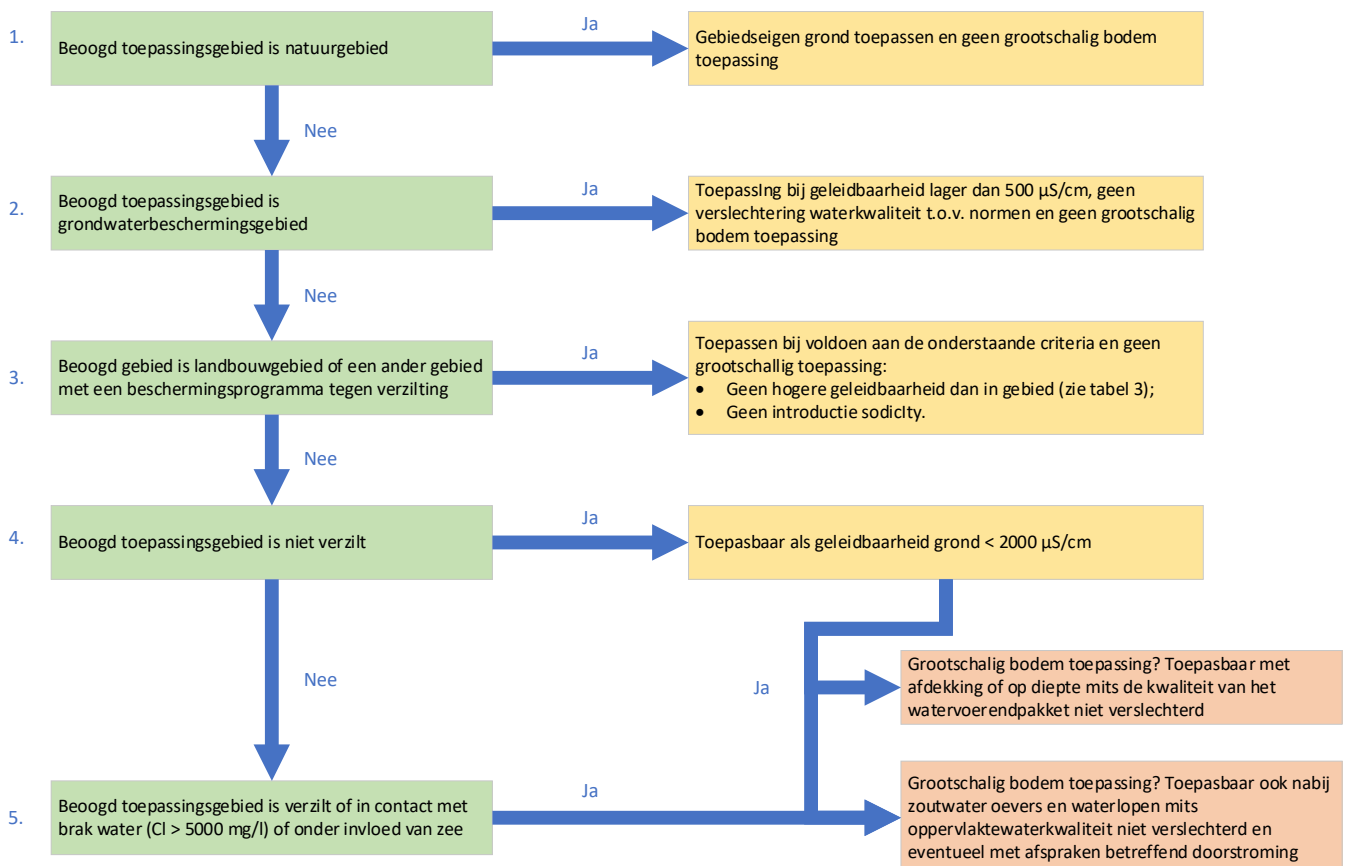
In de Regeling Bodemkwaliteit zijn voor chloride en sulfaat maximale emissiewaarden opgenomen voor bouwstoffen en met betrekking tot grond is er voor chloride, voor het toepassen van zeezand, een norm opgenomen van 200 mg/kg ds. Bij het toepassen van zeezand op plaatsen waar een direct contact of mogelijk contact is met brak oppervlaktewater of zeewater, met van nature een chloride-gehalte van meer dan 5000 mg/l, gelden voor chloride en sulfaat geen maximale waarden. In de Rbk wordt terecht vastgesteld dat voor een aantal anionen (chloride, bromide, fluoride en sulfaat) de vaststelling van maximale waarden weinig milieuhygiënische relevantie heeft in brakke of zoute oppervlaktewateren. Deze anionen komen daar van nature in hoge concentraties voor.

4.5.1 Voorstel afwegingskader

In 2008 en 2012 zijn grenswaarden voor chloride en sulfaat geëvalueerd (Brand et al., 2008; Brand et al., 2012). Deze evaluatie is opnieuw bekeken waarbij nu wordt geconcludeerd dat het wordt afgeraden om een landelijk normwaarde voor chloride en sulfaat vast te stellen. Geadviseerd wordt de risico's met betrekking tot toepassing af te wegen op basis van een locatiespecifieke beoordeling.

In Bijlage 2 wordt een voorstel gedaan voor een afwegingskader voor chloride en sulfaat houdende grond en bagger. Een afweging kan plaatsvinden op basis van een aantal criteria waarmee onder andere rekening kan worden gehouden met de toepassing in brak- of zoet milieu, het herstel van het systeem en de nabijheid van kwetsbare objecten.

Figuur 3 geeft de afwegingen die kunnen worden gemaakt voor de toepassing van chloride en sulfaat houdende grond. De onderbouwing en achtergronden zijn opgenomen in Bijlage 2.



Figuur 3 Afwegingskader voor toepassing van chloride en sulfaathoudende grond.

Het afwegingskader van Figuur 3 is bedoeld als handvat voor de uitvoering, maar heeft op onderdelen nog verdere uitwerking nodig. Deze uitwerking kan, conform de werkwijze Omgevingswet, lokaal of nationaal plaatsvinden. Kern van het gepresenteerde afwegingskader is dat als de kwaliteit van de zouthoudende grond verbeterd wordt,

bijvoorbeeld door de grond te wassen, de toepassingsmogelijkheden groter worden. Een aandachtspunt is welke effecten op het bodemwatersysteem aanvaardbaar zijn en over welke periode. Dit is situatieafhankelijk. Een grenswaarde is een beleidsmatige overweging en kan zowel nationaal als lokaal worden vastgesteld.

Geadviseerd wordt om eerst ervaring op te doen met het afwegingskader waarna een evaluatie kan uitwijzen in hoeverre er behoefte is aan een nationale grenswaarde voor (on)toelaatbare effecten voor chloride- en sulfaathoudende grond.

4.6 Signaleringsparameter beoordeling grondwatersanering

In de Wbb was de interventiewaarden grondwater een normwaarde voor de aanwijzing en aanpak van gevallen van grondwaterverontreiniging. Met de interventiewaarden werd de grens aangegeven tussen licht verontreinigde en ernstig verontreinigd grondwater. Bij overschrijding van de interventiewaarden voor een volume van ten minste 100m³ was er sprake van een ernstig geval van grondwaterverontreiniging.

4.6.1 *Interventiewaarden grondwater wordt signaleringsparameter grondwater*

Met de Omgevingswet zijn de interventiewaarden voor grondwater opgenomen als signaleringsparameter beoordeling grondwatersanering (zie ook paragraaf 2.2.3). De positie van de signaleringsparameter is een andere dan de positie van de interventiewaarde in het saneringsspoor. Signaleringsparameters moeten worden beschouwd als indicator waarde voor de beoordeling van de grondwaterkwaliteit. Voor het beheer van de grondwaterkwaliteit houdt men dus rekening met de signaleringsparameter en volgt een nadere afweging bijvoorbeeld voor het nemen van beheersmaatregelen. De signaleringsparameter kan door het Rijk worden opgenomen in een instructieregel voor maatregelen voor de grondwaterkwaliteit, waarvoor bij overschrijding van de signaleringsparameter een nadere locatiespecifieke beoordeling nodig is.

De signaleringsparameter is afgeleid op basis van een risicobenadering voor stoffen die als verontreiniging in het bodem watersysteem voorkomen. Een verontreiniging van grondwater kan in de volgende gevallen leiden tot:

- Een risico op verspreiding van een lokale verontreiniging in de bodem met de grondwaterstroming over grotere afstanden (met enkele decimeters tot meters per jaar) en daarmee een potentiële bedreiging door 'grondwaterpluimen' voor omliggende gebieden, waaronder woonwijken, drinkwaterwingebieden en natuurgebieden.
- Een Risico van het direct gebruik van grondwater voor drinkwater, vee drenking, irrigatiewater, industrieel water.
- Humane risico's door uitdampen van vluchtige stoffen, waarbij de praktijk uitwijst dat deze stoffen zich in kruipruimtes kunnen ophopen en vandaar uit de woonruimten binnendringen.
- Een humaan risico door de permeatie in PE¹⁰-drinkwaterleidingen, met gevolgen voor de kwaliteit van het drinkwater en blootstelling bij douchen.
- Een risico voor verontreiniging van oppervlaktewater, met eigen aquatische ecologische gevoeligheid die het zelfreinigend

¹⁰ polyetheen

vermogen bepaald. Ook de mate van doorstroming van het oppervlaktewater bepaalt de lokale risico's.

- Het gebruik van grondwater voor de winning van drinkwater valt onder de drinkwaterwet.

De risico's van verspreiding zijn lokaal/regionaal bepaald en moeten ook als zodanig door het bevoegd gezag worden beoordeeld. Bij een grote omvang van het verontreinigde gebied is vaak sprake van verdunning, het risico is dan kleiner en er vindt mogelijk natuurlijke afbraak plaats. Met een monitoringprogramma kan zicht worden gehouden op verspreiding naar bijvoorbeeld kwetsbare objecten. Een vroegtijdige aanpak kan diffuse verontreiniging van een groot gebied voorkomen.

Bijlage 8 licht bestaande normwaarden voor grondwater toe en gaat in op de verschillende aspecten van de signaleringsparameter grondwater, alsmede daarmee samenhangende risico's van verontreinigd grondwater. In deze paragraaf wordt volstaan met de uitkomsten van de evaluatie en daaruit voortvloeiende adviezen.

In de Nota van Toelichting van het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet wordt vermeld dat een bredere evaluatie zal plaatsvinden naar het normenkader voor bodem en grondwater als geheel. De hier uitgevoerde evaluatie van de signaleringsparameter grondwater is op basis van bestaande kennis en beperkt in omvang. De evaluatie richt zich op de normwaarden en niet op het normenkader (of beoordelingskader voor grondwater) als geheel. Het levert wel een aantal aandachtspunten en adviezen op welke voor de bredere evaluatie en mogelijke herziening van het normenkader bodem en grondwater van pas kunnen komen.

4.6.2 *Advies actualisatie signaleringsparameter grondwater*

Vanuit het Rijk zijn twee wettelijke normwaarden voor grondwater vastgesteld. De drempelwaarden grondwater opgenomen in het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water (BKMW 2009, herzien in 2015) zie kader. Voor nitraat en bestrijdingsmiddelen zijn de waarden Europees vastgesteld en voor chloride, nikkel, arseen, cadmium, lood, fosfor-totaal zijn de drempelwaarden nationaal vastgesteld.

Methodiek afleiding drempelwaarden

Voor een groep nationaal geselecteerde stoffen is een methodiek ontwikkeld om drempelwaarden te bepalen (Verweij et al., 2008). In deze methodiek worden de Nederlandse drinkwaternorm conform het Drinkwaterbesluit (zie voor de onderbouwing hoofdstuk 5) en het MTR voor oppervlaktewater (MTR voor oppervlaktewater (MTR_{opp}) of jaargemiddelde milieuqualiteitsnorm (JG-MKN) voor directe ecotoxiciteit (zie voor de onderbouwing hoofdstuk 2) vergeleken. De laagste waarde van de drinkwaternorm en het MTR_{opp} wordt gekozen, zodat beide receptoren beschermd zijn. Daarna wordt deze laagste waarde vergeleken met de achtergrondwaarde. Als de achtergrondwaarde lager is dan de laagste norm, wordt de norm de drempelwaarde. Als de achtergrondwaarde hoger is dan de laagste norm, wordt de achtergrondwaarde de drempelwaarde. De risico's voor terrestrische ecosystemen zijn tot op heden niet verwerkt in de drempelwaarden, dit in verband met onvoldoende systeemkennis.

Daarnaast is de signaleringsparameter grondwater opgenomen in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet. Deze signaleringsparameters zijn overgenomen uit de Circulaire Bodemsanering (2013) en gelijk aan de waarden uit de Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering (2000).

Bijlage 8 licht de onderbouwing van de signaleringsparameters uitgebreid toe. Geconcludeerd wordt dat de signaleringsparameters slechts ten dele op risico gebaseerde onderbouwing hebben en dat de waarden vanuit technisch-wetenschappelijk oogpunt gedateerd zijn. Het advies voor aanpassing interventiewaarden grondwater uit 2001 is toen niet overgenomen in de regelgeving. Deze waarden hebben wel een betere risico-onderbouwing maar voor veel stoffen zijn anno 2022 de waarden niet meer up-to-date vanwege wetenschappelijke ontwikkelingen. Bijlage 8 geeft inzicht in humane risico's ten gevolge van verontreinigd grondwater. Daarnaast worden in het rapport '*Opties voor een adequaat beoordelingskader voor grondwaterkwaliteit*' (Swartjes et al., 2017b) opties gegeven voor een actualisatie en vereenvoudiging van het normenkader voor grondwater met een aansluiting op de doelen en verplichtingen van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW).

Met betrekking tot het normenkader voor grondwater wordt geconcludeerd:

- Het is noodzakelijk om de uit 2001 stammende voorstellen voor herziening te evalueren binnen de kaders en werkwijze van de Omgevingswet.
- Een tweede aandachtspunt is de wenselijkheid voor integratie/afstemming van normwaarden voor grondwater, bodem en oppervlaktewater (Adviescommissie Water, 2017). Thans ontbreekt dit deels doordat normenkaders voor bodem en water sectoraal tot stand zijn gekomen. Daardoor is er verschil tussen de kwaliteitseisen voor drinkwater (Besluit Drinkwater) en de doelstellingen en normen voor grondwaterkwaliteit die zijn afgeleid binnen de kaders van de Wbb.

- Wat de herziening van normen voor grondwater betreft, wordt geadviseerd om het onderzoek naar een adequaat beoordelingskader voor grondwaterkwaliteit (Swartjes et al., 2017b), de ervaringen met de Risicoolbox Grondwater en de bevindingen van de Kennisimpuls Grondwater mee te nemen in het traject voor herziening van het beoordelingskader bodem en grondwater.
- Om de onvolkomenheden van de signaleringsparameter grondwater te ondervangen wordt geadviseerd om bij overschrijding van de signaleringsparameter en/of in geval van gevoelige situaties altijd een toets uit te voeren met de Risicoolbox Grondwater. Met de Risicoolbox Grondwater kan, op basis van recente inzichten, een beeld verkregen van risico's ten gevolge van verontreinigd grondwater.

4.7 Evaluatie stoffenlijst bodem

De huidige stoffenlijsten voor bodem zijn in een periode van pakweg tien jaar tot stand gekomen voor de bodemsaneringsoperatie. De stoffenlijst heeft oorspronkelijk als doel om historische verontreinigingen op vooral (voormalige) industriële locaties te beoordelen of, en op welke termijn, sanering moet plaatsvinden. Het perspectief op bodemkwaliteitszorg verandert de laatste jaren snel. De bodemsaneringsoperatie loopt af en andere problemen (waaronder opkomende stoffen, diffuse verontreinigingen, toepassing van secundaire grondstoffen) en maatschappelijke opgaven voor de bodem zijn aan de orde. Daarbij wordt de samenhang van de beoordeling van kwaliteit voor bodem- water en grondwater, nationaal en Europees, belangrijker.

Deze paragraaf onderzoekt de vraag of een herschikking en/of harmonisatie van de huidige stoffenlijsten wenselijk is en hoe zo'n harmonisatie vorm kan krijgen. Als een eerste stap wordt getracht een beter inzicht te geven in de achtergrond en oorsprong van de huidige stoffenlijst, de overwegingen voor het toevoegen van een stof aan de stoffenlijst, alsmede de overeenkomsten én verschillen die er zijn met stoffenlijsten voor andere milieucompartimenten (Zie voor de uitwerking Bijlage 9).

In het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet is een stoffenlijst Toelaatbare kwaliteit bodem opgenomen (Bijlage XIIIa). De stoffenlijst maakt deel uit van de instructieregel waarmee invulling wordt gegeven aan het beleidsuitgangspunt dat de functie en gebruik van de bodem in overeenstemming moet zijn met de bodemkwaliteit. In andere woorden: het bevoegd gezag zorgt ervoor dat de bodem zonder onaanvaardbare risico's kan worden gebruikt (raadpleeg hiervoor de memorie van toelichting bij het wetsvoorstel Aanvullingswet bodem Omgevingswet). De reikwijdte van de instructieregel is beperkt tot een vaste stoffenlijst (Bijlage XIIIa). De gemeente kan ook voor andere stoffen een lokale norm vaststellen, bijvoorbeeld wanneer er een vermoeden bestaat van een andere verontreiniging met gezondheidsbedreigende risico's.

4.7.1 *Achtergrond en oorsprong samenstelling stoffenlijsten*

Stoffenlijst bodem

De stoffenlijst voor bodem uit de Bijlage XIIIa is vrijwel identiek aan de stoffenlijst Interventiewaarden (Circulaire bodemsanering, 2013) en de stoffen van Tabel 1 uit Bijlage B van de Rbk. De stoffenlijst voor grondwater is identiek aan de stoffenlijst voor de bodem (zie hiervoor de normenlijsten die zijn opgenomen in de Circulaire bodemsanering, 2013).

De stoffenlijst uit de Circulaire bodemsanering en de stoffen opgenomen in Tabel 1, Bijlage B van de Rbk zijn over een periode van een aantal jaren ontstaan voor de uitvoering van de saneringsoperatie. Het gaat voornamelijk om stoffen die bij ernstige gevallen van bodemverontreiniging worden gemeten door industriële processen en andere activiteiten, waarbij bodemverontreiniging is ontstaan. In NOBO (2008)-kader is bij de totstandkoming van het besluit Bodemkwaliteit wel de stoffenlijst uit de Circulaire bodemsanering (toen nog de Circulaire Streef- en interventiewaarden, ministerie van VROM, 2000) bediscussieerd, maar dit heeft niet tot grote wijzigingen geleid. Samenvattend kan worden geconcludeerd dat de samenstelling van de huidige stoffenlijst vooral is ingegeven door stoffen die veelvuldig werden aangetroffen op saneringslocaties.

Stoffenlijst water

Bij de totstandkoming van stoffenlijsten voor bodem is niet gekeken naar de mogelijkheid om de stoffenlijst te harmoniseren met bijvoorbeeld de stoffenlijst voor water. Voor de stoffenlijst water vormt de Richtlijn prioritaire stoffen de basis (Richtlijn 2013/39/EU van het Europees parlement en de raad, van 12 augustus 2013 tot wijziging van Richtlijn 2000/60/EG en Richtlijn 2008/105/EG wat betreft prioritaire stoffen op het gebied van het waterbeleid). Het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water (BKMW) (2015) (met de daarin opgenomen stofnormen) is de implementatie van Europese dochterrichtlijn prioritaire stoffen onder de KRW. Een advies voor herziening of aanvulling van de lijst te normeren stoffen, is onderdeel van de uitwerking van de kaderrichtlijn water.

Deze paragraaf geeft de samenvattende resultaten van een evaluatie van de huidige stoffenlijst voor bodem en grondwater en noemt criteria, die bij een eventuele herziening kunnen worden toegepast. Bijlage 9 beschrijft de evaluatie, waarbij onder meer wordt ingegaan op de karakteristieken van bodem, grondwater en water en de verschillen in toxiciteit van de stoffen uit de stoffenlijst.

4.7.2 *Samenvatting van de resultaten evaluatie stoffenlijst*

De karakteristieken van het bodem-watersysteem zijn mede bepalend voor de concentratieniveaus van verontreinigingen in de (gebruikszone van de) bodem, het grondwater en het oppervlaktewater. Door transport en sorptie van verontreinigende stoffen, kan er sprake zijn van een onderlinge beïnvloeding van de kwaliteit van de bodem, het grondwater en het water. Tegenwoordig spreken we dan ook meestal van het bodemwatersysteem.

De huidige stoffenlijst voor bodem is tot stand gekomen vanuit de beleidsopgaven voor de bodemverontreinigingsproblematiek. De stoffenlijst voor bodem is rechtstreeks vertaald naar de normenlijst voor grondwater en, samen met bodemnormen, opgenomen in de Circulaire bodemsanering (2013). Hierbij is niet onderzocht of bepaalde stoffen die in de bodem worden aangetroffen (vaak immobiele stoffen) ook daadwerkelijk een probleem vormen voor de grondwaterkwaliteit.

De stoffenlijst voor water (zie paragraaf 4.6.1) is Europees tot stand gekomen. Verschillen in de samenstelling van stoffenlijsten voor bodem, grondwater en water kan mogelijk leiden tot hogere kosten van onderzoek, bijvoorbeeld wanneer het totale bodemwatersysteem in een gebied moet worden onderzocht of als er stoffen op de lijst staan voor onderzoek in grondwater die immobiel of zeer slecht oplosbaar zijn. Geadviseerd wordt om de stoffenlijsten van water, bodem en grondwater op elkaar af te stemmen, waarbij rekening wordt gehouden met het verschil in gedrag dat stoffen in verschillende compartimenten hebben.

Bijlage 9 gaat in op de overwegingen en selectiecriteria voor het opnemen van een stof op een stoffenlijst en voor normering. Naast het voorkomen van verontreinigende stoffen die afkomstig zijn van industriële en commerciële activiteiten, worden verschillende overwegingen gegeven die belangrijk zijn voor de samenstelling van stoffenlijsten.

Geadviseerd wordt om periodiek de stoffenlijsten te evalueren. Een periodieke evaluatie kan ook bijdragen aan een mogelijke harmonisatie van stoffenlijsten voor bodem, grondwater en water. Eventuele verschillen tussen de genoemde stoffenlijsten kunnen dan op basis van de evaluatie worden onderbouwd.

Een vergelijking van de stoffenlijsten uit de verschillende normenkaders staat in Bijlage 9. Het betreft de stoffen voor normen die zijn opgenomen in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet, het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water en de Regeling monitoring kaderrichtlijn water.

Opkomende (nieuwe) stoffen in het bodemwatersysteem

Sinds 2016 is er grote maatschappelijke en politieke aandacht voor diffuse bodemverontreiniging met nieuwe of opkomende stoffen. Deze aandacht richt zich vooral op persistente, mobiele en toxische stoffen (zogenoemde PMT-stoffen). De aanwezigheid van deze stoffen in het bodemwatersysteem zijn problematisch voor bijvoorbeeld de (grond)waterzuivering en voor het hergebruik van grond en bagger. Veel stoffen zijn niet genormeerd. Deze problematiek wordt thans opgepakt in de beleidsontwikkeling en aanpak voor Opkomende Stoffen. Voor de keuze van te normeren stoffen kan ook worden aangesloten bij de conclusies over water uit het Adviesrapport Werkgroep Aanpak Opkomende Stoffen¹¹ (2021) en het beleid voor Zeer Zorgwekkende Stoffen (Substance of Concern). Zie Bijlage 9 voor een toelichting met betrekking tot Zeer Zorgwekkende Stoffen.

¹¹ Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, 2021. Prioritering van stoffen en stofgroepen. Adviesrapport Werkgroep Aanpak Opkomende Stoffen.

4.8 Evaluatie bodemtypecorrectie

4.8.1 *Van nature voorkomende metalen*

Metalen en metalloïden komen ook in natuurlijke bodems voor. De verschillende bodemtypen in Nederland bevatten van nature uiteenlopende concentraties van metalen. Dit is ontstaan door aanwezigheid in het verweerde basisgesteente en onder invloed van waterhuishouding, klimaat, biologische activiteit en bodemgebruik. Om dit te uniformeren, zijn omrekenformules (ook wel relaties genoemd) afgeleid voor metaalgehalten in onverdachte natuur- en landbouwgebieden als functie van humus en lutum (Lexmond, Edelman, 1984-1992; de Wilde 1992 en Van den Hoop, 1995) en als functie van Al_2O_3 (Spijker, 2017). De laatste op basis van een verder ontwikkelde dataset (Mol, Spijker et al, 2012). Voor de berekening van de Achtergrondwaarden wordt uitgegaan van het 95-percentiel van waarden in de bovengrond en ontsluiting met koningswater. Tussen het percentage Al_2O_3 (klei op basis van samenstelling) en het lutum percentage (klei op basis van deeltjesgrootte) kan een lineaire relatie worden aangehouden. Het model van Spijker beschrijft de relatie voor het geheel van alle Nederlandse bodems. Aansluitend zijn door Spijker ook specifieke en daardoor nauwkeuriger modellen ontwikkeld voor zandgronden, klei en veen gronden. In de modellering van Lexmond en Edelman, 1992 werd ook al onderscheid gemaakt in minerale grond ($H < 25\%$) met alleen L als verklarende parameter en moerige grond ($H \geq 25\%$) met L en H als verklarende parameters. De metalen cadmium, lood, antimoon, zink en koper kunnen in het algemeen beschouwd worden als verhoogd door humane activiteiten.

4.8.2 *Gedrag stof in verschillende bodemtypes*

In de verschillende typen bodems gedragen verontreinigingen zich verschillend. Bijvoorbeeld kan een stof mobiel zijn in zandgrond en weinig mobiel in kleigrond. Dit betekent dat ecologische effecten (risico's) door een verontreinigende stof, in mindere of meerdere mate afhankelijk zijn van het bodemtype. Daar zou een correctie op basis van klei (lutum) organisch stof gehalte en pH een mogelijkheid zijn. Voor humane risico's is het bodemtype van belang voor de verdeling van een stof over de bodemfasen en daarmee voor de blootstelling en uiteindelijk de risicogrenswaarden voor de mens. Dit wordt voor een deel meegenomen met de modellering van de blootstelling (CSOIL).

4.8.3 *Correctie voor standaardbodem*

Het is gebruikelijk om bij metalen de norm voor standaardbodem (met humus gehalte 10% en lutumgehalte 25%) af te leiden en de norm te corrigeren voor hiervan afwijkende waarden voor humus en lutum op de onderzochte locatie. Hiervoor worden de omrekenformules gebruikt die voor de achtergrondwaarden zijn afgeleid (van den Hoop, 1995). Het achterliggende idee is dat deze correctie ook werkt als een grove correctie voor de (chemische) beschikbaarheid van metalen. De afgeleide relaties gelden echter in de eerste plaats op het niveau van natuurlijke (relatief lage) gehalten die niet of weinig door de mens zijn beïnvloed. Het belang van de natuurlijke relaties neemt mogelijk wel toe bij oudere en lichte verontreinigingen, die zich al geheel of gedeeltelijk aan de omstandigheden in de bodem hebben aangepast. Voor de

maximale waarden landbouw/natuur (achtergrondgehalten van AW2000) zijn deze methoden daarom wel direct toepasbaar.

Bodemtypercorrectie volgens Spijker

Het RIVM (Spijker, 2012) heeft een alternatieve methode ontwikkeld voor de bodemtypercorrectie voor metalen. Dit op basis van nieuwe bodemdata. Met de nieuwe data presteert de nieuwe methode op hetzelfde niveau of beter dan de huidige bodemtypercorrectie voor achtergrondwaarden. De nieuwe methode is ook goed toepasbaar op hogere concentratieniveaus. De bodemtypercorrectie is namelijk goed toepasbaar om de verschillende in achtergrondwaarden te bepalen, maar niet voor verontreinigingen op het niveau van bijvoorbeeld de interventiewaarde. Hiervoor is een andere manier van corrigeren nodig. Spijker (2012) adviseert allereerst een meer fundamentele discussie te voeren over het gebruik van de bodemtypercorrectie in het beoordelingskader voor de bodem en doelen voor de bescherming, beheer en herstel.

Zo kan worden beargumenteerd dat voor de beoordeling van bodemverontreiniging op het niveau van de interventiewaarden (en dus bij relatief hoge concentraties ten opzichte van natuurlijke concentraties) de omrekenformules voor natuurlijke variaties met humus en lutum uit Van den Hoop (1995), nauwelijks van belang zijn. Datzelfde geldt voor de beoordeling van gezondheidsrisico's en risicogrenswaarden voor de mens. In feite geldt dat de huidige omrekenformules waarop de bodemtypercorrectie is gebaseerd niet van toepassing zijn op blootstelling van mensen. Ook is er voor ernstig verontreinigde locaties minder sprake van evenwicht of steady state dan in de situatie van een op de lange duur gegroeide situatie op het niveau van achtergrondconcentraties.

Voor de afleiding van risicogrenswaarden voor de mens is het effect van bodemtype voor veel metalen ingebouwd in de modellering van de opname door gewassen. De blootstelling door de consumptie van gewassen uit eigen tuin is een belangrijke risicobepalende blootstellingsroute. De bodemtypercorrectie (of iedere andere correctie) op basis van humus en lutum daarbovenop leidt tot een risicogrenswaarde die verder af ligt van het werkelijke risico dan een waarde zonder de correctie voor humus en lutum.

Voor andere blootstellingsroutes zoals uitdamping bij vluchtige organische stoffen naar kruipruimten zijn ook bodemparameters zoals het organisch stofgehalte, de grondwaterstand en de permeabiliteit van belang voor de mate van uitdamping van VOCl. Het effect van het bodemtype kan het beste worden bepaald door modellering van de blootstelling. Belangrijk is dat de gemeten concentraties aan verontreinigingen input zijn voor de modellering (Risicotoolbox Bodem) van humane risico's en het gebruik van bodemtype gecorrigeerde concentraties onjuist is.

De beoordeling van humane risico's wordt uitgevoerd met behulp van de modules Sanscrit, Concrit, Volasoil van de Risicotoolbox Bodem. Voor een juiste beoordeling worden de (gemiddelde) concentraties van de gemeten verontreinigingen ingevoerd. Daarnaast wordt het organisch

stofgehalte, lutum en pH ingevoerd. De beoordelaar dient erop te letten dat de ingevoerde concentraties representatief zijn voor de verwachte blootstelling. Voor de meeste verontreinigingen is dat de concentratie die gemeten wordt in de contactzone en wortelzone van gewassen (consumptie gewas uit eigen tuin). Het humane risico wordt bepaald door de mate van blootstelling. Hieruit volgt dat voor de bepaling van humane risico's geen bodemtypecorrectie hoeft te worden toegepast. Wijzigingen door een bodemtypecorrectie vertekenen het beeld voor blootstelling door consumptie van gewassen.

Geconcludeerd wordt dat de huidige humus/lutumcorrectieformules niet van toepassing zijn in het kader van humane risicobepaling en de ongecorrigeerde meetwaarde maatgevend is.

5 Instrumentarium bodemkwaliteit

Het beoordelingskader Bodemkwaliteit bestaat uit de in hoofdstuk 2 genoemde normensets en regels zoals thans opgenomen in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet. Indien uit een toetsing aan normen blijkt dat de kwaliteit niet aan de gestelde eisen voldoet, kan een beoordeling volgen met de Risicotoolbox Bodem. Voor de beoordeling en toetsing van een aantal activiteiten zijn er in de Risicotoolbox Bodem verschillende modules beschikbaar.

De Risicotoolbox Bodem is het totaal aan bodeminstrumentarium, bestaande uit een aantal modules (rekentools) waarmee, bijvoorbeeld bij normoverschrijding, de bodemkwaliteit of een (voorgenomen) handeling getoetst kan worden voor een algemene en locatiespecifieke situatie. De normen uit het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet zijn daarom niet los te zien van het bodeminstrumentarium.

Het instrumentarium Bodemkwaliteit bestaat uit verschillende modellen waarmee grenswaarden voor de onderbouwing van normen worden afgeleid en toetsingen kunnen worden verricht. Dit hoofdstuk vat de voor de normering relevante modellen en bodemtools samen. Bovendien geeft het aan welke actualisatie heeft plaatsgevonden in aanloop naar de invoering van de Omgevingswet.

De volgende instrumenten (modules) zijn onderdeel van de Risicotoolbox Bodem:

1. Sanscrit voor de vaststelling van onaanvaardbare humane, ecologische en/of verspreidingsrisico's voor een geval van ernstige bodemverontreiniging. Relevant zijn tevens de modules VOLASOIL (voor de beoordeling van onaanvaardbare humane risico's als gevolg van vluchtige organische stoffen; uitdampingsmodel) en TRIADE (voor de beoordeling van onaanvaardbare ecologische risico's), die voor een locatiespecifieke beoordeling van risico's beschikbaar zijn. Het bevoegd gezag kan op basis van een beoordeling beslissen over maatregelen.
2. Module diffuus lood. Met deze module worden overheden ondersteund in het beheer van gebieden met een diffuse bodemloodverontreiniging. Met de uitkomsten van een beoordeling wordt inzicht verkregen in de bijdrage van individuele zones aan de totale blootstelling in het gebied, het aanwijzen van zogenoemde aandachtslocaties, het geschat effect van beheersmaatregelen op de gezondheid.
3. De module Concrit van de Risicotoolbox Bodem is een voorgeschreven beoordelingsinstrument voor het bepalen van grenswaarden voor de toelaatbare kwaliteit van de bodem voor het bouwen van een bodemgevoelig gebouw op een bodemgevoelige locatie. Hiervoor wordt de levenslang gemiddelde blootstelling getoetst aan het MTR en de TCL. Bij het vaststellen van de waarde van de toelaatbare kwaliteit van de bodem wordt rekening gehouden met de interventiewaarde

- bodemkwaliteit (zie Bijlage IIA bij het Besluit activiteiten leefomgeving).
4. Beoordelen toepassing grond en bagger en voor de onderbouwing van lokale maximale waarden. Dit onderdeel betreft het gebiedsspecifieke spoor van het Bbk. Met deze module worden de gevolgen, in termen van risico's, van gekozen Lokale Maximale Waarden voor de mens, het ecosysteem en de landbouwproducten berekend. Daarnaast kunnen de risico's van een actuele bodemkwaliteit worden beoordeeld.
 5. Het blootstellingsmodel CSOIL (2020). Met het model CSOIL voor berekening van de blootstelling aan verontreinigde landbodems wordt het risico voor mensen berekend die aan verontreiniging in de bodem worden blootgesteld. De mens kan via verschillende routes (bodem, lucht, water en gewassen) in aanraking komen met bodemverontreiniging. Het bodemgebruik, bijvoorbeeld wonen, moestuinen of kinderspeelplaatsen, bepaalt de mate van blootstelling. Daarnaast zijn ook de fysisch-chemische eigenschappen van de verontreinigingen in de bodem, de bodemlucht (de lucht tussen de bodemdeeltjes) en het grondwater van invloed. De blootstelling en de toxiciteit van de verontreinigende stof(fen) bepalen uiteindelijk het risico. Het CSOIL-model voor berekening van de blootstelling aan verontreinigde landbodems is in 2020 geactualiseerd. Dit heeft geleid tot de nieuwste modelversie: CSOIL2020. Deze nieuwste versie wordt de rekenmotor achter nieuwe modules in de Risicotoolbox Bodem die nu ontwikkeld worden voor toepassing voor bodembeheer onder de Omgevingswet.
 6. De Risicotoolbox Waterbodem. Dit instrument moet worden gebruikt bij het vaststellen van gebiedsspecifiek beleid voor waterbodems in het kader van het Bbk. Het instrument SEDISOIL is een onderdeel van deze risicotoolbox. Met dit instrument worden humane risico's berekend. Het instrument SEDIAS is bedoeld voor de oevergebieden.
 7. Risicotoolbox Grondwater (in ontwikkeling anno 2022) voor de beoordeling van de risico's van het gebruik van grondwater en door verspreiding van verontreinigingen.

Naast de Risicotoolbox Bodem bestaan ter ondersteuning nog de volgende documenten en instrumenten:

1. De Handreiking beoordelen waterbodems uit 2010 van het voormalige ministerie van Infrastructuur en milieu. Deze handreiking bevat methoden om de mate te bepalen waarin het realiseren van kwaliteitsdoelen van een watersysteem wordt belemmerd door verontreinigde waterbodems. Het gebruik van deze handreiking is niet verplicht gesteld.
2. Op het Informatie Punt LeefOmgeving (IPLO) staat de Routeplanner bodemambities. Dit is een stappenplan voor het opstellen van lokaal bodembeleid. ([Bodemambities - Informatiepunt Leefomgeving \(iplo.nl\)](https://www.iplo.nl/))
3. De Waterbodem immisietoets, opgenomen in het Handboek Immisietoets van het ministerie van infrastructuur en milieu uit 2016. Met de Waterbodemimmisietoets wordt getoetst wat de gevolgen voor de waterkwaliteit zijn door een (potentiële) lozing vanuit de waterbodem. De toets moet worden uitgevoerd in geval

van beoogde ingrepen in de waterbodem, zoals aanleg, verruiming of herinrichting. Een ingreep in de waterbodem mag niet ertoe leiden dat de KRW-toestandklasse van het waterlichaam achteruitgaat. De toets is niet bedoeld ter beoordeling van de effecten van het toepassen of verspreiden van baggerspecie of grond in oppervlaktewateren; daarvoor gelden het Bbk en Rbk.

4. De Bodem Toets- en Validatieservice (BoToVa), zijnde een niet wettelijk verplicht instrument dat het toetsen aan bodemnormen (normen voor land- en waterbodem, grond en baggerspecie, grondwater en bouwstoffen) uniformeert.

Hieronder volgt een inhoudelijke toelichting op de achtergronden, de actualisatie en het gebruik van het CSOIL2020-model, de module diffuus lood en de module Concrit.

5.1 Actualisatie CSOIL-model

Het humane blootstellingsmodel CSOIL is het standaard blootstellingsmodel voor de afleiding van humane risicogrenswaarden en voor de berekening van de blootstelling aan stoffen die zich in de bodem bevinden. Het CSOIL-model, of onderdelen daarvan, wordt ook gebruikt in diverse modules van de Risicotoolbox Bodem.

De eerste versie van het CSOIL-blootstellingsmodel is ontwikkeld in 1995 (Van den Berg, 1995) en inhoudelijk herzien in 2001 als onderdeel van het programma Evaluatie interventiewaarden (Lijzen et al., 2001), Otte et al. (2001) en resulteerde in het model CSOIL2000 (Brand et al., 2007). Het CSOIL2000-model werd onderdeel van de Risicotoolbox Bodem en het beoordelingsmodel Sanscrit voor de vaststelling van spoedeisendheid van een sanering conform de Circulaire Bodemsanering.

Het CSOIL-model is in 2020 inhoudelijk en technisch geactualiseerd (Van Breemen et al., 2020). Met deze update sluit CSOIL2020 aan op nieuwe ICT-besturingssystemen en dit was noodzakelijk om CSOIL te kunnen blijven gebruiken als zelfstandig model en om in te bouwen in de verschillende modules van de Risicotoolbox Bodem. Met de inhoudelijke actualisatie sluit CSOIL aan op enkele nieuwe inhoudelijke inzichten, waarbij het modelconcept, op enkele kleine aanpassingen na, gelijk gebleven is aan CSOIL2000.

CSOIL2020 is onderdeel van de modules Concrit en Sanscrit welke gebruikt worden voor de beoordeling of grond veilig mag worden (her)gebruikt. Voor onderzoeksdoeleinden kan CSOIL2020 ook zelfstandig worden gebruikt. CSOIL2020 is op aanvraag beschikbaar.

- 5.1.1 *Aanwijzingen voor de toevoeging van nieuwe stoffen aan CSOIL2020*
Het CSOIL2020-model biedt de mogelijkheid om nieuwe stoffen toe te voegen voor de beoordeling van de blootstelling van de mens aan verontreinigingen in de bodem en risico's daarvan voor de gezondheid. Daartoe dienen de (stof) parameters te worden ingevoerd uit Tabel 8.

Tabel 8 Overzicht van stofafhankelijke fysisch-chemische parameters.

Stofnaam		
Cas nummer		
Parameter	Symbool	Eenheid
Molmassa	M	g/mol
Wateroplosbaarheid	S	mg/L
Dampdruk zuivere stof	Vp	Pa
Octanol-water verdelingscoëfficiënt	log_Kow	-
Organische koolstof genormaliseerde verdelingcoëfficiënt OC-water	log_Koc	dm ³ /kg
Lucht-water verdelingscoëfficiënt	Klw	-
Zuurdisassociatieconstante	pKa	-
Permeatiecoëfficiënt PE-waterleiding	Dpe	m ² /d
Bodem-water verdelingscoëfficiënt metalen	Kd_metaal	mol.kg ⁻¹ dw/mol.dm ⁻³
BCF aardappel op basis van droge stof gehalte	BCF-aardappel	(mg/kg vg)/(mg/kg)
BCF groenten op basis van droge stof gehalte	BCF-groenten	(mg/kg vg)/(mg/kg)
Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau voor de mens	MTR	mg/kg l.g. dag
Toelaatbare Concentratie Lucht	TCL	mg/m ³
Combitox	CombiTox	

Bij de beoordeling van de risico's door blootstelling van een nieuwe stof met het CSOIL-model is op voorhand niet met zekerheid te zeggen of dit tot een aannemelijk en verklaarbaar resultaat leidt. De modellering van de blootstelling (en risico's) met een combinatie van uiteenlopende stofeigenschappen kan resulteren in een onrealistische uitkomst. In dat geval is het aannemelijk dat de uiterste grenzen waarbinnen het model toepasbaar is, worden overschreden. Ook kunnen de ingevoerde stofeigenschappen van de onderzochte stof onjuist beschreven zijn. Bij modellering van nieuwe stoffen moet daarom altijd kritisch naar het modelresultaat worden gekeken. Daarvoor dient ook beschikbare informatie over het voorkomen en gedrag van de betreffende stof te worden onderzocht en dit mag niet conflicteren met de modeluitkomst.

Een handvat voor de uiterste grenzen voor invoerwaarden van fysisch-chemische eigenschappen in CSOIL zijn de minimum en maximum waarden voor fysisch-chemische en toxicologische waarden uit de huidige dataset aan stoffen die zijn opgenomen in CSOIL.

Tabel 9 geeft voor elke stofafhankelijke parameterwaarde de minimumwaarde en de maximumwaarde uit de stoffen dataset van CSOIL2020. Deze waarden kunnen als minimum en maximum gelden voor de gevraagde invoer.

Tabel 9 Minimum en maximumwaarden van fysisch-chemische eigenschappen voor de stoffen opgenomen in de stoffen database van CSOIL2020.

Symbol	Eenheid	Min	stof	Max	stof
M	g/mol	9	beryllium	500	PFOS
S	mg/L	2,15E-07	octaCDF	5,09E+06	diethyleenglycol
Vp	Pa	5,93E-10	OCDD	2,98E+05	vinylchloride
log_Kow	-	-1,80	diethyleenglycol	9,39	TPH alifatisch EC16-21
log_Koc	dm ³ /kg	-9,99E+02	formaldehyde methanol diethyleenglycol ethyleenglycol	9,00	TPH alifatisch EC16-21
Klw	-	3,20E-09	fentinhydroxide	1,49E+00	vinylchloride
pK	-	-3,27	PFOS	1,06E+01	catechol
Dpe	m ² /d	1,00E-09	MCPA	1,00E-05	dichlooretheen
Kd_metaal	mol.kg ⁻¹ dw/mol.dm ⁻³	1,00E-01	cyanide thiocyanaat	3,60E+04	lood
BCF-aardappel	(mg/kg vg)/(mg/kg)	6,68E-05	thallium	4,70E-01	GenX
BCF-groenten	(mg/kg vg)/(mg/kg)	4,41E-04	thallium	5,80E-01	GenX
MTR	mg/kg l.g. dag	4,00E-09	PCDD	4,60E+00	cyclohexanon
TCL	mg/m ³	2,50E-06	chrom VI	1,84E+01	TPH alifatisch EC6-8
CombiTox			0		alle

5.2 Normering bodemlood

Het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet wijst op de mogelijkheden die de Omgevingswet biedt voor een gedifferentieerde aanpak van het beheer van diffuse bodemverontreiniging. Zo kan het beheer van diffuse bodemloodverontreiniging zich richten op het terugdringen van de blootstelling in plaats van het uitsluitend voldoen aan de normen (Otte et al., 2015). Een aanpak hiervoor is inmiddels door verschillende provincies en gemeenten in praktijk gebracht, zoals de gemeente Zaanstad¹².

Deze paragraaf gaat achtereenvolgens in op ontwikkelingen en nieuwe inzichten over de gezondheidkundige grenswaarde voor lood en de normwaarden voor lood zoals thans opgenomen in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet. Vervolgens wordt ingegaan op de totstandkoming van de module diffuus lood. Bijlage 6 beschrijft in detail de achtergronden van de module diffuus lood.

5.2.1 Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau bodemlood.

Lood werd aanvankelijk beoordeeld als een drempelwaarde stof. De Europese voedsel- en warenautoriteit ('European Food Safety Authority', EFSA) stelt in een advies over lood echter vast dat voor blootstelling aan lood geen grens is aan te geven waaronder ongewenste effecten kunnen worden uitgesloten. Hieruit volgt dat voor lood alleen een acceptabele

¹² <https://www.saneringzaanslood.nl/default.aspx>

grenswaarde kan worden gekozen op basis van een beleidsmatige afweging.

De EFSA heeft geen voorstel gedaan voor een nieuwe toxicologische normwaarde (PTWI¹³). Wel is er een 'Benchmark Dose Limit (BMDL01) voor een lood-in-bloedwaarde afgeleid van 12 µg/L. Deze waarde is gebaseerd op een extra risico van 1% voor kinderen, overeenkomend met een daling van één IQ-punt. EFSA adviseert een lood in bloedwaarde van 12 µg/L te hanteren als referentiepunt voor de risicokarakterisering. Een loodbloedwaarde van 12 µg/L komt overeen met een inname van lood via de voeding van 0,5 µg/kg lichaamsgewicht (lg)/dag (EFSA, 2010). Bij een hogere blootstelling dan 0,5 µg/kg lg/d aan lood is ook bij volwassenen de kans op gezondheidsschade niet uitgesloten.

Het EFSA heeft geen normwaarde voor bodemkwaliteit geadviseerd. Voor de bescherming tegen de schadelijke gezondheidseffecten van blootstelling aan stoffen wordt het MTR of een percentage van het MTR gebruikt om het beschermingsniveau concreet te maken (bodem, grondwater, lucht). Het MTR (zoals gebruikt voor de normering van bodem) is erop gericht om gezondheidseffecten te voorkomen (drempelwaarde stoffen) of tot een aanvaardbaar niveau terug te dringen, zoals voor carcinogenen en nu ook voor lood.

Het MTR voor lood uit de Circulaire bodemsanering (2013) is in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet (Staatsblad, 2021-98, Bijlage IIA) overgenomen. De MTR-waarde voor lood is 2,8 µg/kg lg/d (Staatsblad, 2021-98 Bijlage Vb). De hoogte van het MTR is een beleidsmatige keuze die in de Circulaire bodemsanering (2013) is toegelicht.

Door de JECFA (The Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) van de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) wordt een verlies van ten minste drie IQ-punten) gekarakteriseerd als 'reden tot zorg' ('deemed for concern'). Een dergelijk effect mag bij kinderen verwacht worden wanneer de blootstelling door lood 1,9 µg/kg lichaamsgewicht per dag (µg/kg lg/d) of meer is (Otte et al., 2015.)

5.2.2 *Interventiewaarde lood*

De interventiewaarden bodemkwaliteit zoals opgenomen in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet (Staatsblad, 2021-98, Bijlage IIA), zijn overgenomen uit de Circulaire bodemsanering (2013). De interventiewaarde (IW) voor lood is 530 mg/kg droge stof. De norm is voor een standaardbodem met een lutum percentage van 25% en een organische stof percentage van 10%. De interventiewaarde is gebaseerd op het bodemgebruik 'wonen met tuin' en een MTR_{humanaan} van 2,8 µg/kg lg/d (Staatsblad, 2021-98, Bijlage Vb).

De interventiewaarde bodem biedt niet het beschermingsniveau dat door de EFSA wordt geadviseerd. In het rapport 'Diffuse loodverontreiniging in de bodem' (Otte et al., 2015) is de relatie van de externe blootstelling aan bodemlood naar loodbloedwaarde en de schatting naar effect op IQ gemodelleerd. Daaruit blijkt dat de geschatte loodbloedwaarde bij een

¹³ Provisional tolerable weekly intake

bodemloodgehalte van 530 mg/kg en een blootstelling van 2,8 µg/kg lg /d overeenkomt met een geschatte loodbloedwaarde van 50 µg/L en een potentieel effect op de hersenontwikkeling uitgedrukt in een verlies van 3-4 IQ-punten (Tabel 10). Daardoor biedt de interventiewaarde bodem niet het beschermingsniveau dat door de EFSA wordt geadviseerd (namelijk 12 µg/L). Tabel 10 geeft een overzicht van de relatie tussen de blootstelling op het niveau van een gezondheidskundige grenswaarde (het MTR_{humanaan}), het loodbloedgehalten en het potentieel daarmee geassocieerde IQ-verlies.

Tabel 10 Berekende relaties tussen gezondheidskundige grenswaarde (het MTR_{humanaan}), lood in bloedgehalten, interventiewaarde en het potentieel daarmee geassocieerde IQ-verlies bij kinderen.

	Norm-waarden ABB, 2021.	EFSA-referentie-punt	FAO/WHO-deemed for concern	Voorstel o.b.v. EFSA referentie-punt	Voorstel FAO/WHO -niveau (reden tot zorg)
MTR _{humanaan} [µg/kg lg/dag]	2,8	-	1,9	0,5	1,9
Interventiewaarde bodemlood gehalte[mg/kg ds]	530	-	-	90-100	350
Lood in bloed [µg/L]	50	12	-		
IQ-verlies bij kinderen [IQ-punt]	3-4	1	3		

Uit het overzicht van Tabel 10 is af te lezen dat als de risicogrenswaarde (op het niveau van een interventiewaarde) wordt gebaseerd op het EFSA-advies van 0,5 µg/kg lg per dag, daarmee een interventiewaarde van 90-100 mg/kg correspondeert.

Legt men de toxicologische grenswaarde op het niveau van 'reden tot zorg', dan komt dat overeen met een toxicologische risicogrenswaarde van 1,9 µg/kg lg per dag en een daarmee corresponderende risicogrenswaarde van ongeveer 350 mg/kg (Tabel 5.9 van Otte et al., 2015).

5.2.3 Bodemtypecorrectie bodemlood

In het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet is de bodemtypecorrectie uit de Circulaire bodemsanering (2013) overgenomen. In het Aanvullingsbesluit wordt gesteld dat interventiewaarden (en andere normen voor de beoordeling van de kwaliteit van de bodem) in bepaalde mate bodemtype-afhankelijk zijn en gebaseerd zijn op een standaardbodem met een lutum percentage van 25% en een organische stof percentage van 10%. Hierbij wordt aangegeven dat bij de beoordeling van een locatie de gemeten gehalten via een bodemtypecorrectie omgerekend dienen te worden naar standaardbodem, zodat de meetwaarden vergeleken kunnen worden met de normen.

Geadviseerd wordt om de bodemtypecorrectie voor bodemlood niet toe te passen. De reden is dat de bodemtypecorrectie is bedoeld om voor ecologische risico's rekening te houden met het bodemtype (zie ook paragraaf 4.8). Voor bodemlood zijn het vooral de gezondheidsrisico's die maatgevend zijn voor te treffen maatregelen. Het toepassen van de bodemtypecorrectie, gevolgd door een toetsing aan een norm, past hierin niet. Een beoordeling van de risico's met de module diffuse lood dient daarom plaats te vinden op basis van, en door de invoer van, gemeten concentraties. Opgemerkt moet worden dat de hoeveelheid organische stof in de bodem wel van invloed kan zijn op de biobeschikbaarheid van bodemlood voor het menselijk lichaam. Zie hiervoor het onderdeel 'Relatieve biobeschikbaarheid van lood' in paragraaf 5.2.5.

5.2.4 *Gezondheidskundige advieswaarden bodemlood*

De GGD-GOHR heeft gesteld dat een (diffuse) bodemkwaliteit die kan leiden tot meer dan 3 IQ-puntverlies niet acceptabel is. Dit onder meer naar aanleiding van vragen van gemeenten en vragen over het advies om de blootstelling aan bodemlood tot een zo laag mogelijk niveau terug te brengen (ALARA). Hieruit volgt een GGD-advies voor Gezondheidskundige advieswaarden bodemlood, opgesteld voor verschillende bodemgebruiken, waarbij de bodemkwaliteit wordt opgedeeld in 'voldoende – matige – en onvoldoende' kwaliteit. Bij een voldoende kwaliteit voldoet de bodemkwaliteit aan het EFSA-advies om het gezondheidskundig effect te beperken tot minder dan 1% overeenkomend met 1 IQ-punt-verlies (zie Tabel 11). De gezondheidskundige advieswaarden zijn bedoeld als ondersteuning voor het bevoegd gezag. Het is aan het bevoegd gezag om te bepalen of het kan en wil voldoen aan de advieswaarden. Dit besluit is mede bepalend voor de noodzakelijke beheersmaatregelen.

Tabel 11 Gezondheidskundige advieswaarden (mg/kg ds) bodemlood van GGD-GHOR.

	Gezondheidskundig voldoende bodemloodkwaliteit	Gezondheidskundig matige bodemloodkwaliteit	Gezondheidskundig onvoldoende bodemloodkwaliteit
Grote moestuin (> circa 200 m ²)	< 60	60 – 260	> 260
Wonen met tuin (kleine moestuin)	< 90	90 – 370	> 370
Plaatsen waar kinderen spelen	< 100	100 – 390	> 390
IQ-puntverlies	< 1 IQ-puntverlies	1 – 3 IQ-puntverlies	> 3 IQ-puntverlies
Handelingsperspectieven voor plaatsen waar jonge kinderen (0-7 jaar) veel in contact komen met grond (gevoelige locaties: wonen met tuin, kinderspeelplekken, kinderdagverblijven e.d.)	Goede ruimtelijke ordening: realiseer gevoelige bestemmingen zoveel mogelijk op grond met een voldoende bodemloodkwaliteit	Brede communicatie over algemene gebruiksadviezen (folders, posters website e.d.). Sanering bij herstructurering e.d.	Sanering Zolang sanering niet haalbaar is: specifieke gerichte risico-communicatie met bewoners en andere gebruikers van verontreinigde grond (brieven, informatie-bijeenkomsten e.d.)

5.3 Module diffuus lood van de RTB

De aanpak van diffuus bodemlood, toegesneden op een specifieke aandachtsplekken binnen een locatie, wijk of gebied vereist een degelijke afweging (Otte en Zeilmaker, 2017). Om dit te faciliteren, is de module diffuus lood ontwikkeld. Deze module is onderdeel van de Risicotoolbox Bodem en maakt het mogelijk om het effect van een voorgestelde aanpak, een beheersmaatregel en/of een gebruiksbeperking op de blootstelling aan bodemlood door te rekenen. De module diffuus lood biedt de mogelijkheid om de blootstelling aan bodemlood in kaart te brengen voor een gebied met een diffuse bodemloodverontreiniging. Met de module kan inzicht worden verkregen in de ligging van zogenoemde aandachtsplekken. Dit zijn plekken waar de blootstelling hoog is. De aanpak van deze plekken is het meest effectief, omdat het zorgt voor de grootste blootstellingsreductie.

Bijlage 6 beschrijft in detail de achtergronden van de module diffuus. De belangrijkste blootstellingsbepalende parameters in deze module zijn geëvalueerd, en waar nodig heeft dit tot aanpassing geleid. Samengevat:

1. Evaluatie modellering externe blootstelling-loodbloedgehalte en IQ-verlies.

De modellering van de relaties tussen externe blootstelling, loodbloedwaarde en potentieel IQ-verlies is geëvalueerd, waarbij op onderdelen aanpassingen en verbeteringen zijn gedaan. Bovendien is

meer aandacht gegeven aan de vastlegging van de modellering, modelparameters en modelresultaten. Zie Bijlage 6 voor de afgeleide relaties.

2. De hoeveelheid ingestie gronddeeltjes

De veronderstelde gemiddelde ingestie van grond door kinderen tijdens spelactiviteiten buiten, is een belangrijke bepalende factor voor de hoogte van de blootstelling. Voor de evaluatie is gebruikgemaakt van de literatuurstudie van RIVM en VITO (Vlaanderen) uit 2019 (Brand et al., 2019). De thans gehanteerde waarde voor grondingestie (100 mg/dag) is vergelijkbaar met de waarde die wordt gehanteerd in Vlaanderen, een waarde van 93 mg per dag (een 60-percentiel waarde). De huidige waarde voor grondingestie in zowel Nederland als Vlaanderen is voornamelijk gebaseerd op meetgegevens in de periode 1980-1990. Hoewel verondersteld wordt dat het spelen in de bebouwde omgeving sindsdien is veranderd, concluderen Brand et al. (2019) dat het thans niet mogelijk is rekening te houden met dergelijke veranderingen. Dit omdat nieuwe meetdata ontbreekt en er daarom geen zicht of een, in vergelijking met veertig jaar geleden, ander speelgedrag ook leidt tot een andere waarde voor de hoeveelheid grondingestie.

Geadviseerd wordt om meetdata te actualiseren en op basis daarvan ingestiewaarden aan te passen. Bijstelling van ingestiewaarden werkt praktisch lineair door in het veronderstelde risico. Uit de literatuurstudie lijkt het aannemelijk dat voor een gemiddelde situatie en een gemiddeld speelgedrag van een kind de gehanteerde waarden voor grondingestie een overschatting is van de werkelijke grondingestie (Brand et al., 2019).

3. De opname van lood door moestuingewassen

De blootstelling aan lood door de consumptie van gewassen uit eigen tuin is een belangrijke bepalende factor voor het risico in gebieden met een diffuse bodemloodverontreiniging. Dit geldt vooral wanneer de bodem wordt gebruikt als moestuin. De loodopname door moestuingewassen wordt uitgedrukt met een bioconcentratiefactor (BCF). De BCF-waarden zijn geëvalueerd op basis van het onderzoek van RIVM en Alterra om de toentertijd gebruikte plant-opname relaties te verbeteren (Otte et al., 2011). Voor deze studie hebben Alterra en het RIVM de beschikbare bodem-plantdata voor lood gecombineerd en beoordeeld. Hiermee is een grotere en kwalitatief betere dataset verkregen. Deze dataset en de daarmee gemodelleerde plantopname relaties zijn geïmplementeerd in de module diffuus. Hierdoor is de modellering robuuster geworden. Voor specifieke situaties, afwijkende bodemtypen of afwijkende verontreinigingssituaties, of situaties waarbij het consumptiepatroon afwijkt van het veronderstelde patroon, kunnen de loodopname en de resulterende blootstelling afwijken. Voor dergelijke situaties wordt geadviseerd ter plaatse gewasmetingen uit te voeren.

4. De relatieve biobeschikbaarheid van lood voor opname in het menselijke lichaam

De humane relatieve biobeschikbaarheid geeft aan hoeveel van het in de grond aanwezige lood wordt opgenomen in het lichaam en vervolgens via absorptie door de darmwand in de bloedbaan terecht kan komen. De biobeschikbare hoeveelheid lood, de fractie die wordt opgenomen in het

lichaam, bepaalt het risico van blootstelling aan lood en het toxicologisch effect.

In de module diffuus lood kan de relatieve biobeschikbaarheid op basis van lokale afwegingen worden aangepast. Op basis van de nu beschikbare data blijft echter het advies om een generieke relatieve biobeschikbaarheid van 0,74 toe te passen. Dit is de 80 percentiel waarde van de beschikbare data voor bodems met een organisch stofgehalte kleiner dan 20%. Door deze keuze, is de generieke relatieve biobeschikbaarheid van 0,74 een vrij robuuste, veilige waarde.

RIVM heeft recente meetdata opnieuw geïnterpreteerd. Daarbij is gebleken dat een locatie specifieke benadering voor organisch stof percentage bij bepaalde bodemtypen te rechtvaardigen is. Zo is een waarde van 0,36 te rechtvaardigen voor bodems met een hoog organisch stofgehalte (groter dan 20%) is.

Er kunnen situaties zijn waarbij het wenselijk is om een locatie specifieke relatieve biobeschikbaarheid experimenteel te bepalen. Voorbeelden hiervan zijn de specifieke herkomst van het bodemlood of in geval er sprake is van specifieke eigenschappen van de bodem waaraan het lood zich wel of juist niet kan binden.

5.4 De module Concrit van de RTB

De module Concrit voorziet in een applicatie voor de beoordeling van risico's voor de mens bij het bouwen van een bodemgevoelig gebouw op verontreinigde grond. Op basis van gebiedsspecifieke gegevens kan de bodemkwaliteit getoetst worden en/of kan de waarde voor bouwen in het omgevingsplan getoetst worden, waarbij een overschrijding van het MTR voor de mens, de TCL-waarden en geurdrempels niet is toegestaan.

Het programma Concrit werkt volledig als een online applicatie die voor iedereen toegankelijk is met een account voor de Risicotoolbox Bodem. Een account kan worden aangevraagd via de volgende link <https://www.risicotoolboxbodem.nl/tools/nieuwegebruiker.aspx> (gezien op 28-02-2022).

In een omgevingsplan kan het resultaat van een beoordeling met de module Concrit worden gebruikt voor de onderbouwing van de waarde voor toelaatbare kwaliteit bodem. Een activiteit mag niet uitgevoerd worden op een bodem met een kwaliteit die niet voldoet aan de waarde die is vastgelegd als de toelaatbare kwaliteit bodem. De instructieregels staan in paragraaf 5.1.4.5.1. van het BKL.

6 Conclusies en aanbevelingen

Voor het project Normstelling en Instrumentarium Bodem (NIBO) is de geaccepteerde kennis, anno 2022, van normwaarden voor bodem en ondergrond bijeen gebracht. Dit onderzoek heeft geleid tot een referentiedocument voor de normen die zijn opgenomen in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet. Ook geeft het referentiedocument input voor een herijking van het bodemnormeringstelsel welke de komende jaren is voorzien.

Voor de uitvoering van het onderzoek is overeengekomen om uit te gaan van beschikbare en geaccepteerde recente kennis, zoals gepubliceerd in diverse RIVM-rapporten uit de periode 2008-heden. Daaronder vallen de onderzoeken voor de normstelling bodem voor tweede, derde en vierde tranchestoffen en de interventiewaarde grondwater. Dit heeft toentertijd niet geleid tot aanpassing van de normen in de Circulaire bodemsanering of de Regeling bodemkwaliteit.

Voor dit referentiedocument zijn de resultaten vastgelegd van de evaluatie van technisch-wetenschappelijke aspecten die in belangrijke mate bepalend zijn voor de normwaarden bodem en grondwater. Daarnaast zijn de eerder voorgestelde normwaarden voor stoffen, behorende tot de tweede, derde en vierde tranche stoffen opnieuw tegen het licht gehouden.

Betreffende de normwaarden voor tweede, derde en vierde tranche stoffen, in casu de interventiewaarden bodem en de signaleringswaarden grondwater, moet worden geconcludeerd dat nieuw onderzoek nodig is. Bij voorkeur in samenloop met de normstelling voor andere milieudomeinen (met name water en grondwater) en in lijn met internationale (Europese) adviezen.

Een belangrijk element voor de normstelling bodem Omgevingswet is de afleiding van gezondheidkundige grenswaarden Maximaal Toelaatbaar Risico voor de mens (MTR_{humaaan}) en Toelaatbare Concentratie in Lucht (TCL). Deze grenswaarde is maatgevend voor de maximale blootstelling aan een stof (of stofgroep) waaraan de mens kan worden blootgesteld. Voor de gezondheidkundige grenswaarden geldt dat er wetenschappelijke argumenten zijn om de gebruikte methodiek voor de afleiding van grenswaarde te wijzigen. Bovendien geldt dat voor de normering van deze grenswaarden zo mogelijk wordt aangesloten bij Europese gezondheidkundige grenswaarden en dat tevens naar afstemming en harmonisatie met andere beleidskaders (water, voedsel, et cetera) dient te worden gestreefd. De hieruit volgende constatering is dat een actualisatie van het MTR_{humaaan} en de TCL op basis van een gecoördineerde evaluatie, volgens de nieuwe methodiek en in samenhang met andere relevante milieudomeinen, moet plaatsvinden.

Andere elementen van de normstelling voor bodem en grondwater die zijn geëvalueerd, betreffen onder meer de beschermdoelen en -niveaus voor bodem en grondwater. Daarover kan worden geconcludeerd dat deze met het opnemen van de normen uit de Circulaire bodemsanering

in de Omgevingswet en het handhaven van de Regeling bodemkwaliteit het beschermingsniveau van de huidige Wbb in het stelsel van de Omgevingswet, inclusief Aanvullingswetten en –besluiten, in principe gehandhaafd blijven. De kwaliteit van de uitvoering en de ambities van decentrale overheden zijn hierbij echter medebepalend, ook voor wat betreft de uitwerking van het voorzorgbeginsel.

Het blootstellingsmodel CSOIL uit 2007 is geactualiseerd. Het nieuwe CSOIL2020 zal de rekenmotor zijn achter nieuwe modules in de Risicotoolbox Bodem die nu ontwikkeld worden voor het bodembeheer onder de Omgevingswet. Het modelformularium voor enkele blootstellingsroutes, zoals consumptie van groenten uit eigen tuin, permeatie in drinkwater(leidingen), dermale blootstelling en blootstelling door inademing van dampen (douchen en baden), is op enkele punten verbeterd. Deze verbeteringen leiden voor een aantal stoffen tot andere grenswaarden voor de mens. Voor de meeste stoffen gaat het om een relatief beperkte verhoging van de humane risicogrenswaarde. Daarbij zijn de consequenties voor de huidige normwaarden beperkt. Daarnaast is de functionaliteit van CSOIL uitgebreid en is de ICT-programmatuur geüpdatet. Het geactualiseerde CSOIL-model (Van Breemen, 2020) maakt onderdeel uit van het risico-instrumentarium (de Risicotoolbox Bodem) voor de beoordeling van de risico's voor de mens door verontreinigingen in bodem en grondwater. Het CSOIL2020-model is beschikbaar voor de uitvoering (<https://www.rivm.nl/csoil>, gezien 15 september 2022).

Het onderhavige referentiedocument bevat verder de verantwoording voor de beoordeling van de gezondheidsrisico's diffuus lood (module diffuus lood) en analyses en evaluaties over het normstellingsproces, de bodemtypecorrectie, de module Concrit en de stoffenlijst Bodem. Verder is beschreven welke verbeteringen zijn ingebracht in de verschillende onderdelen en modules van de Risicotoolbox Bodem.

De invoering van de Omgevingswet is verschillende keren uitgesteld tot, naar het zich laat aanzien, 1 januari 2024. Daardoor is er weinig ervaring met het werken binnen de kaders van de Omgevingswet. Het maatschappelijke effect en de consequenties van de in dit referentiedocument beschreven ontwikkelingen en evaluatie, zijn daardoor nog onduidelijk. De gevolgen van een eventuele inpassing in de Omgevingswet vragen dan ook nader onderzoek.

In het beleidsprogramma van het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (2022) zijn nieuwe doelstellingen voor bodembeleid geformuleerd. Water en bodem worden sturend geacht voor duurzame ruimtelijke ontwikkeling en dit vraagt om een andere visie op bodemkwaliteit. Dit betekent dat bodemkwaliteit niet uitsluitend afgemeten wordt langs de maatlat van normen voor verontreinigende stoffen, maar ook op basis van de vitaliteit van de levende bodem, het functioneren van ecosysteemdiensten en het niveau van de biodiversiteit. Een dergelijk breed beoordelingskader kan ook een eerste operationalisering zijn van de Europese bodemstrategie en Europese biodiversiteitsdoelen. Een mogelijk toekomstbeeld is te lezen in het Inspiratiedocument Bouwstenen voor een toekomstbestendige visie op de bodem (Otte en Rutgers, 2022) en het onderzoek naar de behoefte

voor aanpassing van het huidige bodemkwaliteitskader (Vis et al., (2022)).

Samenvattend kan worden geconcludeerd dat dit referentiedocument bijdraagt aan de onderbouwing en verantwoording van de normwaarden en het beoordelingskader voor bodem, zoals deze nu zijn opgenomen in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet.

Op de langere termijn wil het ministerie van IenW het bodembeleid vernieuwen en de bodem niet alleen beoordelen op verontreinigende stoffen, maar ook op het duurzaam gebruik van de bodem met het belang voor mens en milieu. Dit referentiedocument geeft input voor nader onderzoek ten behoeve van de herijking van het bodemnormeringstelsel.

7 Literatuur

Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet, 27 november 2020. Staatsblad 2020 87.

Aanvullingsregeling bodem Omgevingswet, 1 juni 2021. Staatscourant 2021 nr. 28102.

Baars, A.J., Theelen, R.M.C., Janssen, P.J.C.M., Hesse, J.M., Van Apeldoorn, M.E., Meijerink, M.C.M., Verdam, L., Zeilmaker, M.J., (2001). Re-evaluation of human-toxicological Maximum Permissible Risk levels. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 711701025.

Bbk, (2007). Besluit bodemkwaliteit. Geldend van 18-12-2019 t/m heden. <https://wetten.overheid.nl/BWBR0022929> (voor het laatst geraadpleegd op 29-07-2022).

BKMW, (2015). Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009. Geldend van 01-01-2017 t/m heden. <http://wetten.overheid.nl/BWBR0027061> (geraadpleegd op 29-07-2022).

Brand, E., Otte, P.F., Lijzen, J.P.A., (2007). CSOIL2000 an exposure model for human risk assessment of soil contamination. A model description. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 711701054.

Brand, E., Baars, A.J., Verbruggen, E.M.J., Lijzen, J.P.A. (2008). Afleiding van milieurisicogrenzen voor sulfaat in oppervlaktewater, grondwater, bodem en waterbodem. RIVM, Bilthoven. RIVM-briefrapport 711701069.

Brand, E., Bogte J., Baars, B.J., Janssen, P., Tiesjema, G., Van Herwijnen, R., Van Vlaardingen, P., Verbruggen, E., (2012). Proposals for revised intervention values soil and groundwater for the 2nd, 3rd, and 4th series of compounds. RIVM, Bilthoven. RIVM-report 607711006.

Brand, E., Touchant, K., Van Holderbeke, M., Zeilmaker, M.J., Van Keer, I., Geerts, L., Bierkens, J., Schouten, A.J., Van Gestel, G., Otte, P.F., (2019). Kennisoverzicht vraagstukken diffuus lood in de bodem. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 2019-0006.

CSO, 2005. HVN en saneringsdoelstelling Maas en Rijntakken. CSO Adviesbureau, 2005.

Crommentuijn, T., Polder M.D., Van de Plassche, E.J., (1997). Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for metals, taking background concentrations into account. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 601501001.

De Nijs, A.C.M., Verweij, W., Buis, E., Janssen, G., (2011).
Methodeontwikkeling Drempelwaarden Grondwater:
Achtergrondconcentraties en Attenuatie- en Verdunningsfactoren. RIVM,
Bilthoven. RIVM-rapport 607402003.

Dirven-Van Breemen, E.M., Lijzen, J.P.A., Otte, P.F., Van Vlaardingen,
P.L.A., Spijker, J., Verbruggen, E.M.J., Swartjes, F.A., Groenenberg,
J.E., Rutgers, M., (2007), Landelijke referentiewaarden ter
onderbouwing van maximale waarden in het
bodembeleid. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 711701053.

EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM), Scientific
Opinion on Lead in Food (2010), EFSA Journal, 8(4):1570 (replaced
on 22 March 2013).

Franken, R.O.G., Baars, A.J., Crommentuijn, G.H., Otte, P.F., (1999). A
proposal for revised Intervention Values for petroleum hydrocarbons
(‘minerale olie’) on base of fractions of petroleum hydrocarbons. RIVM
Bilthoven. RIVM-rapport 711701015.

Van Herwijnen, R., Postma, J., Keijzers, R., (2015). Update of ecological
risk limits for arsenic in soil. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 2015-0138

Köster, H.W., (2001). Risk assessment of historical soil contamination
with cyanides; origin, potential human exposure, and evaluation of
Intervention Values. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 711701019.

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

Kreule, P. en Swartjes, F.A. (1998). Proposals for Intervention Values
for soil and groundwater, including the calculation of the human-
toxicological serious soil contamination concentrations. Fourth series of
compounds. RIVM, Bilthoven, RIVM report 711701005.

Lamé, F., 2007. Notitie: Gehalten aan barium, kobalt, molybdeen en tin
in de waterbodem. TNO-NITG, Utrecht.

Lamé, F.P.J., Nieuwenhuis, R.H., (2007). Beleidsmatig vervolg AW2000,
Voorstellen voor normwaarden op achtergrondniveau en de
bijbehorende toetsingsregel. TNO, Utrecht. TNO-rapport 2007-U-
R1052/A.

Lijzen, J.P.A., Baars, A.J., Otte, P.F., Rikken, M., Swartjes, .A.,
Verbruggen, E.M.J., Van Wezel, A.P., (2001). Technical evaluation of the
Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. Human and
ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil,
aquatic sediment, and groundwater. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport
711701023.

Lijzen, J.P.A., Verschoor, A.J., Mesman, M., De Boer, P.T., Osté, L., Römken, P., (2017). Visiedocument gebruik van biobeschikbaarheid in bodembeoordeling : Mogelijkheden voor metalen in bodem en waterbodem. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 2015-0215.

Ministerie van VROM, 1991. Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen Bodem en Water; Tweede Kamer der Staten Generaal, vergaderjaar 1990-1991, Vergaderdocument 21 990 nr. 1, Den Haag.

Ministerie van VROM, (1994). Circulaire interventiewaarden bodemsanering. Staatscourant 1994 nr. 95.

Ministerie van VROM, (2000). Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering. Staatscourant 24 februari 2000, nr. 39.

Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat en de decentrale overheden (2019). Beheer van grondwaterkwaliteit onder de Omgevingswet. Samen inhoud geven aan het beschermen en benutten van grondwater.

Ministerie van IenW, (2013). Circulaire Bodemsanering. Staatscourant 2013 nr. 16675.

Ministerie van IenW, (2018a). Besluit activiteiten in de fysieke leefomgeving. Staatsblad 293, 2018. <https://zoek.officielebekendmakingen.nl/stb-2018-293.html> (Geraadpleegd op 29-7-2022).

Ministerie van IenW, (2018b). Besluit kwaliteit leefomgeving. Staatsblad 292, 2018. <https://zoek.officielebekendmakingen.nl/stb-2018-292.html> (geraadpleegd op 29-7-2022).

Mol, G., Spijker, J., (2012). Geochemische bodematlas van Nederland. Wageningen Academic Publishers. ISBN 90-8686-186-5.

NOBO (2008) NOBO: Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling. Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005, 2006 en 2007. Ministerie van VROM, Den Haag. Rapport 8395.

Otte, P.F., Lijzen, J.P.A., Otte, J.G., Swartjes, F.A., Versluijs, C.W., (2001). Evaluation and revision of the CSOIL parameter set Proposed parameter set for human exposure modelling and deriving Intervention Values for the first series of compounds. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 711701021.

Otte, P.F., Lijzen, J.P.A., Mennen, M.G., Spijker J., (2007). Richtlijn voor luchtmetingen voor de risicobeoordeling van bodemverontreiniging. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 711701048.

Otte, P.F., Römken, P.F.A.M., Rietra, R.P.J.J., Lijzen, J.P.A., (2011). Bodemverontreiniging en de opname van lood door moestuingewassen. Risico's van lood door bodemverontreiniging. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 607711004.

Otte, P.F., Swartjes, F.A., Van Beelen, P. (2013). Functiespecifieke risicogrenswaarden voor grondwaterkwaliteit Verkenning en methodiekontwikkeling. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 6070500012.

Otte, P.F., Bakker, M.I., Lijzen, J.P.A., Versluijs, C.W., Zeilmaker, M.J., (2015). Diffuse loodverontreiniging in de bodem. Advies voor een gemeenschappelijk beleidskader. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 2015-0204.

Otte, P.F. en Zeilmaker M., (2017). Ex ante evaluatie lokaal beleid aanpak diffuus bodemlood. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 2017-0174.

Otte, P.F. en Rutgers, M. (2022) Inspiratiedocument Bouwstenen voor een toekomstbestendige visie op de bodem. RIVM, Bilthoven.

Rbk, (2007). Regeling bodemkwaliteit. Geldend van 30-11-2018 t/m heden. <https://wetten.overheid.nl/BWBR0023085> (voor het laatst geraadpleegd op 29-07-2022).

Swartjes, F.A., Janssen, P., Dusseldorp, A., Hagens, W., (2017a). Handreiking voor de risicobeoordeling van arseen in de bodem voor de particuliere groenteteelt. GGD Informatieblad Medische Milieukunde. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 2017-0177.

Swartjes F. A., Otte P.F. et al. (2017b). Opties voor een adequaat beoordelingskader voor grondwaterkwaliteit. Normen en instrumentarium voor de beoordeling van de grondwaterkwaliteit in de Omgevingswet. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 2017-0129.

Swartjes F.A., Van Breemen P.M.F., Ter Horst S.B., Rutgers M., Otte P.F., Schouten T., Wit M., Wintersen A., Boekhold A.E., Brand E., Negash A., Dekker E., De Langen N.C.W., (2022). De Risicotoolbox Grondwater. Een beslissingsondersteunend systeem voor de beoordeling van de grondwaterkwaliteit. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 2022-0171.

Spijker, J., (2012). The Dutch Soil Type Correction. An Alternative Approach. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 607711005.

Tiesjema, B. en Baars, A.J., (2009). Re-evaluation of some human-toxicological Maximum Permissible Risk levels earlier evaluated in the period 1991-2001. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 711701092.

Van Breemen, P.M.F., (2020). CSOIL2020: Exposure model for human health risk assessment through contaminated soil. Technical description. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 2020-0165.

Van den Berg, R., Bockting, G.J.M. (1994) Proposals for intervention values for soil clean-up. Second series of chemicals. RIVM, Bilthoven. RIVM report 715810004.

Van den Berg, R., (1995). Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. Een kwalitatieve en kwantitatieve analyse, leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C-toetsingswaarden (Herziene versie). RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 725201006.

Van de Berg, R. (1997). Verantwoording van gegevens en procedures voor de 1^e tranche interventiewaarden. Van RIVM-rapporten naar de Notitie Interventiewaarden bodemsanering. RIVM, Bilthoven, Nederland. RIVM-rapport 715810012.

Vis R., Rutgers M., Otte P.F., (2022). Verkenning actualisatie beoordelingskader bodem en grondwater. RIVM, Bilthoven, Nederland RIVM briefadvies 2022 - DMG-2022-0034.

Van den Hoop, M.A.G.T., (1995). Literatuurstudie naar achtergrondgehalten van zware metalen en arseen in bodem, sediment, oppervlaktewater en grondwater. RIVM Bilthoven. RIVM-rapport 719101019.

Verbruggen, E.M.J., Beek, M., Pijnenburg, J., Traas T.P. (2008a). Ecotoxicological environmental risk limits for total petroleum hydrocarbons on the basis of internal lipid concentrations. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 27, no. 12, pp. 2436- 2448.

Verbruggen, E.M.J., Moermond, C.T.A., Janus, J.A., Lijzen, J.P.A., (2008b). Derivation of environmental risk limits for chloride in surface water groundwater, soil, and sediment. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 711701075

Verschoor, A.J., Lijzen J.P.A., Van den Broek, H.H., Cleven, R.F.M.J., Comans, R.N.J., Dijkstra, J.J., Vermij, P., (2006). Kritische emissiewaarden voor bouwstoffen. Milieuhygiënische onderbouwing en consequenties voor bouwmaterialen. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 711701043.

Verschoor en Swartjes (2008). Emissies naar grondwater. Overzicht van beleidsuitgangspunten en procedures voor beoordeling. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 711701070.

Verschoor, A.J., (2015). Update of ecological risk limits of nickel in soil. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 2015-0137.

Verweij, W., Reijnders, H.F.R., Prins, H.F., Boumans, L.J.M., Janssen, M.P.M., Moermond, C.T.A., De Nijs A.C.M., Pieters, B.J., Verbruggen E.M.J., Zijp, M.C., (2008). Advies voor drempelwaarden. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 607300005

Wbb, (1986). Wet bodembescherming. Geldend van 01-01-2017 t/m heden. <https://wetten.overheid.nl/BWBR0003994> (voor het laatst geraadpleegd op 29-07-2022).

WHO, (2017). Guidance document on evaluating and expressing uncertainty in hazard characterization—2nd edition. IPCS harmonization project document No. 11, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety, Geneva, Switzerland. ISBN 978-92-4-151354-8.

Vis, R., Rutgers, M. en Otte, P.F. (2022). Verkenning actualisatie beoordelingskader bodem en grondwater, RIVM-briefadvies 2022 - DMG-2022-0034).

Bijlage 1 Ontwikkelingen methodiek afleiding van gezondheidkundige grenswaarden (GGWn)

Deze bijlage gaat in op de afleiding van gezondheidkundige grenswaarden (GGWn) en actuele wetenschappelijke ontwikkelingen van de gebruikte methodieken om deze waarden af te leiden. Om een beeld te krijgen van de uitkomsten van de verschillende methoden, is voor vier stoffen de gezondheidkundige grenswaarde afgeleid volgens de deterministische (nu standaard) en de probabilistische methode (voorgesteld). Met de beschrijving van beide methoden en de uitwerking daarvan voor vier stoffen wordt een inhoudelijke bijdrage beoogd voor evaluaties van gezondheidkundige grenswaarden en de afweging betreffende mogelijke actualisaties van MTR_{humaan} en TCL-waarden, zoals opgenomen in het Aanvullingsbesluit Bodem Omgevingswet.

B1.1 Samenvatting

Deze bijlage beschrijft uitgebreid de afleiding van GGWn op MTR_{humaan} -niveau voor vier stoffen; antimoon, ethylbenzeen, toluen en vinylchloride. De afleiding van GGWn is uitgevoerd volgens de deterministische- en de probabilistische methode, zodat er concreet inzicht wordt verkregen in de resulterende verschillen (zie Tabel B1.1).

Tabel B1.1 Samenvattend overzicht van de resultaten voor de vier stoffen.

Gezondheidskundige grenswaarde die overeenkomt met het MTR_{humaan} orale inname in $\mu\text{g}/\text{kg l.g.}/\text{dag}$			
Stof	Huidig MTR_{humaan} ABB (2020)	Deterministische methode GGWn	Probabilistische methode GGWn
Antimoon	0,9	6	13
Ethylbenzeen	100	50	80
Tolueen	223	212	180
Vinylchloride	0,6	0,6 ¹⁴	0,57x10 ⁻³
Gezondheidskundige grenswaarde die overeenkomt met de Toxicologisch Maximaal Toelaatbare Concentratie in Lucht (TCL), het MTR_{humaan} inhalatoir in $\mu\text{g}/\text{m}^3$			
Stof	Huidig MTR_{humaan} ABB (2020)	Deterministische methode GGWn	Probabilistische methode GGWn
Antimoon	-	-	-
Ethylbenzeen	770	770	800
Tolueen	400	400	3500
Vinylchloride	3,6	3,6	2

¹⁴ Waarde is afkomstig uit Baars et al., (2001). Bij de evaluatie van deze waarde is een mogelijke onvolkomenheid geconstateerd, wat mogelijk resulteert in een te conservatieve waarde.

Antimoon

In 2009 is door RIVM (Tiesjema en Baars, 2009) een TDI van 6 µg/kg l.g./dag afgeleid. Deze GGWn heeft toentertijd niet geleid tot aanpassing van het de MTR_{humaan} -waarde in de Circulaire bodemsanering (2013). Wel is in 2012 deze waarde voor de evaluatie interventiewaarde twee-vierde tranche stoffen (Brand et al., 2012) gebruikt voor de afleiding van een herziene Interventiewaarde. Ook dit voorstel heeft niet geleid tot aanpassing van de waarden die in de Circulaire bodemsanering (2013) staan. Op basis van deze nieuwe evaluatie is er, op basis van de deterministische methode, geen reden de waarde uit 2009 te herzien. Volgens de probabilistische methode wordt een waarde van 13 µg/kg l.g./dag vastgesteld. Vanuit wetenschappelijk perspectief liggen deze waarde in dezelfde orde van grootte. Omdat antimoon, zoals de meeste metalen, niet vluchtig is, wordt er geen GGWn-waarde voor inhalatie afgeleid.

Ethylbenzeen

De GGW voor orale blootstelling die overeenkomt met het MTR_{humaan} kan op basis van de evaluatie enigszins naar beneden worden bijgesteld. De verschillen zijn echter niet groot.

De evaluatie van de GGW die overeen komt met de Toxicologisch Maximaal Toelaatbare Concentratie in Lucht (TCL) biedt geen reden voor aanpassing. Alle afgeleide waarden liggen nagenoeg op hetzelfde niveau

Tolueen

De evaluatie van de GGWn voor orale blootstelling die overeenkomt met het MTR_{humaan} wijst uit dat de verschillen klein zijn tussen de vigerende waarde en de waarden op basis van de beide methoden.

De GGWn-inhalatoir is op basis van de deterministische methode dezelfde als de vigerende waarde, zoals opgenomen in het ABB. Wanneer echter de probabilistische methode voor de afleiding wordt toegepast, wordt een meer dan achtmaal soepeler waarde afgeleid. Een verklaring, anders dan op basis van verschil in methodiek, moet nader worden onderzocht. Genoemde onzekerheden die bijdragen aan de probabilistische GGWn zijn de intraspecies extrapolatie en de extrapolatie van het 10% tumorincidentie naar 10^{-4} tumorincidentie (MTR-niveau).

Vinylchloride

Voor vinylchloride is de GGW-inhalatoir voor de normstelling de bepalende grenswaarde. Vinylchloride is een zeer vluchtige verbinding, waardoor de blootstelling via inhalatie bepalend is voor het risico. De evaluatie bevestigt de vigerende waarde, zoals thans opgenomen in het ABB. Als de waarde wordt afgeleid volgens de probabilistische methode valt de GGW iets lager uit. De voornaamste onzekerheid in de probabilistische GGW zit in de intraspecies extrapolatie.

Voor orale blootstelling is de GGW volgens de probabilistische methodiek een factor 1.000 lager. De reden voor dit verschil vereist nader onderzoek.

B1.2 Inleiding methodiek afleiding gezondheidkundige grenswaarden

De gezondheidkundige grenswaarde die voor de risicobeoordeling en normering voor bodemkwaliteit is vastgesteld is het MTR_{humaan} . Het MTR geeft voor drempelwaarde stoffen de gemiddelde hoeveelheid per kg lichaamsgewicht per dag (eenheid $\mu\text{g}/\text{kg lg}/\text{d}$) aan, waaraan een mens levenslang kan worden blootgesteld zonder (onaanvaardbaar) schadelijk effect. Voor genotoxisch carcinogenen (niet-drempelwaarde stoffen) geldt dat er op elk blootstellingsniveau een risico is op een nadelig gezondheidseffect. Daarom is voor deze stoffen beleidsmatig vastgesteld dat het MTR gelijk is een kans van 1 op een miljoen per jaar op een extra tumor. Bij de afleiding van het MTR_{humaan} wordt rekening gehouden met gevoelige individuen, zoals zieken, ouderen en zwangere vrouwen. Ook wordt er rekening gehouden met mogelijke effecten in gevoelige levensfasen (bijvoorbeeld effecten op embryo's en effecten op jonge kinderen).

De methode voor de afleiding van de huidige MTR-waarden wordt gekenschetst als deterministisch en wordt op dit moment gezien als de standaardmethodiek. De belangrijkste kenmerken van deze deterministische methode wordt hierna samenvattend beschreven. De probabilistische methode is een alternatieve methode om MTR-waarden af te leiden en is gebaseerd op nieuwe wetenschappelijke inzichten. In het vervolg wordt ook een samenvattende beschrijving van deze methode gegeven.

B1.2.1 Kenmerken van de deterministische methode

In paragraaf B1.3 van deze bijlage wordt een gedetailleerde beschrijving gegeven van deze methodiek, de gebruikte toxicologische uitgangspunten (ook wel point of departure of PoD) en het gebruik van onzekerheidsfactoren, de zogenoemde 'assessment factors' (AF). Ook wordt ingegaan op enkele methodische wijzigingen vanwege nieuwe wetenschappelijke inzichten.

De methode gaat uit van het gebruik van een set van vaste 'assessment factors' om rekening te houden met inter- en intra-soorten verschillen, alsmede de interpretatie van subchronische effecten naar chronische effecten. Een intraspecies factor wordt toegepast voor de vertaling van de effecten binnen één soort organisme, omdat individuele organismen anders kunnen reageren. Een interspecies factor wordt toegepast voor de vertaling van effecten tussen verschillende soorten, bijvoorbeeld van ratten naar de mens. Naarmate er minder wetenschappelijke informatie beschikbaar is, neemt de onzekerheid toe en als gevolg daarvan ook de gehanteerde AF. Hierdoor wordt de gezondheidkundige risicogrens lager.

B1.2.2 Kenmerken probabilistische methode

In 2017 werd een nieuw guidance document gepubliceerd (WHO, 2017) voor de afleiding van gezondheidkundige grenswaarden. Deze methode kan worden beschouwd als een uitbreiding van de hiervoor beschreven methode. De nieuwe WHO-guidance gaat niet uit van vaste assessment factoren (zoals bij de deterministische methode), maar van een probabilistische benadering van onzekerheden. Volgens deze methode

wordt voor de onzekerheid in de afleiding van een MTR-waarden voor de diverse extrapolatiestappen niet één getalswaarde gebruikt, maareen range van waarden (een lognormale verdeling van waarden) die op probabilistische wijze (door Monte Carlo-simulatie of een vergelijkbare methode) worden gecombineerd. Toepassing van deze methode leidt tot een onzekerheidsverdeling van uitkomsten, waaruit vervolgens een richtwaarde gekozen kan worden. De meerwaarde van deze methode is een betere wetenschappelijke risico-karakterisering en een beter inzicht in de onzekerheid van de afgeleide gezondheidskundige referentiewaarde. Paragraaf B1.4 van deze bijlage beschrijft deze probabilistische methode.

Een interne werknootitie van het RIVM 'Keuzes in de afleiding van gezondheidskundige grenswaarden door het RIVM' (M. Pronk en T. Vermeire, januari 2021) schetst de lopende (internationale) wetenschappelijke ontwikkelingen voor de afleiding van GGWn. Ook worden de voorliggende keuzes, opties en implicaties gegeven van probabilistische methode versus de deterministische methode. Vooralnog wordt op basis van een evaluatie van drie opties voor de afleiding van GGWn geadviseerd om de probabilistische aanpak toe te passen voor stoffen met en zonder drempel voor het kritische effect, inclusief de daarmee verbonden verdelingen voor de Assessment Factoren. Het is nog onduidelijk hoe dit uitwerkt voor de normen binnen de omgevingswet. Dit zou als vervolgstap moeten worden onderzocht. Vooruitlopend hierop is voor een viertal stoffen (antimoon, ethylbenzeen, toluen en vinylchloride) daarom een verkenning uitgevoerd. Voor deze verkenning werden GGWn volgens de deterministisch (standaard) methode en de probabilistische methode afgeleid en met elkaar vergeleken.

B1.3 Methodiek voor de afleiding van het MTR_{humanaan} volgens de deterministische methode

De deterministische methode is gebruikt voor de afleiding van MTR-waarden. Deze MTR-waarden zijn het toetscriterium voor de afleiding humane risicogrenswaarden en de bodeminterventiewaarden uit 1991, 1995, 1998 en 2001. De afleiding is beschreven in desbetreffende rapportages en in een guidance document uit 1997 (RIVM, 1991; RIVM, 1995; RIVM, 1997; RIVM, 1998; RIVM, 2001).

Op basis van de definitie van het Maximum Toelaatbaar Risico, zoals vastgelegd in de beleidsnota 'Omgaan met Risico's' (VROM 1988), werd in de afleidingsmethode onderscheid gemaakt tussen drempelwaardestoffen en niet-drempelwaardestoffen. Voor de drempelwaardestoffen is het MTR gelijk aan de Toelaatbare Dagelijkse Inname (TDI), dat wil zeggen de geschatte dagelijkse dosis die geen schadelijke gezondheidseffecten veroorzaakt bij levenslange blootstelling. De niet-drempelwaardestoffen zijn de stoffen die kanker veroorzaken via een genotoxisch (mutageen) mechanisme. Voor deze stoffen is het MTR gedefinieerd als de dagelijkse dosis die bij levenslange blootstelling verbonden is aan een extra kankerrisico van 1 op 10.000 per leven. De TDI en de inname verbonden met een extra kankerrisico van 1 op 10.000 zoals beschreven, gelden voor de orale route. Voor de inhalatoir is het MTR voor drempelstoffen gelijk aan de

Toelaatbare Concentratie in Lucht (TCL) en voor niet-drempelstoffen gelijk aan de concentratie in lucht die geassocieerd is met een extra kankerrisico van 1 op 10.000 per leven bij levenslange blootstelling.

B1.3.1 Afleiding TDI en TCL voor drempelwaardestoffen

De afleidingswijze is dat een NOAEL¹⁵ of een ander vertrekpunt in de afleiding (PoD, point of departure) wordt gedeeld door diverse assessmentfactoren. De NOAEL wordt steeds vaker vervangen door een BMDL (Benchmark Dose Lower Limit). De BMDL wordt afgeleid met behulp van dosis-responsmodellering. De BMD-methode maakt gebruik van alle dosis-responsdata voor het geselecteerde kritische effect en geeft de onzekerheid in de experimentele data weer. De BMDL markeert een bekende effectgrootte (meestal 5% of 10%) waar de NOAEL niet gerelateerd is aan enige effectgrootte. Om deze redenen is de BMDL als PoD vanuit statistisch oogpunt superieur aan de NOAEL. De voorkeur van de BMDL boven de NOAEL of LOAEL is internationaal geaccepteerd. Wanneer geen BMDL afleidbaar is, wordt vaak teruggevallen op de NOAEL of LOAEL. Opgemerkt dient te worden dat dit gebruik van de NOAEL of LOAEL vanuit methodologisch oogpunt problematisch is, omdat als studiedata ongeschikt zijn om een BMDL af te leiden, ze in feite ongeschikt zijn om überhaupt een POD af te leiden. Niettemin worden in de literatuur voor veel studies NOAELs gerapporteerd en worden deze vaak als PoD gebruikt in evaluaties door nationale en internationale instanties. Voor het afleiden van de TDI wordt de PoD (NOAEL of BMDL) gedeeld door een aantal assessmentfactoren (ook aangeduid als onzekerheidsfactoren, veiligheidsfactoren, extrapolatiefactoren). Deze factoren dienen ervoor om de PoD te extrapoleren van proefdieren naar de mens (interspecies) en naar gevoelige groepen in de menselijke populatie (intraspecies). Additionele factoren zijn nodig als er geen adequate chronische PoD beschikbaar is, maar wel een semichronische of subacute¹⁶ (tijdsextrapolatie) en als overall de dataset belangrijke beperkingen heeft. De gebruikte standaard assessmentfactoren zijn beschreven in Baars et al., (2001). Sindsdien hebben zich op internationaal vlak enkele wijzigingen voorgedaan in de hoogte van gebruikte assessmentfactoren, vooral onder invloed van REACH, de EU-wetgeving op het gebied van chemische stoffen, ingevoerd in 2006.

Voor de inhalatoire route vindt de afleiding van de TCL op dezelfde wijze plaats, dat wil zeggen door het delen van de PoD, in dit geval een NOAEC of BMCL, door verschillende assessmentfactoren. Tabel B1.2 vat de gebruikte default assessmentfactoren samen. De factoren zijn, zoals beschreven in Baars et al., (2001) met daaraan in een aparte kolom toegevoegd de voorgedane wijzigingen.

¹⁵ De NOAEL (No Observed Adverse Effect Level) is het hoogste doseringsniveau waarbij zich in proefdierstudies geen schadelijk effect voordeed. De NOAEL zoals hier bedoeld, is overall-waarde over alle studies heen die zijn uitgevoerd voor de beoordeelde stof. Het eerst hogere doseringsniveau waarbij een schadelijk effect optrad heet de LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level). Dit eerst optredende effect wordt aangeduid als het kritische effect (gevoeligste effect).

¹⁶ Semichronische studies hebben een duur van 90 dagen (meestal) tot 1 jaar; subacute studies duren enkele weken, meestal 2 weken of 4 weken.

Tabel B1.2 Default assessmentfactoren.

Assessmentfactor voor	Baars et al., 2001	Wijziging
Oraal		
Interspecies	10	<ul style="list-style-type: none"> toxicokinetische verschillen door allometrische schaling¹⁷ op basis van $(LG_{\text{mens}}/LG_{\text{dier}})^{0.25}$ → 4 voor rat, 7 voor muis 2,5 voor resterende verschillen in toxicodynamiek (REACH)
Intraspecies	10	10
Semichronisch → chronisch	10	2 (mediaan uit verdeling) (REACH)
Assessmentfactor voor	Baars et al., 2001	Wijziging
Inhalatie		
Interspecies	10	<ul style="list-style-type: none"> toxicokinetische¹⁸ verschillen door allometrische schaling: 1 2,5 voor resterende verschillen in toxicodynamiek¹⁹
Intraspecies	10	
Semichronisch → chronisch	10	2 (mediaan uit verdeling) (REACH)
Subacut → chronisch	Niet mogelijk	6 (mediaan uit verdeling) (REACH)

B1.3.2

Kwantitatieve kankerrisicoschatting voor genotoxische carcinogenen

Voor genotoxisch carcinogenen is het MTR gedefinieerd als de dagelijkse dosis die bij levenslange blootstelling verbonden is aan een extra kankerrisico van 1 op 10.000 per leven. De afleidingswijze van deze waarde is met lineaire extrapolatie gedaan, uitgaande van de laagste dosis of concentratie, waarbij verhoogde tumorincidenties gerapporteerd zijn. Deze laatste dosis of concentratie kan worden vervangen door een BMDL (dit verdient de voorkeur – zie boven). Het RIVM heeft voor deze lineaire extrapolatie tot nu toe de volgende formule gebruikt:

¹⁷ Allometrische schaling is gebaseerd op de relatie tussen de metabole snelheid en de lichaamsomvang van diersoorten. Deze relatie is van belang voor het extrapoleren van toxische effecten van de ene diersoort naar de andere.

¹⁸ Toxicokinetiek: het gedrag van de stof in het lichaam (absorptie, distributie, metabolisme).

¹⁹ Toxicodynamiek: de interactie van de stof of de gevormde actieve metaboliet met het doelorgaan.

Orale route (Linders, 1990):

$$D_h^x = \frac{I_{human}}{I_{exp}} \times \frac{t_{exp}}{t_{life}} \times \frac{t_{exposure}}{t_{life}} \times d_{exp}$$

Symbolen in deze formule:

- D_h^x : dosis voor de mens bij geaccepteerd kankerrisico;
 I_{human} : geaccepteerd kankerrisico per leven (VR 10^{-6} ; MTR 10^{-4});
 I_{exp} : tumorincidentie bij laagste tumorigene dosis in proefdierexperiment;
 t_{exp} : duur van het dierexperiment in dagen;
 t_{life} : levensduur proefdieren in dagen (rat 1.000; muis 750);
 $t_{exposure}$: duur van de blootstelling in het experiment in dagen;
 d_{exp} : laagste tumorigene dosis (of BMDL).

Voor inhalatie: (RIVM 1986; Linders 1990):

$$C_h^x = \frac{I_{human}}{I_{exp}} \times \frac{t_{exp}}{t_{life}} \times \frac{t_{exposure}}{t_{life}} \times C_{exp}$$

Symbolen in deze formule:

- C_h^x : concentratie voor de mens (mg/m^3) bij geaccepteerd kankerrisico;
 I_{human} : geaccepteerd kankerrisico per leven (VR 10^{-6} ; MTR 10^{-4});
 I_{exp} : tumorincidentie bij laagste tumorigene dosis in proefdierexperiment;
 t_{exp} : duur van het dierexperiment in dagen;
 t_{life} : levensduur proefdieren in dagen (rat 1000; muis 750);
 $t_{exposure}$: duur blootstelling in het experiment in dagen (gecorrigeerd voor x h/dag, y dagen/week)
 C_{exp} : laagste tumorigene concentratie (of BCDL).

In bovenstaande formules wordt vanuit de laagste tumorigene dosis²⁰ of concentratie (of de BDML of BCML) geëxtrapoleerd. Een variant van deze methode is om deze laagste tumorigene dosis of concentratie eerst te converteren naar het humane equivalent met behulp van toxicokinetische data. Deze conversie naar de HED (human equivalent dose) of HEC (human equivalent concentration) hoort tot de standaardprocedure van de US-EPA en is toegepast in de afleiding van de unit risks van deze organisatie, die het RIVM in een aantal gevallen heeft gebruikt als basis voor de afleiding van MTR-waarden voor niet-drempelstoffen.

Naar aanleiding van discussies rond de risicobeoordeling voor rubbergranulaat heeft het RIVM voor niet-drempelstoffen een factsheet opgesteld waarin een nieuwe voorkeursmethode voor risicobeoordeling voor genotoxische carcinogenen wordt beschreven. Deze voorkeursmethode is probabilistisch en sluit aan op door het RIVM en andere instanties uitgevoerd werk. Dat eerdere werk was vooral gericht op de probabilistische extrapolatie voor drempelstoffen. Paragraaf B1.4 legt de probabilistische methode voor drempelstoffen uit en gaat in op

²⁰ De laagste tumorigene dosis is de LOAEL voor tumorvorming: de laagste dosis in het proefdierexperiment waarbij de tumorincidentie significant verhoogd was.

de toepassing ervan voor genotoxische carcinogenen (deze laatste dus zoals vastgelegd in de recente RIVM-factsheet).

B1.4 Probabilistische methode voor de afleiding van gezondheidkundige grenswaarden

Vanaf de periode 1990-2000 heeft het RIVM in samenwerking met onder andere de US-EPA en de WHO gewerkt aan de onzekerheidsanalyse van de diverse extrapolatiestappen die nodig zijn voor het afleiden van gezondheidkundige referentiewaarden (health-based guidance values), zoals de TDI en de TCA. Dit heeft geleid tot diverse publicaties en in 2017 tot een WHO-guidance-document waarin een probabilistische methode wordt gepresenteerd voor het afleiden van dergelijke waarden. Deze methode is een uitbreiding op de bestaande methode met vaste assessmentfactoren factoren zoals boven beschreven. De probabilistische methode kwantificeert de onzekerheid in de normafleiding door voor de diverse extrapolatiestappen niet één getalswaarde te gebruiken maar een range van waarden (een lognormale verdeling van waarden), die op probabilistische wijze (door Monte Carlo-simulatie of een vergelijkbare methode) worden gecombineerd. Toepassing van deze methode leidt tot een onzekerheidsverdeling van uitkomsten, waaruit vervolgens een richtwaarde gekozen kan worden. De meerwaarde van deze methode is een betere wetenschappelijke risico-karakterisering en een beter inzicht in de onzekerheid van de afgeleide gezondheidkundige referentiewaarde. Zoals gezegd, sluit de probabilistische methode aan op de bestaande standaardmethoden en blijft de zogenoemde hazard characterization (dat wil zeggen de evaluatie van de toxicologische dataset, inclusief de selectie van het kritische effect en de kritische studie) ongewijzigd. Een bijkomend voordeel van de probabilistische methode is dat opeenstapeling van individuele extrapolatiefactoren, die elk geacht worden een worst-case-karakter te hebben, vermeden kan worden. Voor data-arme chemicaliën zijn veel extrapolatiestappen nodig en dat kan met een klassieke, niet-probabilistische aanpak leiden tot bijzonder hoge overall extrapolatiefactoren ($>> 1000$). In dergelijke gevallen is de einduitkomst (de gezondheidkundige referentiewaarde) conservatief in de zin dat de uitkomst het werkelijke risico waarschijnlijk overschat, maar de mate van conservatisme kan niet expliciet gemaakt worden. Met een probabilistische aanpak kan het opeenstapelen van conservatieve aannames worden vermeden. Bovendien is het dan mogelijk om de onzekerheid in de verkregen gezondheidkundige referentiewaarde te kwantificeren, wat de transparantie en mogelijkheden voor vervolgstappen in onderzoek en risicomanagement ten goede komt.

In het onderstaande wordt de probabilistische methode in het kort beschreven op basis van het WHO-guidance-document. Deze beschrijving richt zich op drempelwaardestoffen. Voor niet-drempelwaarde stoffen (genotoxisch carcinogenen) is de probabilistische methode ook toepasbaar met enkele aanpassingen. In een recente evaluatie van de extrapolatiemethode voor genotoxisch carcinogenen, zoals gebruikt door het RIVM, is deze methode geselecteerd als de voorkeursmethode (zoals boven al aangegeven). Dit is vastgelegd in een RIVM-factsheet (RIVM 2020).

B1.4.1 *Probabilistische methode voor drempelstoffen*

Voor de onzekerheidsanalyse en voor de probabilistische normafleiding wordt de zogenoemde 'target human-dose' afgeleid. Dat wil zeggen: de dosis die verbonden is aan een effect ter grootte van M, voorkomend bij maximaal een fractie I van de populatie. Deze HD_M^I fungeert als de 'kapstok' voor deze methode. Dit is de definitie van de target human dose (HD), zoals gegeven in het WHO-document:

HD_M^I : the human dose at which a fraction I of the population shows an effect of magnitude (or severity) M or greater (for the critical effect considered).

Met andere woorden: als de blootstelling onder deze dosis (HD_M^I) blijft, dan is 100-I% van de humane populatie beschermd tegen effecten groter of gelijk aan M. Bijvoorbeeld voor een reductie in het aantal bloedcellen, M=5%, I=1%:

HD_{05}^{01} (critical effect = red blood cell count): the human dose at which 1% of the population shows a decrease in red blood cell counts of 5% or greater.

En dus is bij blootstelling onder de HD_M^I 99% van de populatie beschermd tegen een 5% (of grotere) afname van rode bloedcellen. Bijvoorbeeld voor het niet-continu eindpunt histopathologische laesies in de lever (gerapporteerd als 'licht', 'matig' of 'ernstig'), M=mild, I=5%:

HD_{mild}^{05} (critical effect = liver lesions): the human dose at which 5% of the population shows liver lesions of severity mild or greater.

Bijvoorbeeld voor een stochastisch effect waarbij de kans op een effect toeneemt met de dosis (zoals bij tumoren die via een genotoxisch mechanisme ontstaan), M=5%, I=1%:

HD_{05}^{01} (critical effect = extra risk of lung tumours): the human dose at which 1% of the population shows an individual extra risk of lung tumours of 5% or greater.

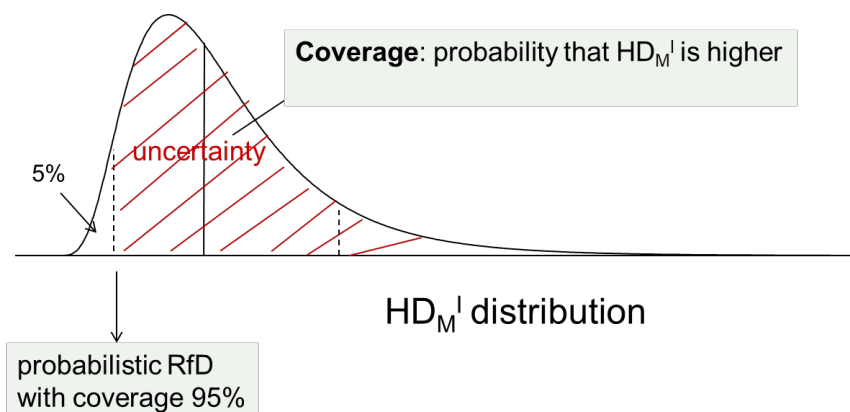
Voor elke stap of tussenstap in de probabilistische afleiding van de gezondheidskundige referentiewaarde wordt de onzekerheid in elke parameter (PoD en assessmentfactoren) in rekening gebracht. De einduitkomst (HD_M^I) van de probabilistische extrapolatie wordt zodoende weergegeven als een onzekerheidsverdeling. De keuze van een probabilistische gezondheidskundige referentiewaarde (als alternatief voor de deterministisch afgeleide TDI) uit de HD_M^I -verdeling gebeurt op basis van de gewenste onzekerheid die moet worden afgedekt (coverage in APROBA-termen). De gekozen waarde beschermt, bijvoorbeeld met 95% zekerheid tegen een effect van M of groter in 100-I% van de populatie. Dit is de vorm waarin de probabilistische gezondheidskundige referentiewaarde wordt uitgedrukt.

De procedure voor de afleiding van de probabilistische gezondheidskundige referentiewaarde bestaat uit:

1. Kwantificering van onzekerheden in elk onderdeel van de berekening met een statistische onzekerheidsverdeling voor elke inputparameter.
2. Combineren van de onzekerheidsverdelingen resulterend in een onzekerheidsverdeling voor de einduitkomst, de target human dose, HD_M^I .
3. Keuze maken over hoeveel onzekerheid moet worden afgedekt door de probabilistische gezondheidskundige referentiewaarde. En op basis van die keuze de waarde voor de probabilistische gezondheidskundige referentiewaarde afleiden uit de HD_M^I -distributie.

De combinatie van de onzekerheidsverdelingen kan door een volledige probabilistische analyse via een Monte Carlo-simulatie of door een analytische benadering daarvan, waarin de onzekerheidsverdelingen gecombineerd worden met behulp van een Excel-spreadsheettool, genaamd APROBA. In APROBA is dan de aanname dat het gaat om onderling onafhankelijke lognormale onzekerheidsverdelingen.

In stap 3 wordt uit de onzekerheidsverdeling voor de HD_M^I een lage betrouwbaarheidslimiet (bijvoorbeeld 5%) gekozen als de probabilistische 'TDI' (zie Figuur B1.1). Deze 'TDI' is dan de dosis die met een bepaalde betrouwbaarheid (bijvoorbeeld 95%) 100- I% van de bevolking beschermt tegen het kritische effect van grootte M of groter (effect $\geq M$ bij I% van de bevolking). I en M dienen van geval tot geval gekozen te worden op basis van toxicologische overwegingen aangaande het kritische effect.



Figuur B1.1 illustratie van het afleiden van een probabilistische gezondheidskundige grenswaarde uit een HD_M^I -verdeling.

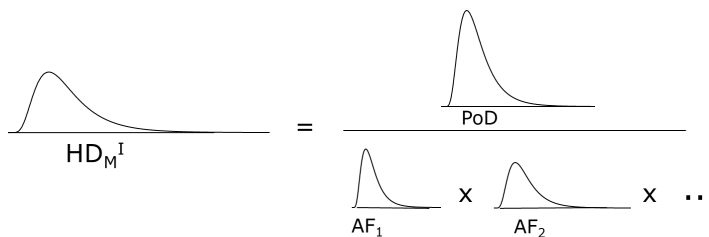
De probabilistische extrapolatie gaat uit van de volgende formule²¹ voor de afleiding van de HD_M^I :

$$HD_M^I = \frac{BMD_M}{AF_{inter\ BS} \times AF_{inter\ TK-TD} \times AF_{intra-I} \times AF_{duur}}$$

Symbolen in deze formule:

- HD_M^I : target human dose the human dose at which a fraction I of the population shows an effect of magnitude (or severity) M or greater (for the critical effect considered).
- BMD_M : Benchmark dose voor effectgrootte M.
- $AF_{inter\ BS}$: interspecies assessmentfactor voor *body size differences*.
- $AF_{inter\ TK-TD}$: interspecies assessmentfactor voor *remaining TK and TD differences*.
- $AF_{intra-I}$: intraspecies assessmentfactor (deze is afhankelijk van de I-waarde).
- AF_{duur} : assessmentfactor voor studieduur (semichronisch of subacuut naar chronisch).

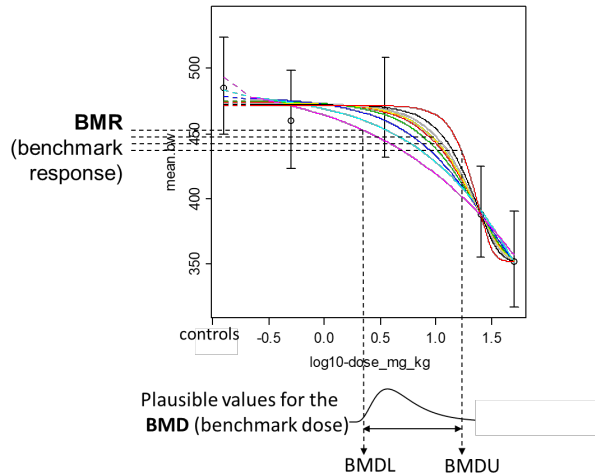
In de probabilistische methode worden voor elk van de parameters aan de rechterzijde van de formule onzekerheidsverdelingen ingevoerd en probabilistisch gecombineerd, resulterend in een onzekerheidsverdeling voor de HD_M^I (Figuur B1.2).



Figuur B1.2 afleiding van de HD_M^I -verdeling.

Als PoD verdient de BMD de voorkeur als vertrekpunt in de afleiding. Rond de voor het kritische effect afgeleide BMD kan een onzekerheidsverdeling gegenereerd worden en deze kan vervolgens gebruikt worden in probabilistische normafleiding (Figuur B1.3). De grenzen van deze onzekerheidsverdeling worden gewoonlijk aangeduid als de BMDL en BMDU, respectievelijk de 95% onder- en bovengrens van de BMD-verdeling. Is alleen een NOAEL beschikbaar, dan kan deze worden omgezet naar een verdeling rond een BMD. De basis hiervoor is de (default)verdeling van ratio's tussen de BMDs en NOAELs voor een groot aantal chemische stoffen (waarvoor beide beschikbaar zijn). Als alleen een LOAEL beschikbaar is, dient verkend te worden of de studiedata uit de kritische studie een BMD-analyse toelaten. Zo niet, dan dient een extra AF toegepast te worden voor extrapolatie van LOAEL naar NOAEL.

²¹ Dit is dezelfde formule als de formule die gebruikt wordt voor de normale deterministische afleiding. In de laatste worden voor de verschillende parameters één enkele getalswaarde ingevuld, in plaats van een onzekerheidsverdeling (zoals bij de probabilistische methode).



Figuur B1.3 afleiding van de BMD-verdeling.

Voor de invoer van een aantal AFs zijn default-onzekerheidsverdelingen beschikbaar. Deze zijn deels gebaseerd op historische onderzoeksdata, deels op aannames (expert judgement). In APROBA zijn de volgende voorlopige default onzekerheidsverdelingen beschikbaar:

1. voor interspeciesextrapolatie;
2. voor intraspeciesextrapolatie;
3. voor tijdsduurextrapolatie (subacuut of semichronisch naar chronisch).

Ad 1.

De interspecies extrapolatie van proefdier naar mens kan worden beschouwd als bestaand uit twee componenten:

- Aanpassing van de dosis voor verschillen in lichaamssomvang tussen proefdieren en mensen.
- Rekening houden met resterende verschillen in toxicokinetiek (TK) en verschillen in toxicodynamiek (TD).

Voor de eerste component wordt een formule gebruikt:

$$\text{factor allometrische schaling} = \left(\frac{lg_{mens}}{lg_{proefdier}} \right)^{1-\alpha}$$

Voor de exponent in die formule (1- α) wordt op basis van de literatuur een lognormale verdeling met gemiddelde 0,7 en een standaard deviatie van 0,024 gekozen. Dit leidt tot een onzekerheidsverdeling voor deze component. Dit geldt voor de orale route. Voor de inhalatoire route wordt deze component anders beschouwd, afhankelijk van of het effect lokaal is (in de luchtwegen) of systemisch (in het inwendige van het lichaam). Voor deze route wordt op basis algemene overwegingen aangenomen dat deze component beperkte onzekerheid heeft (P95/P50 van 2).

Voor de tweede component, de resterende TK/TD-verschillen, is de onzekerheidsverdeling afgeleid door de ratio's tussen BMDs in verschillende proefdiersoorten te corrigeren voor verschillen in

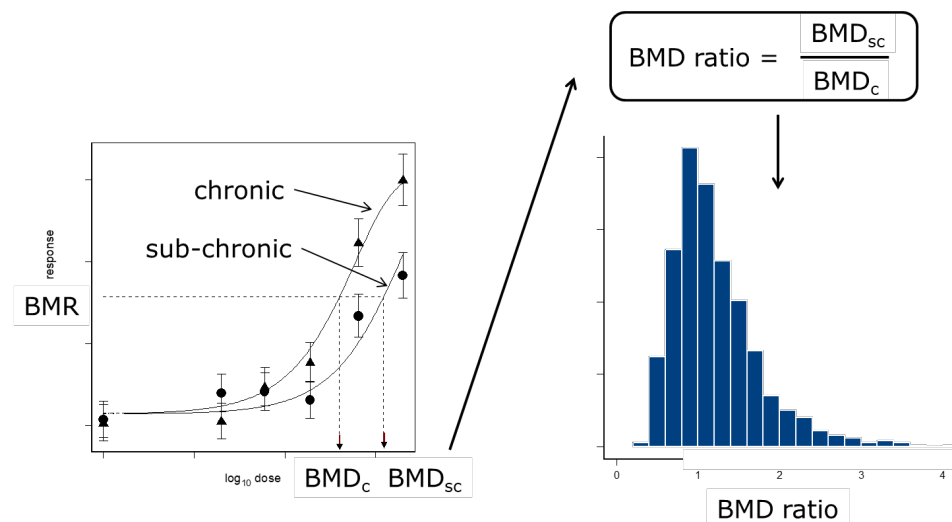
lichaamsomvang met als resultaat de onzekerheidsverdeling voor de resterende TK/TD-verschillen (P95/P50 van 3).

Ad 2.

Deze onzekerheidsverdeling is gebaseerd op data voor humane geneesmiddelen. Bij de verschillende I-waarden die gekozen kunnen worden, is de onzekerheidsverdeling ook verschillend. Hoe groter de te beschermen fractie van de bevolking (hoe kleiner I), des te groter is de onzekerheid in de intraspeciesfactor. Vanwege de afhankelijkheid van I wordt deze factor aangeduid als $AF_{intra-i}$. Bij deze intraspecies extrapolatiefactor wordt ook weer onderscheid gemaakt tussen een toxicokinetiek-component en een toxicodynamiek-component. Dit maakt de aansluiting mogelijk met de historische data voor humane geneesmiddelen. De onzekerheidsverdelingen voor deze componenten zijn vervolgens gecombineerd tot één verdeling voor intraspeciesextrapolatie (per waarde van I).

Ad 3.

Deze onzekerheidsverdelingen zijn gebaseerd op de ratio's tussen BMDs uit subchronische en chronische toxiciteitsstudies voor een groot aantal stoffen en op dezelfde voor subacute en chronische toxiciteitsstudies voor een groot aantal stoffen (Figuur B1.4).



Figuur B1.4 illustratie van het afleiden van een empirische subchronisch-chronisch AF verdeling.

Bovendien kunnen in APROBA ook andere onzekerheden worden meegenomen, waarvoor op basis van data of van 'expert judgement' twee punten van de verdeling te specificeren zijn (i.e. de onder- en bovengrens van de onzekerheidsverdeling, APROBA genereert dan een volledige lognormale verdeling).

WHO (2017) beschrijft nog diverse andere onzekerheden en extrapolatiestappen (bijvoorbeeld onzekerheid aangaande werkingsmechanisme, variabiliteit tussen toxiciteitsstudies) met daarbij de opmerking dat het in principe mogelijk is (maar soms lastig) om ook voor deze aspecten empirische assessmentfactor verdelingen te

genereren (bijvoorbeeld op basis van historische data) (Figuur B1.4). Zolang er geen empirische AF-verdelingen beschikbaar zijn voor deze aspecten, kan de risicobeoordelaar zelf een inschatting maken van de minimale en maximale factor die nodig zijn om te corrigeren voor het betreffende aspect.

De APROBA-rapportage geeft per extrapolatiestap of onzekerheidsbron de bijdrage in procenten aan de overall onzekerheid op. Dit faciliteert gerichte verfijning van de hazard assessment. Voor de bronnen die het meest bijdragen aan de onzekerheid kan extra informatie worden gezocht of gegenereerd om daarmee de onzekerheid te verminderen.

Het voordeel van de probabilistische methode is dat het geven van een bovenste en onderste schatting van het risico de beleidsmaker kan aangeven dat er een kleine kans is dat het risico groot is, maar dat het waarschijnlijker is dat het risico veel kleiner is en (als dat de uitkomst is) mogelijk zelfs heel klein zal zijn. Dit in tegenstelling met de deterministische methode die (naar veronderstelling) alleen de 'worst case'-schatting opgeeft zonder dat het mogelijk is om uit te leggen wat die 'worst case' betekent. Het opgegeven worst case-risico zal dan vaak als het werkelijke risico beschouwd worden door opdrachtgevers en het publiek (WHO, 2017).

B1.4.2 *Probabilistische methode voor niet-drempelstoffen*

Deze methode heeft het RIVM gekozen als voorkeursmethode (RIVM, 2020). Zoals uitgelegd in de recente factsheet waarin dit wordt vastgelegd, bestaat deze methode uit 4 stappen:

1. Bepaling van het vertrekpunt in de berekening (POD, point of departure): dit is bij voorkeur de onzekerheidsverdeling van de dosis of concentratie die een bepaalde verhoging in tumorincidentie veroorzaakt (meestal in een proefdierexperiment).
2. Corrigeer de POD voor blootstellingsduur naar levenslange blootstelling van de mens (het MTR richt zich op levenslange blootstelling).
3. Extrapoler de POD:
 - a. van proefdier naar mens met interspecies onzekerheidsverdelingen;
 - b. van mens naar gevoelige mens met een intraspecies onzekerheidsverdeling;
 - c. naar het geaccepteerd risiconiveau (10^{-4} per leven voor het MTR) met een onzekerheidsverdeling.
4. Bereken de HD_M^I -verdeling met behulp van APROBA en leid uit die verdeling een MTR-waarde af, die de onzekerheid in voldoende mate afdekt.

De stappen 1, 2 en 3a en 3b zijn identiek aan de probabilistische methode voor drempelstoffen (met voor stap 1 tumorvorming als eindpunt). De stappen 3a en 3b wijken af van de defaultmethode van lineaire extrapolatie, zoals beschreven in paragraaf B1.3. Bij de defaultmethode worden deze stappen niet genomen, maar wordt de (gecorrigeerde) Laagste Tumorigene Dosis (of BMDL) direct teruggerekend naar de dosis waarbij het extra kankerrisico 10^{-4} per leven is (MTR-niveau). Deze werkwijze is internationaal nog steeds de

meest gebruikelijke. De overweging daarbij is dat deze simpele lineaire extrapolatie een conservatieve (worst case)-benadering is en dat verdere extrapolatiestappen daarom niet nodig zijn. De uitkomsten van de probabilistische methode geven echter reden tot twijfel aan deze veronderstelling. Bovendien is het wetenschappelijk gezien twijfelachtig om aan te nemen dat de onzekerheid in het ene aspect (inter- en intraspeciesverschillen) binnen een risicobeoordeling adequaat wordt afgedekt door een conservatieve correctie van een ander aspect (lineaire extrapolatie). In het geval van meerdere (min of meer onzekere) extrapolatiestappen dient de onzekerheid in elke stap afzonderlijk te worden beschreven (aangenomen dat de afzonderlijke extrapolaties onafhankelijk zijn van elkaar).

In de stappen 3a en 3b worden dezelfde onzekerheidsverdelingen gebruikt als voor de drempelstoffen. Voor de interspecies extrapolatiecomponenten 'allometrie' en 'resterende toxicokinetische verschillen' is dat een adequate keuze. Voor de toxicodynamische component echter betekent het dat de niet-optimale keuze van het gebruik van de verdeling is afgeleid voor diverse drempel effecten voor de interactie met het DNA-metabolisme. Datzelfde geldt voor intraspecies extrapolatie, waarvoor de onzekerheidsverdeling is gebaseerd op drempel effecten door geneesmiddelen en niet op data betreffende intraspecies verschillen bij de mens in verstoring van het DNA-metabolisme en tumorvorming. Op deze punten is de probabilistische methode voor verbetering vatbaar. De grootste onzekerheid echter is verbonden aan stap 3c. Deze onzekerheid is in principe dezelfde als die aanwezig is in de simpele lineaire extrapolatie, zoals beschreven in paragraaf B1.3. Een incidentie van bijvoorbeeld 10% wordt over diverse orden van grootte geëxtrapoleerd naar 10^{-4} of nog lager en een dergelijke extrapolatie is wetenschappelijk gezien inherent onzeker. In de probabilistische methode wordt deze onzekerheid gekwantificeerd. In deze methode wordt voor deze extrapolatie van hoge naar lange incidentie dosis-responsmodellering gebruikt met selectie van die modelfuncties die een adequate fit met de data laten zien. Dit leidt tot een range van uitkomsten (verschillende modellen voorspellen uiteenlopende uitkomsten). Op basis van de uitkomsten van een probabilistische risicobeoordeling voor N-dimethylnitrosamine, methyleugenol en aflatoxine zoals gepubliceerd door Slob et al. (2014) wordt in de factsheet voor neerwaartse extrapolatie van 10% tumorincidentie naar 10^{-4} tumorincidentie (MTR-niveau) een onzekerheidsverdeling opgegeven van extrapolatiefactoren met een onderste (5%) betrouwbaarheidsgrens van een factor 5 en een bovenste (95%) betrouwbaarheidsgrens van een factor 2.000.

Met behulp van APROBA kunnen de diverse onzekerheidsverdelingen (interspecies, intraspecies, hoog naar laag risico) gecombineerd worden, onder de aanname dat het gaat om onderling onafhankelijke lognormale onzekerheidsverdelingen. Verdere onzekerheden kunnen door APROBA worden meegenomen onder 'other aspects'.

De uitkomst is een verdeling van HD_{M^I} -waarden (als levenslange gemiddelde dosis- of concentraties) verbonden met een risico van minder dan 10^{-4} risiconiveau/leven. Maar net als bij probabilistische methode voor drempelstoffen moet het beschermingsniveau ook als

incidentie I in de populatie gespecificeerd worden. Bij de verschillende I-waarden zal de verdeling van HD_M^I -waarden iets verschoven zijn ten opzichte van elkaar. Bij een I van 1% is de uitkomst de verdeling van HD_M^I -waarden waarbij voor 99% van de bevolking het individuele kankerrisico minder is dan 10^{-4} per leven. De MTR kan uit de HD_M^I -verdeling worden afgeleid door een laag percentiel van de verdeling van HD_M^I -waarden te kiezen. In het algemeen wordt het 5^e percentiel gekozen zodat 95% van de onzekerheid wordt afgedekt (in IPCS termen: coverage is 95%). Over de keuze van de coverage doet de factsheet echter geen expliciete aanbeveling.

B1.5 Uitwerking deterministische methode en probabilistische methode (proba) voor vier stoffen

Actualisering opgesteld door: B. Bokkers en P. Janssen (26-08-2020).

B1.5.1 Antimoon

Antimoon is tweemaal eerder geëvalueerd voor het bodeminterventiewaardenproject (RIVM 1995; RIVM (2009)). De uitkomst van de beoordeling uit 2009 was een orale TDI van 6 μg Sb/kg lg/dag, afgeleid op basis van een NOAEL van 6 mg Sb/kg lg/dag afkomstig uit een orale 90-dagenstudie waarin antimoonkaliumtartraat aan ratten werd toegediend in drinkwater (LOAEL 60 mg Sb/ kg lg/dag; waargenomen effecten verminderde groei en verminderde water- en voerinnname). De in de afleiding toegepaste assessmentfactoren waren: 10 voor interspeciesverschillen, 10 voor intraspeciesverschillen, 10 voor extrapolatie van semichronisch naar chronisch (RIVM 2009).

Nieuwe informatie

Voor de actualisering is aan de hand beschikbare evaluaties gecheckt of er belangrijke nieuwe toxicologische informatie beschikbaar is gekomen sinds de laatste beoordeling in het huidige kader door RIVM (2009). Tabel B1.3 vat het resultaat samen.

Tabel B1.3 Beoordelingen voor antimoon sinds RIVM (2009).

Referentie beschikbare beoordeling	Waarde	Opmerking
RIVM (2009)	TDI 6 µg Sb/kg lg/dag	Basis NOAEL 6 mg Sb/kg lg/dag uit 90-dagen drinkwaterstudie in ratten antimoonkaliumtartraat Poon et al (1998), AF 1000
Danish EPA (2015)	TDI 6 µg Sb/kg lg/dag	Basis NOAEL 6 mg Sb/kg lg/dag uit 90-dagen drinkwaterstudie in ratten antimoonkaliumtartraat Poon et al (1998), AF 1000
ECHA (2019)	DNEL chronisch oraal 28 mg Sb ₂ O ₃ /kg lg/dag	DNEL algemene bevolking o.b.v. NOAEL 1.686 mg Sb ₂ O ₃ /kg lg/dag (rat semichronisch, diantimoontrioxide), AF 50, registratiedossier diantimoontrioxide
OEHHA (2016)	TDI 0,14 µg Sb/kg lg/dag	Basis BMDL ₁₀ van 0,14 mg Sb/kg lg/dag voor toegenomen incidentie van anisokaryose in de lever in drinkwaterstudie in ratten Poon et al. (1998), AF 1000
ATSDR (2019)	Intermediate MRL 0,6 µg Sb/kg lg/dag	NOAEL 0,064 mg Sb/kg lg/dag voor afname glucose in bloed in drinkwaterstudie in ratten Poon et al. (1998), AF 100

Actualisering deterministische afleiding

De beschikbare dataset voor antimoon is beperkt, omdat een volwaardige chronische studie ontbreekt. Er zijn twee orale semichronische studies in ratten uit respectievelijk 1998 en 1999. Beide studies zijn meegenomen in de eerdere beoordeling in RIVM (2009). De ene studie was met toediening van diantimoontrioxide in het voer (Hext et al. 1999). In deze studie deden zich bij het hoogste doseringsniveau van 20000 ppm Sb₂O₃ (rond 1500 mg Sb/kg lg/dag) levereffecten voor (verhoogd levergewicht, verhoogd ALAT en ASAT); de NOAEL in deze studie was 5.000 ppm Sb₂O₃ (352 mg Sb/kg lg/dag).²² De andere

²² NB: In het REACH registratiedossier worden deze levereffecten als niet schadelijk beschouwd omdat geen histologische afwijkingen werden gevonden en geen intoxicatiesymptomen.

semichronische studie is een drinkwaterstudie uitgevoerd met kaliumantimoontratraat door Poon et al. (1998). Deze studie is zowel door RIVM (2009), als door de Danish EPA (2015), OEHHA (2016) en ATSDR (2019) als vertrekpunt gebruikt in de afleiding van een orale norm voor chronische blootstelling voor antimoon. De onderzoekers zelf leidden uit deze studie een NOAEL van 0,5 ppm kaliumantimoontratraat (0,06 mg Sb/kg lg/dag). Bij 5, 50 en 500 ppm kaliumantimoontratraat werden lichte veranderingen gevonden, nl in de schildklier (verminderde follikelgrootte, toegenomen epitheel dikte), lever (verhoogde incidentie van anisokaryose) en in de serumniveaus van glucose en cholesterol (geringe afnames). De onderzoekers zelf omschrijven deze veranderingen als adaptief. Deze interpretatie werd ondersteund in een evaluatie van deze studie door Lynch et al (1999). Zij betogen dat een adaptieve fysiologische respons geen geschikte basis is voor een NOAEL en stelden een NOAEL van 50 ppm voor (op basis van de verminderd lichaamsgewicht en verminderde voer- en waterconsumptie bij 500 ppm). Deze benadering werd overgenomen door WHO (2003), EFSA (2004) en RIVM (2009). Herbeoordeling van deze studie door OEHHA (2016) en ATSDR (2019) leidde tot een BMDL₁₀ van 0,14 mg Sb/kg lg/dag voor toegenomen incidentie van anisokaryose in de lever (OEHHA) en een NOAEL van 0,064 mg/ Sbkg lg/dag voor daling van glucose in het bloed (ATSDR). Omdat de gekozen effecten als niet-toxisch worden beschouwd worden deze waarden niet gebruikt in de huidige actualisering van het orale MTR voor antimoon. Bij afwezigheid van nieuwe data wordt in de deterministische afleiding het oude MTR gehandhaafd.

Probabilistische afleiding

Voor de probabilistische afleiding van de MTR zijn dezelfde studie (Poon et al 1998) en dezelfde kritische eindpunten (verminderd lichaamsgewicht en verminderde voer- en waterconsumptie) als uitgangspunt genomen. Een benchmark dosis (BMD) plus bijbehorende betrouwbaarheidsinterval (CI) is een meer informatief startpunt voor de risicobeoordeling en voor de normaflading. In het geval van de studie van Poon et al. is het echter niet mogelijk om op basis van de gerapporteerde studieresultaten een BMD CI af te leiden. Dit komt doordat de resultaten voor de kritische eindpunten helemaal niet (voerconsumptie) of niet in voldoende detail zijn gerapporteerd; bij lichaamsgewicht en waterinname is geen maat voor de spreiding, bijvoorbeeld SD of SEM gegeven. Daarom is ook in de probabilistische methode gebruikgemaakt van de NOAEL van 6 mg/kg lg/dag voor het afleiden van de MTR. De default distributies zoals voorgesteld in (WHO-IPCS 2017) voor extrapolatie van de NOAEL naar de dosis die in 5% effect resulteert (het BMD₀₅ CI) en voor subchronisch-naar-chronisch, interspecies en intraspecies extrapolatie zijn toegepast. **Dit levert een probabilistische MTR op van 13 µg/kg lg/dag.** De interpretatie van deze waarde is dat als de blootstelling onder deze MTR blijft, dan is (met 95% betrouwbaarheid) 99% van de populatie beschermd tegen het kritische effect van de 5% (of grotere) afname in lichaamsgewicht en in voedsel- en waterinname.

De meerwaarde van de probabilistische MTR is dat gespecificeerd wordt welke betrouwbaarheid de waarde heeft en welke fractie van de populatie wordt beschermd tegen welke mate van effect. Daarnaast is het ook mogelijk om de bijdrage van de verschillende bronnen aan de

onzekerheid in het eindresultaat te bepalen. De onzekerheid in de MTR bedraagt een factor 260. Met andere woorden, hierboven gerapporteerde probabilistische MTR van 13 µg/kg lg/dag zou maximaal een factor 260 hoger kunnen liggen. In Tabel B1.4 wordt duidelijk dat de NOAEL-naar-BMD-extrapolatie voor een groot deel (31%) bijdraagt aan de onzekerheid in de analyse. Deze onzekerheid zou kunnen worden verkleind door een BMD-analyse uit te voeren op de kritische eindpunten, en het BMD CI als PoD te gebruiken. Vereiste is dan wel dat meer gedetailleerde data beschikbaar komen, bijvoorbeeld door navraag bij Poon et al. De onzekerheid, veroorzaakt door de subchronisch-naar-chronisch extrapolatie, zou weggenomen kunnen worden door het verkrijgen van een PoD uit een relevante chronische studie. De onzekerheden veroorzaakt door inter- en intraspecies- extrapolatie zijn in de praktijk minder gemakkelijk te verminderen.

Tabel B1.4 Bijdrage van de verschillende bronnen aan de onzekerheid van de analyse.

Extrapolatiestap	Bijdrage aan onzekerheid (%)
NOAEL-naar-BMD	31
Interspecies extrapolatie	17
Subchronisch-naar- chronisch extrapolatie	25
Intraspecies extrapolatie	28

B1.5.2 Ethylbenzeen

Ethylbenzeen is eerder geëvalueerd voor het bodeminterventiewaardenproject (RIVM 1991; RIVM, 2001). De uitkomst van de beoordeling uit 2001 was een orale TDI van 100 µg/kg lg/dag op basis van een NOAEL van 136 mg/kg/lg/dag uit een 6-maandenproef in ratten uit 1956. De gecorrigeerde NOAEL was gelijk aan 97 mg/kg lg/dag (omrekening van 5 dagen/week doseren naar 7 dagen/week). Deze gecorrigeerde NOAEL werd gedeeld door een totale assessmentfactor van 1.000 (10 interspecies, 10 intraspecies, 10 voor beperkingen in de orale dataset). Voor de inhalatoire route werd een TCA van 770 µg/m³ afgeleid op basis van een NOAEC van 430 mg/m³ voor lever- en niereffecten in een 90-dageninhalatiestudie in ratten uitgevoerd door de NTP (NTP, 1992). De gecorrigeerde NOAEC (omrekening van 6 uur/dag, 5 dagen/week naar 24 uur/dag, 7 dagen/week) was 77 mg/m³. De toegepaste assessmentfactor was 100 (10 interspecies, 10 intraspecies, er was geen tijdsextrapolatie nodig omdat chronische NOAEC in de chronische NTP-studie (NTP, 1999) hoger was dan de semichronische) (RIVM, 2001).

Nieuwe informatie

Voor de actualisering is aan de hand beschikbare evaluaties gecheckt of er belangrijke nieuwe toxicologische informatie beschikbaar is gekomen sinds de laatste beoordeling in het huidige kader door het RIVM (2001). De volgende tabel vat het resultaat hiervan samen:

Tabel B1.5 Beoordelingen voor ethylbenzeen sinds RIVM (2001).

Referentie beschikbare beoordeling	Waarde	Opmerking
ECHA (2020)	Chronische orale DNEL algemene bevolking 1,6 mg/kg lg/dag	Basis NOAEL 75 mg/kg lg/dag uit 90-dagen studie in ratten Mellert et al. (2007) (LOAEL 250 mg/kg lg/dag), AF 40
ECHA (2020)	Chronische inhalatoire DNEL algemene bevolking 15 mg/m ³	Basis geschatte NOAEC 500 mg/m ³ (144 ppm) 90-dageninhalatiestudie rat ototoxicity (LOAEC 200 ppm) gecorrigeerde NOAEC 17 ppm (75 mg/m ³) (Gaignaire et al. 2007), AF 5
Danish EPA (2013)	Chronische inhalatoire limietwaarde 200 µg/m ³	Basis chronische LOAEL 330 mg/m ³ uit chronische inhalatiestudie NTP (verhoogd voorkomen nefropathie), AF 300
ATSDR (2010)	Intermediate orale MRL (geen chronische waarde afleidbaar) 0,4 mg/kg lg/dag	Basis BMDL voor levereffecten in 90-dagen orale studie in ratten uit Mellert et al. (2007) (dose metric berekend met PBPK-model, omgezet naar HED), AF 30
ATSDR (2010)	Chronische inhalatoire MRL 0,06 ppm (0,208 mg/m ³)	Basis LOAEL 75 ppm (HEC 17,45 ppm, berekend met PBPK-model) voor toegenomen frequentie nefropathie in chronische NTP-inhalatiestudie, AF 300

Actualisering deterministische afleiding

Voor zowel de orale als de inhalatoire route is er nieuwe informatie. Voor inhalatoire route is er een 90-dagen inhalatiestudie door Gagnaire et al., (2007) waarin ototoxiciteit werd aangetoond. De geschatte NOAEC in deze studie was 500 mg/m³ (144 ppm) (LOAEC 500 ppm, 1736 mg/m³). Kwantitatieve analyse door ATSDR (2010) van het resultaat van deze studie voor wat betreft verhoging van de gehoordrempel na 4 weken leidde tot een BMDL_{1SD} 63,64 ppm (221 mg/m³) (HEC). Deze concentratie wordt door ATSDR (2010) gebruikt als basis voor de afleiding van de 'intermediate' MRL voor inhalatie.

Afleiding van een MTR voor inhalatie op basis van dit vertrekpunt zou leiden tot een waarde van 1105 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (assessmentfactoren 2,5 interspecies, 10 intraspecies, 8 voor blootstellingsduur). Dit is een hogere waarde dan de bestaande waarde gebaseerd op lever- en niereffecten. Daarom wordt de oude waarde gehandhaafd. Voor de orale route werd in de eerdere beoordelingen door het RIVM uit 1991 en 2001 een 6-maandenstudie uit 1956 als basis voor de TDI gebruikt. Mellert et al., (2007) voerden een 90-dagenstudie uit in ratten met doseringsniveaus van 75, 250 en 750 mg/kg lg/dag. In deze studie werden hematologische veranderingen wijzend op lichte anemie gevonden en levereffecten (verhoging leverenzymen, verhoogd levergewicht, centrilobulaire hepatocellulaire hypertrofie wijzend op microsomale enzyminductie in de lever). In mannetjesratten werden niereffecten gevonden, wijzend op alfa 2U-globuline nefropathie. De NOAEL in deze studie was 75 mg/kg lg/dag. ATSDR heeft het studieresultaat kwantitatief geanalyseerd en een BMDL afgeleid voor de verschillende effecten op de lever. Met een PBPK-model werden de orgaanconcentraties berekend (in twee dosismaten) in de lever bij de verschillende doseringsniveaus en vervolgens werd op basis van deze concentraties dosisresponsmodellering uitgevoerd om de BMDL₁₀ resp. BMDL_{1sd} af te leiden voor de gevonden levereffecten. De einduitkomst van deze berekeningen was een BMDL₁₀ van 6,61 $\mu\text{mol}/\text{L}$ (voor verhoging van de incidentie centrilobulaire hypertrofie). Deze BMDL₁₀ werd omgerekend naar een HED van 10,68 mg/kg lg/dag. Dit is het beste beschikbare vertrekpunt voor de afleiding van een orale TDI op basis van levereffecten. Toepassing van assessmentfactoren van 2,5 (interspeciesverschillen in toxicodynamiek en resterende interspeciesverschillen in kinetiek), 10 (intraspeciesverschillen) en 8 voor extrapolatie naar chronische blootstelling resulteert in een TDI van 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lg/dag.

Probabilistische MTR

Inhalatie

De experimentele data van Gagnaire et al., (2007) zijn gekopieerd uit ATSDR (2010) en een BMD₀₅ CI werd afgeleid voor elke frequentie-duur combinatie. Het BMD CI met de laagste BMDL (van 150 tot 311 ppm) is gebruikt in de APROBA tool om een probabilistische MTR af te leiden. Het BMD CI is omgerekend in eenheden mg/m^3 door te vermenigvuldigen met een vaste factor 3.47, wat resulteert in een BMD CI van 521-1080 mg/m^3 . De standaard verdelingen (WHO-IPCS, 2017) om te corrigeren voor verschillen in interspecies toxicokinetiek en -dynamiek, intraspecies verschillen en subchronisch-naar-chronisch extrapolatie werden toegepast. Daarnaast werd ook een correctie gedaan voor de experimentele blootstellingsduur van 6 uur per dag en 6 dagen per week met respectievelijk de factoren 24/6 en 7/6. **Dit resulteerde in een probabilistische MTR van 0,8 mg/m^3 .** Als de blootstelling onder deze MTR blijft, dan is (met 95% betrouwbaarheid) 99% van de populatie beschermd tegen het kritische effect van de 5% (of grotere) afname in gevoeligheid om geluidsignalen op te pikken. Ter vergelijking zijn de kritische effecten waarop de MTR eerder is afgeleid ook gebruikt voor het afleiden van een probabilistische MTR, om te zien of deze waarde hoger of lager uitvalt. Daartoe zijn de dosis-respons data overgenomen uit de NTP studie (1992). BMD-analyse van het relatieve levergewicht en het relatieve niergewicht geven een BMD₀₅ CI

van 30-680 ppm en 28-620 ppm in de lever en van 58-1600 en 59-1100 ppm in de nier voor respectievelijk vrouwtjes en mannetjes. Het BMD CI met de laagste BMDL, namelijk het BMD CI van 28 tot 620 ppm, is gebruikt in de APROBA tool om een probabilistische MTR af te leiden. Het BMD CI is omgerekend in eenheden mg/m^3 door te vermenigvuldigen met een vaste factor 3.47, wat resulteert in een BMD CI van 97-2200 mg/m^3 . De standaard verdelingen (WHO-IPCS, 2017) om te corrigeren voor verschillen in interspecies toxicokinetiek en -dynamiek en intraspecies verschillen werden toegepast. Er is geen factor toegepast voor subchronisch-naar-chronisch extrapolatie, omdat die in voorgaande analyses ook niet is gebruikt. Daartoe werd destijds besloten omdat chronische NOAEL in de chronische NTP-studie hoger was dan de semichronische. Er is werd ook een correctie gedaan voor de experimentele blootstellingsduur van 6 uur per dag en 6 dagen per week met respectievelijk de factoren 24/6 en 7/5. **Dit resulteerde in een probabilistische MTR van 0,8 mg/m^3 .** Als de blootstelling onder deze MTR blijft, dan is (met 95% betrouwbaarheid) 99% van de populatie beschermd tegen het kritische effect van de 5% (of grotere) afname in relatief levergewicht.

Op basis van beide studies en beide kritische effecten komt de probabilistische MTR dus uit op dezelfde waarde van 0,8 mg/m^3 . Bovendien is deze waarde gelijk aan de MTR uit voorgaande afleidingen. Het is nu echter mogelijk om expliciet te maken welke fractie van de populatie wordt beschermd tegen welke mate van effect.

De onzekerheid in de MTR gebaseerd op de Gagnaire et al., (2007) studie en de NTP (1992)-studie bedraagt respectievelijk een factor 100 en 120. Om deze onzekerheid te verkleinen biedt de uitsplitsing van bijdragen per bron een handvat om te beslissen welke bron van onzekerheid het meest effectief kan worden verkleind. In Tabel B1.6 wordt duidelijk dat het (brede) BMD CI in de NTP-studie voor een groot deel (42%) bijdraagt aan de onzekerheid in de analyse. Deze onzekerheid zou kunnen worden verkleind door bijvoorbeeld aanvullende dosis-respons data van levergewicht te analyseren (bijvoorbeeld met behulp van een covariaatanalyse), waardoor een kleiner BMD CI kan worden verkregen. In de analyse op basis van de Gagnaire et al.-studie is het een optie om de onzekerheid veroorzaakt door de subchronisch-naar-chronisch extrapolatie weg te nemen door het verkrijgen van een PoD uit een relevante chronische studie. De onzekerheden veroorzaakt door inter- en intraspecies extrapolatie zijn in de praktijk minder gemakkelijk te verminderen.

Tabel B1.6 Bijdrage van de verschillende bronnen aan de onzekerheid van de analyse.

	Bijdrage aan onzekerheid (%)	
	Gagnaire et al. 2007	NTP 1992
PoD	2	42
Interspecies extrapolatie	22	21
Subchronisch-naar- chronisch extrapolatie	36	-
Intraspecies extrapolatie	40	37

Oraal

De data van de kritische eindpunten, zoals bepaald door ATSDR op basis van de studie van Mellert et al. (2007), zijn overgenomen en geanalyseerd om een BMD CI te verkrijgen die als PoD kan dienen in een probabilistische analyse. ATSDR rapporteert vijf levergerelateerde eindpunten: ALT, GGT, absoluut levergewicht, relatief levergewicht en centrilobulaire hepatocyt-hypertrofie. De data van mannetjes en vrouwtjes ratten zijn samen geanalyseerd met gebruik van een covariabele voor sekse. Het voordeel hiervan is dat meer datapunten, nl. de data van beide seksen samen, beschikbaar zijn om de vorm van de dosis-respons curve te bepalen, wat resulteert in een preciezer (dus minder wijd) BMD CI. Voor alle eindpunten bleek dat de mannetjes gevoeliger zijn dan de vrouwtjes. De BMD CIs van de mannetjes staan in Tabel B1.7. Voor GGT kan geen BMD CI worden bepaald, omdat de respons in elk van de drie doseringsgroepen al (bijna) maximaal is. De BMD ligt dus ergens tussen de controle (dosis nul) en de eerste dosis (75 mg/kg lg/dag). Aangezien de BMD CIs van ALT en levergewicht ook rond de eerste dosisgroep liggen is er voor gekozen om uit die eindpunten het BMD CI met de laagste BMDL te kiezen als PoD, nl. 44-120 mg/kg lg/dag voor verhoogd absoluut levergewicht. De standaard verdelingen (WHO-IPCS, 2017) voor interspecies, intraspecies en subchronisch-naar-chronisch extrapolatie werden toegepast. **Dit levert een probabilistische MTR op van 80 µg/kg lg/dag.** Als de blootstelling onder deze MTR blijft, dan is (met 95% betrouwbaarheid) 99% van de populatie beschermd tegen het kritische effect van de 5% (of grotere) afname in absoluut levergewicht.

Tabel B1.7 BMD-analyse levereffecten in orale studie door Mellert et al., (2007).

Eindpunt	BMR	BMD CI (mg/kg lg/dag)
alanine aminotransferase (ALT)	30%	82-430
Absoluut levergewicht	5%	44-120
Relatief levergewicht	5%	56-91
centrilobular hepatocyte hypertrophy	ED50	190-490

De onzekerheid in de MTR bedraagt een factor 110. Om deze onzekerheid te verminderen, ligt de meest voor de hand liggende mogelijkheid bij de subchronisch-naar-chronisch extrapolatie. Deze stap draagt voor een groot deel (35%) bij aan de onzekerheid (zie Tabel B1.8) en is mogelijk weg te nemen door het verkrijgen van een PoD uit een relevante chronische studie. De onzekerheden veroorzaakt door inter- en intraspecies extrapolatie zijn in de praktijk minder gemakkelijk te verminderen.

Tabel B1.8 Bijdrage van de verschillende bronnen aan de onzekerheid van de analyse.

	Bijdrage aan onzekerheid (%)
PoD	5
Interspecies extrapolatie	23
Subchronisch-naar- chronisch extrapolatie	35
Intraspecies extrapolatie	39

B1.5.3 Tolueen

Tolueen is eerder geëvalueerd voor het bodeminterventiewaardenproject (RIVM 1991; RIVM, 2001). De uitkomst van de beoordeling uit 2001 was een orale TDI van 223 µg/kg lg/dag op basis van een marginale LOAEL van 312 mg/kg lg/dag uit een 90-dagenstudie in muizen met verhoogd levergewicht als het kritische effect (NTP-studie). De gecorrigeerde LOAEL was gelijk aan 223 mg/kg lg/dag (omrekening van 5 dagen/week doseren naar 7 dagen/week). Deze gecorrigeerde LOAEL werd gedeeld door een totale assessmentfactor van 1000 (10 interspecies, 10 intraspecies, 10 voor beperkte studieduur en gebruik van een marginale LOAEL). Voor de inhalatoire route werd een TCA van 400 µg/m³, zoals afgeleid door US-EPA (1992) geaccepteerd. Deze waarde was afgeleid op basis van een chronische LOAEC van 332 mg/m³, afkomstig van een arbeidstoxicologische studie met blootstelling gedurende 5 jaar (afwijkingen in 6 van 8 uitgevoerde psychomotorische gedragstesten bij deze LOAEC) (studie van Foo et al. 1990). De gecorrigeerde NOAEC (omrekening van 8 uur/dag naar 24 uur/dag) was 166 mg/m³. De destijds door US-EPA toegepaste assessmentfactoren worden niet gerapporteerd (RIVM, 2001).

Nieuwe informatie

Voor de actualisering is aan de hand beschikbare evaluaties gecheckt of er belangrijke nieuwe toxicologische informatie beschikbaar is gekomen sinds de laatste beoordeling in het huidige kader door het RIVM (2001). Tabel B1.9 vat het resultaat samen.

Tabel B1.9 Beoordelingen voor tolueen sinds RIVM (2001).

Referentie beschikbare beoordeling	Waarde	Opmerking
EU-RAR (2003)	Oraal geen waarde afgeleid	overall orale NOAEL 625 mg/kg lg/dag uit 90-dagenstudie rat (NTP-studie uit 1990) voor beoordeling systemische toxiciteit
EU-RAR (2003)	Inhalatoir geen waarde afgeleid	Inhalatie overall NOAEC 1125 mg/m ³ (afkomstig uit chronisch rat 2 jaar, 6,5 uur/dag, 5 dagen/week) (studie van Gibson and Hardisty, 1983)
ECHA (2020)	Chronische orale DNEL algemene bevolking 8,13 mg/kg lg/dag	Basis 8-uurs OEL 192 mg/m ³ zoals afgeleid door SCOEL (2001), AF 1,7
ECHA (2020)	Chronische inhalatoire DNEL algemene bevolking 56,5 mg/m ³	Basis is 8-uur OEL van 192 mg/m ³ zoals afgeleid door SCOEL (2001), AF 1,7

Referentie beschikbare beoordeling	Waarde	Opmerking
US-EPA (2005)	Chronische inhalatoire limietwaarde (RfC) 5000 µg/m ³	Basis gemiddelde NOAEL 128 mg/m ³ uit diverse arbeidstoxicologische studies naar neurologische effecten uit de periode 1990-2001, AF 10
US-EPA (2005)	Chronische orale limietwaarde (RfD) 80 µg/kg lg/dag	Basis BMDL1SD verhoogd niergewicht 90-dagenstudie rat (NTP-studie), AF 3000
ATSDR (2017)	Chronische orale MRL niet afleidbaar (intermediate MRL 0,2 mg/kg lg/dag)	Basis NOAEL 22 mg/kg lg/dag uit subacute muizenstudies naar immuuneffecten, AF 100
ATSDR (2017)	Chronische inhalatoire MRL 1 ppm 3,8 mg/m ³	Basis NOAEL 45 ppm voor neurologische effecten in Duitse cohort van rotogravure werkers (diverse studies uit de periode 2002-2005), AF 10
OEHHA (2019) Draft	Chronische inhalatoire REL 420 µg/m ³	Basis BMDL05 12 ppm (45,1 mg/m ³) voor verminderde kleurwaarneming in arbeidstoxicologische studie Zavalic et al., 1998, AF 39

Actualisering deterministische afleiding

Voor de inhalatoire route zijn er beperkte nieuwe gegevens. ATSDR (2017) leidt een overall NOAEL van 45 ppm (168 mg/m³) af voor neurologische effecten uit diverse arbeidstoxicologische studies bij één cohort Duitse rotogravure werknemers gepubliceerd in de periode 2002-2005. De OEHHA (2019) heeft een arbeidstoxicologische studie naar het effect op kleurwaarneming uit 1998 kwantitatief geanalyseerd en een BMDL05 afgeleid van 12 ppm (45,1 mg/m³) voor dit effect. Deze studie richtte zich op twee groepen werkers, die gedurende 16 tot 24 jaar waren blootgesteld aan respectievelijk 35 ppm (132 mg/m³) (geometrisch gemiddelde, range van 11,3 tot 49,3 ppm) (n=41) of aan 156 ppm (590 mg/m³) (range van 66,0 tot 250,0 ppm) (n=32). De niet-blootgestelde controlegroep bestond uit 83 personen. Bij de hoogst blootgestelde groep werd verminderde kleurwaarneming gevonden. Deze BMDL05 is uit methodologisch oogpunt het te prefereren vertrekpunt in de normafleiding. Verstoring van de visuele functie door toluen is ook beschreven in proefdieren. Omgerekend naar continue levenslange expositie, komt de BMDL₀₅ overeen met 3,6 mg/m³ (correctie van 40 uur per week gedurende 24 jaar naar 168 uur per week gedurende 70 jaar)²³. Met een extrapolatiefactor van 10 voor intraspeciesverschillen resulteert een inhalatoire norm 360 µg/m³. Deze waarde ligt dicht bij de in 2001 afgeleide eerdere waarde van 400 µg/m³. Deze wordt daarom gehandhaafd.

²³ In de afleiding door OEHHA op basis van deze BMDL05 wordt geen correctie toegepast voor de periode van 16-24 jaar naar levenslange blootstelling, omdat de blootstelling als chronisch werd beschouwd (namelijk langer dan 8,4 jaar, 12 procent van de standaard levensduur). Maar OEHHA wijst er ook op dat studies erop wijzen dat verstoring van kleurvisie toeneemt met de cumulatieve blootstelling. Gezien dit laatste wordt hier ervoor gekozen deze correctie wel toe te passen.

Voor de orale route zijn er geen nieuwe data ten opzichte van het RIVM (2001). Voor de 90-dagen NTP-studies, zoals destijds gebruikt, werd geconcludeerd dat in de rat de NOAEL gelijk was 312 mg/kg lg/dag (verhoogd lever- en niergewicht bij eersthogere dosering en bijkomende histologische veranderingen bij nog hogere doseringen) terwijl in de muis een marginale LOAEL voor verhoogd levergewicht van 312 mg/kg lg/dag werd afgeleid. Kwantitatieve analyse van deze studies door US-EPA (2005) leidde tot een BMDL1SD voor verhoogd niergewicht in de rat van 238 mg/kg lg/dag. Na correctie voor 5 dagen-/week-toediening in de studie in plaats van 7 dagen/week, resulteert een BMDL1SD van 170 mg/kg lg/dag. Op dit niveau dienen de volgende assessmentfactoren te worden toegepast: 10 voor interspeciesextrapolatie, 10 intraspecies en 8 voor extrapolatie van semichronisch naar chronisch. Dit leidt tot een orale MTR van 212 µg/kg lg/dag. Deze waarde is vrijwel gelijk aan de eerder afgeleide waarde van 223 µg/kg lg/dag.

Probabilistische MTR

Inhalatie

De data over dyschromatopsia (verminderde kleurwaarneming) van Zavalic et al. 1998c zijn overgenomen uit de originele publicatie en zijn geanalyseerd. Dit levert een ED50 CI op van 49-140 ppm, equivalent aan 180-530 mg/m³. In het geval van kwantaal deterministische eindpunten zoals dyschromatopsia, is de ED50 de relevante PoD, omdat de ED50 de dosis aangeeft waarbij de gemiddelde werker het effect krijgt. Voor de extrapolatie van de gemiddelde werker naar de gemiddelde mens (in de algemene populatie) is een arbitraire factor toegepast als verdeling van 1 tot 3. Een intraspecies factor (volgens WHO-IPCS 2017) is vervolgens toegepast om te extrapoleren naar de gevoelige mens. Eveneens is een correctie gemaakt voor de discontinue blootstelling met de factoren 24/8 en 7/5. De blootstellingsduur was (gemiddeld) 15 en 19 jaar voor beide blootstellingsgroepen. Deze duur wordt beschouwd als chronisch. Daarom is het niet nodig om nog een correctie te maken naar levenslange blootstelling. **Dit levert een probabilistische MTR op van 3.5 mg/m³.** Als de blootstelling onder deze MTR blijft, dan is (met 95% betrouwbaarheid) 99% van de populatie beschermd tegen het kritische effect dyschromatopsia.

De onzekerheid in de MTR is relatief klein (factor 27), aangezien de PoD hier op een humane studie is gebaseerd. Er zijn drie bronnen van onzekerheid, de PoD, de intraspecies factor en een factor voor extrapolatie van gemiddelde werker naar gemiddelde mens, die voor resp. 11, 78 en 11% bijdragen.

Oraal

De data over lever- en niergewicht zijn overgenomen uit de 90-dagen orale NTP studie (NTP 1990) en geanalyseerd om een BMD CI-interval af te leiden. De analyse van de absolute niergewichten gaf de laagste BMDL₀₅ (in mannetjes ratten). Het bijbehorende BMD₀₅ CI van 120-220 mg/kg lg/dag is vervolgens gebruikt voor het afleiden van de probabilistische MTR. De standaard verdelingen (WHO-IPCS, 2017) om te corrigeren voor verschillen in interspecies toxicokinetiek en -dynamiek, intraspecies verschillen en subchronisch-naar-chronisch extrapolatie werden toegepast. Verder is gecorrigeerd voor discontinue blootstelling met een factor 7/5. **Dit levert een probabilistische MTR**

op van 180 µg/kg lg/dag. Als de blootstelling onder deze MTR blijft, dan is (met 95% betrouwbaarheid) 99% van de populatie beschermd tegen het kritische effect van de afname van 5% (of meer) in absoluut niergewicht.

De onzekerheid in de MTR bedraagt een factor 100. Als deze onzekerheid onacceptabel wordt geacht, dan biedt de uitsplitsing van bijdragen aan de onzekerheid per bron een handvat om te beslissen welke bron van onzekerheid het meest effectief kan worden verkleind. In Tabel B1.10 wordt duidelijk dat de subchronisch-naar-chronisch extrapolatie voor een groot deel (36%) bijdraagt aan de onzekerheid in de analyse. Een relevante chronische studie zou deze onzekerheid kunnen wegnemen. De onzekerheden veroorzaakt door inter- en intraspecies extrapolatie zijn in de praktijk minder gemakkelijk te verminderen.

Tabel B1.10 Bijdrage van de verschillende bronnen aan de onzekerheid bij het afleiden van de probabilistische orale MTR voor toluen.

	Bijdrage aan onzekerheid (%)
PoD	2
Interspecies extrapolatie	23
Subchronisch-naar- chronisch extrapolatie	36
Intraspecies extrapolatie	40

B1.5.4

Vinylchloride

Eerdere beoordeling

Vinylchloride is eerder geëvalueerd voor het bodeminterventiewaardenproject (RIVM 1991; RIVM, 2001). Beide keren was de conclusie dat de data laten zien dat de stof een genotoxisch werkend carcinogeen is waarvoor een MTR afleidbaar is met behulp van lineaire extrapolatie. In RIVM (2001) werd voor de orale route op basis van levertumoren (som van hepatocellulaire carcinomen, angiosarcomen, neoplastische nodules), zoals waargenomen in twee orale studies in ratten door respectievelijk Feron et al. (1981) en Til et al. (1991), een MTR berekend van 0,6 µg/kg lg/dag. In het RIVM-rapport (2001) werden voor de inhalatoire MTR inhalatiestudies in ratten en muizen, zoals uitgevoerd door Maltoni et al. (1981, 1984), als basis genomen en uit de verhoogde incidenties angiosarcomen werd een inhalatoire MTR berekend van 3,6 µg/m³. Conform de standaard procedure voor het afleiden van MTR-waarden werd parallel aan deze berekeningen een drempelafleiding gedaan op basis van niet-carcinogene effecten om te controleren of deze niet lager zou uitkomen. Dat bleek niet het geval (RIVM 2001).

Nieuwe informatie

Voor de actualisering is aan de hand van beschikbare evaluaties gecheckt of er belangrijke nieuwe toxicologische informatie beschikbaar is gekomen sinds de laatste beoordeling in het huidige kader door het RIVM (2001). Tabel B1.11 vat het resultaat samen.

Tabel B1.11 Beoordelingen voor vinylchloride sinds RIVM (2001).

Referentie beschikbare beoordeling	Waarde	Opmerking
Gezondheidsraad (2017)	Inhalatoire risico-specifieke concentraties voor 4×10^{-3} en 4×10^{-5} (40 jaar beroepsmatige expositie) 65,5 en 0,65 mg/m ³	Afgeleid o.b.v. epidemiologische data
IARC (2012)	Beoordeling kankerverwekkende eigenschappen, geen risicokwantificering	
ECHA (2020)	Inhalatoire DMEL (extra kankerrisico 10^{-6} /leven) 2 µg/m ³	Gebaseerd op bestaande afleidingen door WHO (2000) en US-EPA (2000)
ECHA (2020)	Orale DMEL (extra kankerrisico 10^{-6} /leven) 1,4 ng/kg lg/dag	Gebaseerd op bestaande afleiding door US-EPA (2000)

Actualisering deterministische afleiding

Binnen de EU CLP is vinylchloride geïnclassificeerd als CARC 1A (<https://echa.europa.eu/information-on-chemicals/cl-inventory-database/-/discli/details/11609>). IARC heeft de carcinogeniteitsdata opnieuw beoordeeld in 2012. Dit leidde tot een classificatie in Groep 1 (bewezen humaan carcinogeen). IARC merkte daarbij op dat er sterk bewijsmateriaal is voor een genotoxisch mechanisme (IARC 2012). De Gezondheidsraad heeft de carcinogeniteitsdata herbeoordeeld in 2017 en concludeerde dat vinylchloride beschouwd moet worden als een genotoxisch carcinogeen met een stochastisch werkingsmechanisme (geen drempel) (Gezondheidsraad 2017). Het extra kankerrisico voor de inhalatoire route werd daarom geschat door lineaire extrapolatie. De Gezondheidsraad presenteert zowel berekeningen op basis van proefdierdata als op basis van epidemiologische data en kiest uiteindelijk voor de afleiding op basis van het voorkomen van angiosarcomen in een arbeidsepidemiologische studie, namelijk een Europese multicenter studie door Ward et al. (2001), die een update was van Simonato et al. (1991). De blootstellingsinformatie in deze studie was echter gebrekkig. Zoals opgemerkt in US-EPA (2000), waren de opgegeven concentratieranges voor deze cohort de hoogste concentraties waaraan de desbetreffende groepen werknemers potentieel werden blootgesteld. Dit betekent dat de werkelijke concentraties hoogstwaarschijnlijk lager waren en dat berekeningen op basis van de opgegeven concentratieranges het werkelijk kankerrisico daarom waarschijnlijk onderschatten. Uitgaand van de uitkomst van de berekening door Gezondheidsraad op basis van de epidemiologische studie door Ward et al. (2001) zou een MTR_{lucht} resulteren van 220 µg/m³. Op basis van angiosarcomen zoals waargenomen in diverse rattenstudies door Maltoni et al. (1981), berekent de Gezondheidsraad (2017) unit risks voor levenslange blootstelling van $1,95 \times 10^{-3}$ tot $2,73 \times 10^{-2}$ per mg/m³. Omgerekend naar het MTR-niveau (10^{-4} leven) komt dit overeen met

MTR_{lucht}-waarden van 3,6 tot 40 µg/m³. In het RIVM (2001) werd vanwege de gebrekkige blootstellingskarakterisering in de epidemiologische studies de voorkeur gegeven aan proefdierdata. Deze keuze wordt hier gehandhaafd. Destijds werden op basis van de verhoogde incidenties angiosarcomen, zoals waargenomen in ratten en muizen in de studies door Maltoni et al. (1981, 1984), MTR_{lucht}-waarden berekend van 3,6 µg/m³ (rat) en 3,8 µg/m³ (muis). De waarde van 3,6 µg/m³ werd gekozen als MTR_{lucht}. Dit komt overeen met de laagste waarde zoals berekend door Gezondheidsraad op basis van dezelfde rattenstudies. Deze waarde wordt daarom gehandhaafd.

Voor de orale route zijn er geen nieuwe studies en worden de uitkomsten van lineaire berekeningen op basis van de orale rattenstudies door Feron et al., (1981) en Til et al., (1991) zoals uitgevoerd in het RIVM (2001) gehandhaafd als de deterministisch afgeleide MTR.

Probabilistische MTR

Inhalatie

De inhalatiestudies met ratten van Maltoni et al., (1981) die als uitgangspunt zijn gebruikt voor het afleiden van een BMD₁₀ CI. Maltoni et al., hebben verscheidene studies uitgevoerd waarvan een aantal met een overeenkomstige experimentele opzet. De studies die Maltoni rapporteren als BT1, BT2, BT9, BT15, BT7 en BT17 zijn alle uitgevoerd met 4 uur blootstelling per dag op 5 dagen in de week gedurende 52 weken. Ook waren de dieren bij aanvang van de studies even oud (11-13 wk) en vond necropsie plaats rond dezelfde leeftijd 134 tot 165 weken. Wel zijn er twee studies (BT7 en BT17) uitgevoerd met Wistar-ratten terwijl de andere studies gedaan zijn met Sprague-Dawley-ratten. De data van al deze studies zijn gezamenlijk geanalyseerd met een covariaat voor de stam. Het voordeel van deze gezamenlijke analyse is dat door het grote (totaal) aantal dieren en de grote dosis-range een betrouwbaar BMD₁₀ CI kan worden afgeleid, dat wil zeggen een smal CI. In lijn met de eerdere beoordeling door het RIVM (2001) en die door de Gezondheidsraad (2017) is de kwantitatieve analyse gericht op de leverangiosarcomen. Wel moet worden opgemerkt dat de resultaten van hoogste dosis (10.000 ppm) van BT1 niet zijn gebruikt. Bij deze dosis verminderde de incidentie van angiosarcoma's aanzienlijk ten opzichte van lagere doses, wat niet realistisch wordt geacht voor genotoxische stoffen. Uit de analyse bleek dat de beide rattenstammen een overeenkomstig BMD₁₀ CI hebben van 370-1100 ppm voor Sprague-Dawley-ratten en van 300-1300 ppm voor Wistar-ratten. Het CI met de laagste BMDL is vervolgens gebruikt voor het afleiden van een probabilistische MTR. Het BMD₁₀ CI is omgerekend van 300-1.300 ppm naar 780-3380 mg/m³ met een vaste factor 2.6 (conform Gezondheidsraad 2017). Verder is er verdisconteerd voor interspecies- en intraspecies-verschillen met behulp van de standaard verdelingen, genoemd in WHO-IPCS, en de factsheet van het RIVM (RIVM, 2020). Ook is er een correctie gedaan voor de kortere (dan levenslang) duur van blootstellen in het experiment, met dezelfde factoren zoals genoemd in de eerdere beoordeling van de stof uit 2001 (RIVM 2001). Dit is conform de factsheet RIVM (RIVM 2020). Gezamenlijk komt dat op een factor 24,4²⁴. Tot slot is er een verdeling toegepast voor de extrapolatie

²⁴ $1/(t_{exp}/t_{life} \times t_{exposure}/t_{life} \times d/7 \times hr/24) = 1/([135*7]/1000 \times [52*7]/1000 \times 5/7 \times 4/24)$.

van het 10% effect naar 10^{-4} , zoals genoemd in de RIVM-factsheet (LCL=5, UCL=2000). **Dit resulteert in een probabilistische MTR van $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$.** Blootstelling onder deze MTR beschermt (met 95% zekerheid) 99% van de populatie tegen een 10^{-4} risico op tumoren. De onzekerheid in de MTR bedraagt een factor 1.300 die voor 70% toe te wijzen aan de extrapolatie naar laag risico (Tabel B1.12). Het verminderen van deze onzekerheid zou nieuwe studies vereisen, waarbij een veelvoud van het huidige aantal dieren van ~ 2300 , die gebruikt zijn voor het afleiden van deze MTR, nodig zou zijn.

Maltoni et al., hebben ook één muizenstudie (BT4) uitgevoerd waarvan de data zijn geanalyseerd. Deze data laten echter een onwaarschijnlijke afvlakking van de dosis-respons zien in de 5 hoogste dosisgroepen bij een incidentie van ongeveer 20-25%. Deze informatie is verder niet gebruikt voor het afleiden van een probabilistische MTR.

Tabel B1.12 Bijdrage van de verschillende bronnen aan de onzekerheid bij het afleiden van de probabilistische inhalatoire MTR voor vinylchloride.

	Bijdrage aan onzekerheid (%)
PoD	4
Interspecies extrapolatie	9
Intraspecies extrapolatie	17
10%-naar- 10^{-4} risico	70

Oraal

Voor de probabilistische orale MTR zijn de studies van Feron et al., (1981) en Til et al., (1991) gebruikt als uitgangspunt, conform de deterministische MTR-afleiding. De incidentie data van neoplastische nodules in de lever, hepatocellulaire carcinomen en angiosarcomen, zijn overgenomen uit beide studies en geanalyseerd om een BMD_{10} CI te verkrijgen. De drie eindpunten zijn apart van elkaar geanalyseerd. Het is niet mogelijk om de incidenties van deze drie eindpunten bij elkaar op te tellen, omdat sommige dieren meerdere effecten vertonen. Optellen van de incidenties leidt dan tot een overschatting van het risico en tot percentages van dieren met effect groter dan 100%, wat niet mogelijk is. In de analyse is gebruikgemaakt van een covariaat voor studie en sekse. De resultaten van hoogste dosis (300 mg/kg lg/dag) voor neoplastische nodules en hepatocellulaire carcinomen (beide seksen) zijn niet gebruikt voor de analyse, evenals de resultaten van de hoogste dosis voor angiosarcoma bij mannetjes. Bij deze dosis verminderde de incidentie, of bleef deze gelijk ten opzichte van lagere doses, wat niet realistisch wordt geacht voor genotoxische stoffen. De laagste BMDL_{10} werd verkregen uit de neoplastic nodules in de subgroup vrouwtjes uit de Feron et al., studie. Het BMD_{10} CI van dit eindpunt bedraagt 0,029 – 0,42 mg/kg lg/dag, en werd vervolgens gebruikt voor het afleiden van de orale probabilistische MTR.

Bij het afleiden van de MTR is er verdisconteerd voor interspecies- en intraspecies-verschillen met behulp van de standaard verdelingen, genoemd in WHO-IPCS en de factsheet van het RIVM (2020). Ook is er een correctie gedaan voor de kortere (dan levenslang) duur van blootstellen in de experimenten. In de studies van Feron et al., en Til et al., duurden respectievelijk 140 en 149 weken en gedurende die tijd

werden de dieren dagelijks blootgesteld. Aangezien het BMD CI is verkregen uit de data van Feron et al., is de correctie toegepast op de 140 weken. Dit is conform de factsheet RIVM (2020). Gezamenlijk komt correctie op levensduur op een factor 1,04²⁵. Tot slot is er een verdeling toegepast voor de extrapolatie van het 10% effect naar 10⁻⁴, zoals genoemd in de RIVM factsheet (LCL=5, UCL=2000). **Dit resulteert in een probabilistische MTR van 0,57 ng/kg lg/dag.** Blootstelling onder deze MTR beschermt (met 95% zekerheid) 99% van de populatie tegen een 10⁻⁴ risico op neoplastische nodules. Deze MTR is aanzienlijk lager dan de deterministische MTR, omdat hier de mogelijke verschillen tussen dier en mens en tussen mensen meegenomen is in de berekening, en eveneens de onzekerheden in de PoD en toegepaste correcties en extrapolaties. De onzekerheid in de MTR bedraagt een factor 1.800 die voor 64% toe te wijzen is aan de extrapolatie naar laag risico (Tabel B1.13). Het verminderen van deze onzekerheid zou nieuwe studies vereisen, waarbij een veelvoud van het huidige aantal dieren nodig zou zijn.

Tabel B1.13 Bijdrage van de verschillende bronnen aan de onzekerheid bij het afleiden van de probabilistische orale MTR voor vinylchloride.

	Bijdrage aan onzekerheid (%)
PoD	13
Interspecies extrapolatie	9
Intraspecies extrapolatie	15
10%-naar-10 ⁻⁴ risico	64

B1.6 Referenties

Beschrijving methodiek (paragrafen B1.2 t/m B1.4)

Baars, A.J., Theelen, R.M.C., Janssen, P.J.C.M., Hesse, J.M., Van Apeldoorn, M.E., Meijerink, M.C.M., Verdam, L., Zeilmaker, M.J., (2001). Re-evaluation of human-toxicological Maximum Permissible Risk levels. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 711701025.

Linders JBHJ (1990) Risicobeoordeling voor de mens bij blootstelling aan stoffen. Uitgangspunten en veronderstellingen [Risk assessment to humans after exposure to substances. Starting points and assumptions] RIVM report no. 725201003. [In Dutch] (Available on request).

RIVM (1986) Criteriadocument ethyleenoxide (oxiraan) [Criteria document ethylene oxide (oxirane)]. RIVM report no. 738513001. (Available on request). Ook gepubliceerd als: Criteriadocument over ethyleenoxide. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer VROM Reeks Publikatiereeks Lucht 55 Jaar 1986.

RIVM (1991) Voorstel voor de humaan-toxicologische onderbouwing van C-(toetsings)waarden. RIVM-rapport 725201005. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/725201005.html> (Geraadpleegd op 29-01-2020).

²⁵ $1/(t_{exp}/t_{life} \times t_{exposure}/t_{life}) = 1/([140*7]/1000 \times [140*7]/1.000)$.

RIVM (1995) Human-toxicological criteria for serious soil contamination: compounds evaluated in 1993 and 1994. RIVM report nr. 715810009. Bilthoven, The Netherlands.
<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/715810009.html>
(Geraadpleegd op 16-12-2019).

RIVM (1997) Guidance document on the derivation of maximum permissible risk levels for human intake of soil contaminants. RIVM-rapport 711701006.
<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701006.pdf>
(Geraadpleegd op 30-07-2020).

RIVM (1998) Maximum Permissible Risk Levels for Human Intake of Soil Contaminants: Fourth Series of Compounds. RIVM rapport 711701004.
<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701004.pdf>
(Geraadpleegd op 30-07-2020).

RIVM (2001) Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM-rapport 711701025.
<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.html>
(Geraadpleegd op 30-07-2020).

RIVM report nr. 711701025 Bilthoven, The Netherlands.
<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
(Geraadpleegd op 23-01-2020).

RIVM (2020) Guidance for the hazard and risk characterization of genotoxic carcinogens. Factsheet d.d. 08-01-2020 Final version. Intern document RIVM.

Slob, W, Bakker, MI, Biesebeek, JD and Bokkers, BG (2014) Exploring the uncertainties in cancer risk assessment using the integrated probabilistic risk assessment (IPRA) approach. Risk Anal. 34: 1401-22.

VROM (1988) Omgaan met Risico's – Annex bij het Nationaal Milieubeleidsplan. 2^e Kamersessie 1989-1989.
<http://www.coenrady.com/downloads/handig/pdf017.pdf> (geraadpleegd op 29-07-2020).

WHO (2017) Guidance document on evaluating and expressing uncertainty in hazard characterization—2nd edition. IPCS harmonization project document No. 11, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety, Geneva, Switzerland. ISBN 978-92-4-151354-8.

Afleiding antimoon (paragraaf B1.5.1)

ATSDR (2019) Toxicological Profile for Antimony and Compounds October 2019.
<https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp.asp?id=332&tid=58>
(Geraadpleegd op 16-12-2019).

Danish EPA (2015) Antimony: Evaluation of health hazards and proposal of a health-based quality criterion for soil Danish EPA - Environmental Project No. 1727, 2015 Danish Environmental Protection Agency.
ECHA (2019) Registratiedossier Diantimony trioxide EC number: 215-175-0; CAS number: 1309-64-4 Last revised 11 December 2019.
<https://echa.europa.eu/nl/registration-dossier/-/registered-dossier/15500> (Geraadpleegd op 16-12-2019).

EFSA (2004) Opinion of the Scientific Panel on food additives, flavourings, processing aids and materials in contact with food (AFC) on a request from the Commission related to a 2nd list of substances for food contact materials. The EFSA Journal (2004) 24, 1-13.

Hext PM, Pinto PJ, Rimmel BA (1999) Subchronic feeding study of antimony trioxide in rats. Journal of Applied Toxicology **19**:205-9. (Zoals geciteerd in OEHHA 2016 en ECHA 2019).

Lynch BS, Capen CC, Nestmann ER, Veenstra G, Deyo JA (1999) Review of Subchronic/Chronic Toxicity of Antimony Potassium Tartrate. Regulatory Toxicology and Pharmacology Volume 30, Issue 1, August 1999, Pages 9-17.

Poon R, Chu I, Lecavalier P, et al. 1998. Effects of antimony on rats following 90-day exposure via drinking water. Food Chemical Toxicology **36**(1):21-35.

RIVM (1995) Human-toxicological criteria for serious soil contamination: compounds evaluated in 1993 and 1994. RIVM report nr. 715810009 Bilthoven, The Netherlands.
<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/715810009.html>
(Geraadpleegd op 16-12-2019).

RIVM (2009) Re-evaluation of some human-toxicological Maximum Permissible Risk levels earlier evaluated in the period 1991-2001. RIVM Report 711701092/2009.
<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701092.pdf>
(Geraadpleegd op 16-12-2019).

OEHHA (2016) Public Health Goal for Antimony in Drinking Water. Pesticide and Environmental Toxicology Branch, Office of Environmental Health Hazard Assessment, California Environmental Protection Agency, September 2016.

WHO (2003) WHO/SDE/WSH/03.04/74 Antimony in Drinking-water, Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality.
https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/antimony.pdf
(Geraadpleegd op 16-12-2019).

WHO-IPCS (2017) Guidance document on evaluating and expressing uncertainty in hazard characterization—2nd edition. IPCS harmonization project document No. 11, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety, Geneva, Switzerland.

ISBN 978-92-4-151354-8.

Afleiding ethylbenzeen (paragraaf B1.5.2)

ATSDR (2010) Toxicological Profile for Ethylbenzene November 2010.

<https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp.asp?id=383&tid=66>

(Geraadpleegd op 23-01-2020).

Danish EPA (2015) Evaluation of health hazards by exposure to Ethylbenzene and proposal of a health-based quality criterion for ambient air Environmental Project No. 1494, 2013 Danish Environmental Protection Agency.

<https://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2013/08/978-87-93026-31-5.pdf> (Geraadpleegd op 23-01-2020).

ECHA (2020) Registratiedossier Ethylbenzene EC number: 202-849-4 | CAS number: 100-41-4 Last revised 09 January 2020

<https://echa.europa.eu/nl/registration-dossier/-/registered-dossier/15377/> (Geraadpleegd op 23-01-2020).

Gagnaire F, Langlais C, Grossman S, et al. 2007. Ototoxicity in rats exposed to ethylbenzene and to two xylene vapors for 13 weeks. Arch Toxicol 81:127-143. Zoals geciteerd in ATSDR (2010).

Mellert W, Deckardt K, Kauffmann W, et al. 2007. Ethylbenzene: 4- and 13-week rat oral toxicity. Arch Toxicol 81:361-370. Zoals geciteerd in ATSDR (2010).

NTP (1992) NTP report on the toxicity studies of ethylbenzene in F344/N rats and B6C3F1 mice (inhalation studies). March 1992 NTP TOX 10 NIH Publication No. 92-3129

https://ntp.niehs.nih.gov/ntp/htdocs/st_rpts/tox010.pdf?utm_source=direct&utm_medium=prod&utm_campaign=ntpgolinks&utm_term=tox010

(Geraadpleegd op 26-08-2020).

NTP (1999) Toxicology and carcinogenesis studies of ethylbenzene (CAS no. 100-41-4) in F344/N rats and B6C3F1 mice (inhalation studies).

January 1999 NTP TR 466.

https://ntp.niehs.nih.gov/ntp/htdocs/lt_rpts/tr466.pdf?utm_source=direct&utm_medium=prod&utm_campaign=ntpgolinks&utm_term=tr466

(Geraadpleegd op 17-08-2020).

RIVM (1991) Voorstel voor de humaan-toxicologische onderbouwing van C-(toetsings)waarden. RIVM-rapport 725201005.

<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/725201005.html>

(Geraadpleegd op 29-01-2020).

RIVM (2001) Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels RIVM report nr. 711701025 Bilthoven, The Netherlands.

<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf> (Geraadpleegd op 23-01-2020).

WHO-IPCS (2017) Guidance document on evaluating and expressing uncertainty in hazard characterization—2nd edition. IPCS harmonization project document No. 11, World Health Organization, International

Programme on Chemical Safety, Geneva, Switzerland. ISBN 978-92-4-151354-8.

Afleiding toluen (paragraaf B1.5.3)

ATSDR (2017) Toxicological Profile for Toluene June 2017.

<https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp.asp?id=161&tid=29>

(Geraadpleegd op 05-02-2020).

ECHA (2020) Registratiedossier Toluene EC number: 203-625-9 | CAS number: 108-88-3 Last revised 02 January 2020.

<https://echa.europa.eu/nl/registration-dossier/-/registered-dossier/15538> (Geraadpleegd op 05-02-2020).

EU-RAR (2003) European Union Risk Assessment Report CAS No: 108-88-3, EINECS No: 203-625-9 – Toluene. 2nd Priority List Volume: 30.

<https://echa.europa.eu/documents/10162/24a34bd6-55cd-4e28-ae24-5bae281bf3c2> (Geraadpleegd op 05-02-2020).

NTP (1990) NTP Technical report on the toxicology and carcinogenesis studies of toluene (CAS no. 108-88-3) in F344/N rats and B6C3F1 mice (inhalation studies). Technical report series no. 371.

https://ntp.niehs.nih.gov/ntp/htdocs/lt_rpts/tr371.pdf (Geraadpleegd op 26-08-2020).

OEHHA (2019) Air Toxics Hot Spots Program - Toluene Reference Exposure Levels Technical Support Document for the Derivation of Noncancer Reference Exposure Levels Appendix D1 Scientific Review Panel Review Draft May 2019.

<https://oehha.ca.gov/media/downloads/crnrtoluenerelsrp053119.pdf>

(Geraadpleegd 05-02-2020).

RIVM (1991) Voorstel voor de humaan-toxicologische onderbouwing van C-(toetsings)waarden. RIVM-rapport 725201005.

<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/725201005.html>

(Geraadpleegd op 05-02-2020).

RIVM (2001) Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels RIVM report nr. 711701025 Bilthoven, The Netherlands.

<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>

(Geraadpleegd op 05-02-2020).

US-EPA (2005) Toxicological Review of Toluene (CAS No. 108-88-3) In Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS) September 2005.

https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/toxreviews/0118tr.pdf (Geraadpleegd op 05-02-2020).

WHO-IPCS (2017) Guidance document on evaluating and expressing uncertainty in hazard characterization—2nd edition. IPCS harmonization project document No. 11. World Health Organization, International Programme on Chemical Safety, Geneva, Switzerland. ISBN 978-92-4-151354-8.

Afleiding vinylchloride (paragraaf B1.5.4)

ECHA (2020) REACH Registratiedossier Chloroethylene (Vinyl Chloride) | CAS number: 75-01-4. <https://echa.europa.eu/nl/registration-dossier/-/registered-dossier/16163> (Geraadpleegd op 10-06-2020).

Feron, VJ et al. (1981) Lifespan oral toxicity study of vinyl chloride in rats. *Food and Cosmetics Toxicology* 19 (3):317-333.

Gezondheidsraad (2017) Health Council of the Netherlands. Vinyl chloride monomer - Health-based calculated occupational cancer risk values. The Hague: Health Council of the Netherlands, 2017; publication no. 2017/01.

IARC (2012) Chemical agents and related occupations - A review of human carcinogens. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans' volume 100 F. <https://monographs.iarc.fr/wp-content/uploads/2018/06/mono100F-31.pdf> (Geraadpleegd op 10-06-2020).

Maltoni et al. (1981) Carcinogenicity bioassays of vinyl chloride monomer: a model of risk assessment on an experimental basis. *Environ Health Perspect* 1981; 41: 3-29.

Maltoni et al. (1984) Maltoni, C; Lefemine, G; Ciliberti, A; et al. (1984) Experimental research on vinyl chloride carcinogenesis. In: Archives of research on industrial carcinogenesis. Vol. 2. Maltoni, C; Mehlman, MA, eds. Princeton, NJ: Princeton Scientific Publishers, Inc. (Zoals geciteerd in US-EPA 2000 en Gezondheidsraad 2017).

RIVM (1991) Voorstel voor de humaan-toxicologische onderbouwing van C-(toetsings)waarden. RIVM-rapport 725201005. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/725201005.html> (Geraadpleegd op 05-02-2020).

RIVM (2001) Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels RIVM report nr. 711701025 Bilthoven, The Netherlands. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf> (Geraadpleegd op 05-02-2020).

RIVM (2020) Guidance for the hazard and risk characterization of genotoxic carcinogens. Factsheet d.d. 08-01-2020 Final version. Intern document RIVM.

Simonato et al. (1991) A collaborative study of cancer incidence and mortality among vinyl chloride workers. *Scand J Work Environ Health* 17:159-169. (Zoals geciteerd in US-EPA 2000 en Gezondheidsraad 2017).

Til, HP; Feron, VJ; Immel, HR. (1991) Lifetime (149-week) oral carcinogenicity study of vinyl chloride in rats. *Food and Chemicals Toxicology* 29:713-718.

US-EPA (2000) Toxicological review of vinyl chloride (CAS No. 75-01-4). In Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS) (May 2000). https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/toxreviews/1001tr.pdf (Geraadpleegd op 10-06-2020).

Ward E, et al (2001) Update of the follow-up of mortality and cancer incidence among European workers employed in the vinyl chloride industry. *Epidemiology* 2001; 12(6): 710-718. (Zoals geciteerd in Gezondheidsraad 2017).

WHO (2000) Air Quality Guidelines for Europe - World Health Organization Regional Office for Europe Copenhagen WHO Regional Publications, European Series, No. 91 Second Edition. (http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/74732/E71922.pdf?ua=1) (geraadpleegd op 10-06-2020). (Vinylchloride niet herbeoordeeld in deze update, eerder beoordeeld in 1987).

Bijlage 2 Afwegingskader chloride- en sulfaathoudende grond en bagger

B2.1 Inleiding

De Nederlanden vormen van oudsher een delta waar zoet en zout elkaar ontmoeten. Het zoete water aangevoerd door regen en rivieren, die via getijdengebieden uitmonden in de zee. De wisselende overgang tussen zout en zoet heeft voor bijzondere brakwaterecosystemen gezorgd, met soorten die aangepast zijn aan de variërende en soms grillige milieumomstandigheden. In de loop der eeuwen is de grens tussen zout en zoet steeds verder teruggedrongen en verkleind door zeeweringen en inpoldering. Zeezout (natriumchloride) is een natuurlijke stof, die net als verschillende andere ionen noodzakelijk is voor tal van fysiologische processen in planten en dieren.

Op een aantal specifieke uitzonderingen na (bijvoorbeeld drinkwaterkwaliteit, en bouwstoffen) zijn er geen wettelijk vastgelegde normen voor chloride en sulfaat. Dit is mede gebaseerd op het feit dat deze ionen niet als milieuvreemd (verontreiniging) en toxisch kunnen worden geclassificeerd. In mariene gebieden komen ze van nature in hogere concentraties voor. Zout kan wel (ecologische) neveneffecten veroorzaken in situaties waarin gehalten plotseling aanzienlijk afwijken van de normaal-range (bijvoorbeeld overstroming, zoute kwel, grondverzet, baggeren). Hetzelfde geldt min of meer voor andere zouten, of ionen als sulfaat of bromide.

Door de verschillen in lokale omstandigheden is geadviseerd geen landelijke norm voor chloride en sulfaatgehalten vast te stellen. In het Aanvullingsbesluit zijn voor chloride en sulfaat (dit geldt overigens voor meer stoffen) dan ook geen normwaarden opgenomen. Toepassing van chloride en sulfaathoudende grond en bagger kan op basis van een afwegingskader met in achtname van de lokale situatie en gerelateerd aan een bodemfunctie.

Desondanks doen zich regelmatig problemen voor met het chloridegehalte van grond of bagger, vooral bij grootschalige toepassingen in infrastructurele werken. In die situaties leidt de aanzienlijke 'zoutvracht' (combinatie het zoutgehalte en hoeveelheid toe te passen grond), tot een belasting van de omgeving door uitspoeling van het zout naar oppervlakte- en grondwater met mogelijk ongewenste effecten.

In Nederland worden jaarlijks grote hoeveelheden zeezand en/of zoute bagger gebruikt. Dat is te verdelen in ophogingen op het land (circa 13 miljoen m³) en een vergelijkbare hoeveelheid voor onderhoud van de kustlijn (circa 12 miljoen m³). Ter bescherming van de kust wordt het zand bij voorkeur vlak voor het strand in het water aangebracht. Dat is relatief goedkoop en geeft weinig overlast. Daarnaast zijn er in het recente verleden omvangrijke projecten uitgevoerd als 'De Zandmotor' (21,5 miljoen m³ in 2011/2012), de Hondsbossche- en Pettemer zeewering (35 miljoen m³ in 2014), en de aanleg van de tweede

Maasvlakte met een grondverzet van circa 213 miljoen m³ in de periode 2009 tot 2013 (Noordzeeloket, z.d.).

Een actueel voorbeeld waarbij grote hoeveelheden zand en zoute-bagger zijn toegepast in een zoetwater milieu, is de aanleg van de Markerwadden, en de huidige renovatie van de afsluitdijk op de grens van zout- en zoet. Naast de hoeveelheid zout dat via grond- en baggerwerkzaamheden 'in omloop wordt gebracht', wordt jaarlijks gemiddeld 90 miljoen kg strooizout op de wegen gebruikt, om deze onder winterse omstandigheden begaanbaar te houden (RWS, 2020).

Een andere bron die naast de uitspoeling van chloride ook grote hoeveelheden sulfaat bevat, is de toepassing van 'thermisch gereinigde grond' (TGG; Brand et al., 2018). In de TGG, die werd toegepast in een dijklichaam te Perkpolder, werden sulfaatconcentraties van 3.000 tot 10.000 mg kg⁻¹ aangetroffen. In de Nota van Toelichting van de Aanvullingswet Bodem wordt dan ook gewezen op het gegeven dat thermisch gereinigde grond hoge sulfaatconcentraties kan bevatten, waardoor toepassing niet altijd in of nabij oppervlaktewater kan plaatsvinden.

Het grotendeels ontbreken van een praktische normering voor chloride en sulfaat, met uitzondering van de normering van zeezand, geeft problemen bij de beoordeling van de toepassingsmogelijkheden van grond/bagger in grootschalige infrastructurele projecten. Dit speelt een rol bij de vergunningverlening, de uitvoering, het toezicht en de handhaving. Emissies van chloride en sulfaat zijn vooral een zorg bij toepassingen van grond en reststoffen in zoetwatergebieden. In brak of zoute bodem-watersystemen komen van nature zouten in hoge concentraties voor. De normering is wel aangepast aan deze situatie door de formulering van uitzonderingen.

B2.1.1 Aanpak en leeswijzer

Voor de ontwikkeling van een afwegingskader voor de toepassing van zand en bagger met hoge chloride- en sulfaatgehalten is onderzoek uitgevoerd naar:

- Bestaande afwegingskaders voor bodem en grondwater.
- Bestaande normen en grenswaarden, aangevuld met eerdere adviezen. Verder is een kort literatuuronderzoek uitgevoerd naar normwaarden en milieukwaliteits-grenswaarden die in het buitenland gebruikt worden. In verband met de toepassingsmogelijkheden is breder gekeken dan alleen de aspecten, of effecten van zoute grond.
- Een blauwdruk voor een afwegingskader voor chloride en sulfaat.

B2.2 Normenkader bodem en grondwater

In de milieuwetgeving voor bodem en water, is een aantal Besluiten of Regelingen mede van toepassing op chloride en sulfaat. De betreffende regelgeving wordt in dit hoofdstuk in meer algemene termen besproken. Paragraaf B2.3 gaat in op gereguleerde gehalten zoals die in de wet zijn vastgelegd, en de (niet wettelijke) effectmaten die in de literatuur zijn beschreven.

Sinds 2008 zijn de *Streefwaarden voor grondwater*, en de *Interventiewaarden Grond en Grondwater*, opgenomen in de Circulaire Bodemsanering (2013). De 'resterende *Streefwaarden voor grond*' zijn vervangen door *Achtergrondwaarden (AW)*. De AW zijn aangevuld met twee klassen bodemgebruiksnormen: 'Wonen' en 'Industrie', en vastgelegd in de Regeling Bodemkwaliteit.

B2.2.1 *Circulaire Bodemsanering*

In de Circulaire Bodemsanering (2013) worden normen en een toetsingskader (bepaling van spoedeisendheid van sanering) gegeven voor de aanpak van ernstig verontreinigde locaties. Zoals hierboven aangegeven, betreffen dit de Interventiewaarden (grond en grondwater), alsmede de Streefwaarde grondwater en de landelijke achtergrondconcentraties in grondwater.

In de Circulaire zijn geen normen opgenomen voor chloride en sulfaat. De reden is dat de Circulaire Bodemsanering is bedoeld voor beslissingen over de aanpak van bodemverontreiniging, ontstaan door industriële activiteiten vóór 1987, de zogenoemde 'historische verontreinigingen'. De kenmerken en oorzaken van de chloride-problematiek zijn van een andere aard.

B2.2.2 *Besluit Bodemkwaliteit en Regeling Bodemkwaliteit*

In het Besluit Bodemkwaliteit (Bbk) en de Regeling Bodemkwaliteit (Rbk) staan regels voor uitvoering van de bodemkwaliteitszorg, grondverzet, en normen voor de toepassing van grond, bagger en bouwstoffen.

Aan *grond en baggerspecie* zijn voor toepassing Achtergrondwaarden (AW), en Maximale waarden (MW) gesteld (Rbk, Bijlage B). De MW zijn gedifferentieerd naar bodemgebruik (wonen of industrie). Daarnaast zijn er voor het speciale geval van 'grootschalige bodemtoepassingen' emissienormen voor stoffen afgeleid. Deze hebben de vorm van pragmatische Emissietoetswaarden uitgedrukt in (snel meetbare) gehalten, en meer concrete Maximale Emissiewaarden op basis van uitloog-testen. Voor zowel chloride als sulfaat, zijn geen AW, MW of emissiewaarden afgeleid. Er is echter voor het toepassen van zoutzeesand, in zoet- en brak/zoutwater milieus wel een norm opgenomen.

Ook *bouwstoffen* moeten voldoen aan uitloogeisen volgens specifieke Maximale Emissiewaarden (zie Rbk, Bijlage A). Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen drie categorieën, namelijk: vormgegeven-, niet-vormgegeven- en IBC-bouwstoffen. Bij bouwstoffen wordt onderscheid gemaakt in gedifferentieerde emissiewaarden voor zowel chloride als sulfaat. Tevens zijn uitzonderingen genoteerd voor toepassing van bouwstoffen in grote zoetwaterlichamen en zoute milieus. Zand of grond vallen echter niet onder de niet-vormgegeven-*bouwstoffen* van Bijlage A, maar wel onder een aparte Bijlage B waarin geen eisen voor Cl en SO₄ zijn opgenomen.

B2.2.3 *Besluit Kwaliteitseisen en Monitoring Water*

Vanuit de regelgeving voor de bescherming van waterkwaliteit worden er ook eisen gesteld aan de gehalten chloride en sulfaat. In het Besluit

Kwaliteitseisen en Monitoring Water (BKMW, 2009), en de onderliggende Regeling Monitoring Kaderrichtlijn Water, zijn normen opgenomen voor de kwaliteit van het oppervlaktewater en de grondwaterlichamen in Nederland. De doelen voor een 'goede chemische- en ecologische toestand' zijn onder meer vastgelegd in milieukwaliteitseisen (MKN) voor stoffen. Chloride is genormeerd als drempelwaarde voor zoete grondwaterlichamen (BKMW, 2009) en zowel chloride als sulfaat zijn genormeerd als kwaliteitseisen voor oppervlaktewater dat wordt gebruikt voor de bereiding van drinkwater (BKMW, Bijlage 3), alsmede drempelwaarden voor de chemische kwaliteit van grondwaterlichamen (zie ook volgend hoofdstuk).

B2.3 Overzicht normen en niet-wettelijke effectmaten voor chloride en sulfaat

Dit hoofdstuk geeft een overzicht van normen en risicogrenzen voor chloride en sulfaat die in Nederland worden gehanteerd. Het overzicht is zo nodig aangevuld met gegevens uit de wetenschappelijk literatuur en vergeleken met normen die in andere landen worden gehanteerd. De update van nieuwe gegevens voor normen en huidige milieukwaliteitsmaten is gedaan in de vorm van een korte literatuurreview (Tabellen B2.1 en B2.2).

B2.3.1 Chloride

Alhoewel dit hoofdstuk gericht is op een Afwegingskader voor de toepassing van zoute grond of bagger, is er breder gekeken naar chloride-normen voor milieukwaliteit. Er is een scala aan 'grenswaarden, drempelwaarden, doelnormen, risicogrenzen, advieswaarden, referenties en maatlaten'. Deze zijn tevens van belang voor de toepassing van zoute grond in droge of natte omstandigheden, mede omdat milieucapartimenten met elkaar in verbinding staan. Potentiële risico's zijn mede afhankelijk van de functie van het gebied (bijvoorbeeld bebouwd, landbouw of natuur). Allereerst volgt hierna een toelichting op de normen en risicogrenswaarden voor chloride.

Tabel B2.1 Overzicht van normen en milieukwaliteitsdoelen (cursief) voor chloride.

Ad	Medium	Norm of Milieurisicogrens	Wetgeving/toelichting
Bodem			
1	Toepassing zeezand (zoete condities)	200 mg kg ⁻¹ d.s.	Regeling bodemkwaliteit (2007), Bijlage B
2	Toepassing zeezand in brak/zoutgrondwater >5000 mg l ⁻¹	geen maximum	Regeling bodemkwaliteit (2007), Bijlage B
3	<i>Bodem</i>	39 mg kg ⁻¹ d.s.	<i>Vernieuwde MTR_{eco} (Verbruggen et al., 2008)</i>
4	<i>Bodem</i>	390 mg kg ⁻¹ d.s.	<i>Vernieuwde ER_{eco} (Verbruggen et al., 2008)</i>
5	<i>Sediment</i>	340 mg kg ⁻¹ d.s.	<i>Vernieuwde MTR_{eco} (Verbruggen et al., 2008)</i>
6	<i>Sediment</i>	2100 mg kg ⁻¹	<i>Vernieuwde ER_{eco} (Verbruggen et al., 2008)</i>

Ad	Medium	Norm of Milieurisicogrens	Wetgeving/toelichting
Water			
7	Grondwater	100 mg l ⁻¹	Streefwaarde; Circulaire Bodemsanering (2013)
8	Grondwater	160 mg l ⁻¹	BKMW 2009, Bijlage II
9	Oppervlaktewater voor drinkwater	150 mg l ⁻¹	Norm voor waterbeheerders. BKMW (2009), Bijlage III
10	Oppervlaktewater voor drinkwater	150 mg l ⁻¹	Jaar gemiddelde norm voor waterbedrijven; Drinkwaterregeling (2011), Bijlage 4
11	Drinkwater (grond- en oppervlaktewater)	150 mg l ⁻¹	Jaar gemiddelde waarde; Drinkwaterbesluit (2011), Bijlage A.
12	<i>Drinkwater vee</i>	<i><250 - >2000 mg l⁻¹</i>	<i>Grenswaarden goed - slecht. (Gezondheidsdienst Dieren, 2019)</i>
13	<i>Drinkwater pluimvee</i>	<i><200 - >300 mg l⁻¹</i>	<i>Grenswaarden goed - slecht. (Gezondheidsdienst Dieren, 2019)</i>
14	<i>Beregening gewassen</i>	<i>110 - 2625 mg l⁻¹</i>	<i>Range gem. zouttolerantie-drempel van 35 gewassen voor Cl-gehalte in beregeningswater (Stuyt et al., 2016)</i>
15	<i>Oppervlaktewater</i>	<i>200 mg l⁻¹</i>	<i>Oude MTR uit 4^e nota Waterhuishouding 1998</i>
16	<i>Oppervlaktewater</i>	<i>94 mg l⁻¹</i>	<i>Vernieuwde MTR_{eco}. Verbruggen 2008</i>

17	Oppervlaktewater	570 mg l ⁻¹	Vernieuwde ER _{eco} . Verbruggen 2008
18	Natuurlijke oppervlaktewateren	<40 - >10000 mg l ⁻¹	KRW, Doelnorm/maatlat voor 'goede chemische kwaliteit', Stroomgebied afhankelijk. (STOWA, 2018)
Ad	Medium	Norm of Milieu- risicogrenzen	Wetgeving/toelichting
Bouwstof			
19	Uitloging Vormgegeven bouwstof*	110000 E64d in mg/m ²	Regeling bodemkwaliteit, Bijlage A
20	Uitloging Niet-vormgegeven bouwstof*	616 mg kg ⁻¹ d.s.	Regeling bodemkwaliteit, Bijlage A
21	Uitloging IBC-bouwstof	8800 mg kg ⁻¹ d.s.	Regeling bodemkwaliteit, Bijlage A
22	Uitloging Niet-vormgegeven in zoet oppervlaktewater	1070 mg kg ⁻¹ d.s.	Regeling bodemkwaliteit, Bijlage A

*Kritische emissiewaarden veranderen bij contact met brak- of zoutwater (5000 mg l⁻¹).

Bodem

Ad 1 en 2:

De enige generieke norm die momenteel van kracht is voor chlorideconcentraties in de bodem, is die voor toepassingen van zeezand onder 'zoete condities'. Als zeezand wordt gebruikt, **dient** de concentratie beneden 200 mg kg⁻¹ d.s. te liggen. Deze norm is gebaseerd op de concentratie die behaald kon worden bij ontzilting. Het gaat dus om een bedrijfstechnische reden. Wanneer er contact is met brak of zout oppervlaktewater gelden er geen normen voor de chloridegehalten (Regeling bodemkwaliteit, 2021).

Ad 3, 4, 5 en 6:

Door Verbruggen et al., (2008) zijn voor het laatst milieu-*risicogrenzen* voor chloride berekend, op basis van literatuurgegevens over toxiciteit en effecten op organismen. Er waren voldoende gegevens om een gevoeligheidsverdeling van soorten (Species Sensitivity Distribution) te maken. De *risicogrenzen* zijn afgeleid door gebruik te maken van toxicologische data van diverse planten, insecten en regenwormen die voorkomen in bodems die niet beïnvloed zijn door zoutwater. Hieruit zijn een MTR (Maximaal Toelaatbaar Risico; effect bij 5% van de soorten) en een ER (Ernstig Risico; effect bij 50% van de soorten) berekend. Dit is zowel gedaan voor bodem- als waterorganismen, en sediment (gebaseerd op water). Deze milieurisicowaarden hebben geen formele status. Ze dienen in principe als advies en onderdeel voor een beleidsmatig afwegingsproces, resulterend in een formeel kader.

De MTR_{eco} van 39 mg kg⁻¹ d.s. ligt ruim onder de norm die gebruikt wordt om de toepasbaarheid van zeezand te toetsen (200 mg kg⁻¹ d.s.). Bij dat gehalte worden dus mogelijk effecten in de bodem verwacht. Bij de toepassing van zoute grond, en de mate waarin ecologische effecten optreden, spelen in de praktijk meer factoren een rol. Chloride is zeer mobiel en doordat het snel uitspoelt, kunnen de effecten in de bovenlaag van de bodem van tijdelijke aard zijn. Kortdurende effecten

en herstelbaarheid van het ecosysteem kunnen dus één van de afwegingen zijn bij toepassing.

Grondwater

Ad 7:

In de Circulaire Bodemsanering (2013) is voor grondwater een Streefwaarde van 100 mg l⁻¹ chloride gehanteerd. Deze streefwaarde is in een eerdere fase afgeleid (project: Integrale Normstelling Stoffen, 1997), en overgenomen uit de voorgaande regeling Circulaire Streefwaarden en interventiewaarden Bodemsanering (2000). De onderbouwing van deze streefwaarde is gebaseerd op 'het ijkpunt voor een goede milieukwaliteit op lange termijn, uitgaande van het Verwaarloosbaar Risico voor het ecosysteem'. De exacte afleiding is niet goed bekend.

Ad 8 en 11:

De bescherming van de grondwaterkwaliteit is ingevuld en geformaliseerd vanuit verschillende invalshoeken. Dit is voor een groot deel ingegeven door de noodzaak om de voorziening van schoon drinkwater veilig te stellen.

De EU Grondwaterrichtlijn gebruikt het begrip Drempelwaarden voor stoffen om een 'goede chemische toestand' vast te stellen. Op EU-niveau zijn voor nitraat en bestrijdingsmiddelen normen in grondwater vastgesteld. Lidstaten bepalen daarnaast zelf voor welke stoffen zij Drempelwaarden willen vaststellen, en hoe hoog deze moeten zijn.

In het onderzoek van Verweij et al., (2008) is invulling gegeven aan de kwaliteitseisen vanuit de Grondwaterrichtlijn. Hierbij is voor een serie stoffen, waaronder chloride, gekeken naar de achtergrondniveaus in de Nederlandse grondwaterlichamen. Uit 'de karakterisering' bleek, dat in de ecologische risicobeoordeling aandacht nodig is voor stikstof, fosfaat en chloride. Vanuit 'het humane spoor' (Drinkwaterrichtlijn) speelt chloride alleen een rol in de beperking van bruikbaarheid voor drinkwater boven de norm van 150 mg l⁻¹.

De Drempelwaarden zijn vastgesteld in relatie tot de drinkwaternorm, en mogelijke ecologische effecten. De drempelwaarde van chloride in het grondwater varieert tussen 94 en 14.000 mg l⁻¹, en is sterk afhankelijk van het natuurlijke achtergrondgehalte (c.q. brak en zout grondwater) in het betreffende grondwaterlichaam. Het advies voor de drempelwaarden is gebruikt om in het BKMW uiteindelijk de norm te kiezen voor een 'goede chemische toestand'. Hierin wordt een waarde gehanteerd van 160 mg l⁻¹-chloride (BKMW, 2009). Deze norm is identiek voor alle zoete Nederlandse grondwaterlichamen. Grondwatereenheden die uit brak- of zoutwater bestaan en hebben geen drempelwaarde voor chloride, maar ze zullen waarschijnlijk ook niet als drinkwaterbron worden gebruikt.

Landbouw

Ad 12, 13 en 14:

Er bestaan verschillende risicogrenswaarden voor landbouwgewassen en vee. Bekend zijn de LAC-sigitaalwaarden (Landbouw-adviescommissie

1986, 2007). Deze zijn gericht op het voorkomen van nadelige effecten van verontreinigingen op de productie en gezondheid. Chloride is echter niet opgenomen in de LAC-sigitaalwaarden-methodiek.

Voor veedrenking (onder andere runderen, varkens, paarden) zijn er advieswaarden opgesteld door de Gezondheidsdienst voor Dieren (GD, 2019). Daarbij worden drie kwaliteitsklassen onderscheiden (goed, matig, slecht). Afgemeten aan alleen het chloridegehalte, komt een goede drinkwaterkwaliteit voor vee (circa 250 mg l⁻¹) overeen met de bodemgrens voor menselijke consumptie. Water met een gehalte groter dan 2000 mg l⁻¹ heeft de kwalificatie 'slecht'. Dit geldt niet voor pluimvee, dat aanzienlijk gevoeliger is voor chloride (slecht >300 mg l⁻¹).

Verzilting van landbouwgronden en de effecten op akkerbouwgewassen, is een onderwerp dat uitgebreid is onderzocht. Het is gerelateerd aan het bouwrijp maken van nieuwe inpolderingen en de gevolgen van overstromingen. Verzilting hangt tevens samen met droogte/indamping en beregening van landbouwgronden, het inlaten van zilt oppervlaktewater of zoute kwel.

In 2016 is een uitgebreide studie verschenen naar de zouttolerantie van landbouwgewassen op basis van bestaande gegevens (Stuyt et al., 2016). Hieruit zijn gevoeligheidsverdelingen gefit voor 35 van de meest geteelde gewassen. Tarwe, gerst, graslanden en suikerbieten behoren tot de minst gevoelige soorten/rassen met een zouttolerantie grens boven de 1000 mg l⁻¹ chloride in het beregeningswater. Aan de andere kant van het spectrum bevinden zich onder meer siergewassen en boomkwekerijen met een zouttolerantiedrempel van 100 tot 200 mg l⁻¹ in beregeningswater.

Oppervlaktewater

Ad 9 en 10:

Oppervlaktewater dat voor drinkwaterconsumptie wordt benut, moet voldoen aan de bedrijfstechnische (corrosiepreventie) chloridenorm van 150 mg l⁻¹ (BKMW 2009; Drinkwaterregeling, 2011). Deze norm geldt voor zowel oppervlaktewater beheerders (Bkmw, 2009) als drinkwaterbedrijven (Drinkwaterregeling, 2011). Voor drinkwaterbedrijven gaat het om een jaargemiddelde norm.

Ad 16 en 17:

Analoog aan bodem, zijn ook voor het oppervlaktewater 'risicogrenswaarden-ecologie' afgeleid in de vorm van een MTR_{eco} en ER_{eco} (Verbruggen et al., 2008). De risicomaten zijn afgeleid op basis van toxicologische gegevens van blauwalgen (cyanobacteriën), meerdere soorten groenalgen, waterplanten, raderdiertjes, waterinsecten, kreeftachtigen en vissen. Deze bedragen respectievelijk 94 mg l⁻¹ en 570 mg l⁻¹ chloride. De ecotoxicologische grenswaarden kunnen ook op grondwater worden toegepast.

Op basis van deze toxicologische benadering ligt het generieke Maximaal Toelaatbaar Risico van 94 mg l⁻¹ een stuk lager dan de doelen die voor een 'goede ecologische toestand' worden gehanteerd in verschillende watertypen (zie Ad 18).

Ad 18:

Bescherming en beheer van de waterkwaliteit (in brede zin) is sinds 2000 in Europa geregeld via de Kaderrichtlijn Water (KRW). In 2009 waren de (internationale) Stroomgebiedbeheerplannen (SGBP) en maatregelenpakketten afgerond. Vanaf 2015 moeten Europese wateren aan een bepaalde kwaliteit voldoen voor biologische, chemische, fysische parameters, en prioritaire stoffen.

In Nederland worden vier stroomgebieden onderscheiden (Rijndelta, Maas, Schelde en Eems). Hierin zijn kunstmatige en 23 natuurlijke watertypen gedefinieerd met specifieke kwaliteitsdoelen (SGBP 2016-2021; Bijlage 1). De meest recente versie van deze doelen is beschreven in het rapport dat uitgebracht is door STOWA (2018). Kwaliteitsdoelstellingen, waaronder die voor het zoutgehalte van natuurlijke oppervlaktewateren en zijn uitgedrukt in vijf concentratieklassen. Hierbij zijn watertypen met gelijke kwaliteitseisen voor chloride geclusterd tot tien verschillende groepen. Afgezien van de brakke wateren en de getijdengebieden, ligt de grens voor een 'goede chemische kwaliteit' bij de meeste watertypen tussen 150 mg l⁻¹ en 300 mg l⁻¹. Deze kwaliteitsdoelen zijn mede gebaseerd op de bijbehorende biologische eigenschappen van de watertypen.

Bouwstoffen**Ad 19, 20, 21 en 22:**

Materialen uit de categorie 'niet-vormgegeven bouwstoffen' moeten bij toepassing op de bodem voldoen aan een maximale emissiewaarde van 616 mg kg⁻¹ d.s. chloride (Rbk, Bijlage A). De emissiewaarde is afgeleid op basis van een gestandaardiseerd kolomproef (NEN 7373). De waarde van de norm is een cumulatieve hoeveelheid vrijgekomen chloride. Bij toepassing van 'niet-vormgegeven bouwstoffen' in grote oppervlaktewaterlichamen kan een hogere de emissiewaarde van 1.070 mg kg⁻¹ chloride worden aangehouden. Voor toepassingen in brakwater met een chlorideconcentratie boven 5.000 mg l⁻¹ geldt geen maximale emissiewaarde.

'Vormgegeven bouwstoffen' moeten voldoen aan een andere type emissiewaarde. Deze wordt gedurende 64 dagen bepaald met een diffusieproef, waarna de cumulatief uitgeloopte hoeveelheid chloride wordt bepaald (mg m⁻²). De maximale emissiewaarde voor chloride in een 'vormgegeven bouwstof' bedraagt volgens deze methode 110.000 mg m⁻².

B2.3.2 Sulfaat

Net als chloride is sulfaat een stof die van nature in grote hoeveelheden voorkomt in de mineralen en gesteentes van de aardkorst. Zwavel is tevens een essentieel element voor levende organismen.

Sulfaten en zwavelzuur worden in diverse industriële processen gebruikt bij de productie van chemicaliën, glas, papier, zepen, textiel, leerbewerking, meststoffen en pesticiden. De agrarische sector levert via de toepassing van meststoffen een aanzienlijke bijdrage aan de uitspoeling van sulfaat naar het grondwater. Daarnaast was het verkeer

een grote bron voor de uitstoot naar de atmosfeer, vooral voordat het zwavelgehalte in brandstoffen in Europees verband werd gereguleerd.

De concentratie van sulfaat in het grondwater kan toenemen door: atmosferische depositie, het gebruik van sulfaatrijk rivierwater ter bestrijding van verdroging van natuurgebieden, en door de oxidatie van pyriet als gevolg van verdroging en/of uitspoeling van nitraat van landbouwbodems (Lucassen et al., 2000; Brand et al., 2008). Tot slot kan het gebruik van zeezand en 'thermisch gereinigde grond' (TGG) in 'grootschalige bodemtoepassingen', een belangrijke lokale bron zijn van (te) hoge sulfaatgehalten in de bodem. Sinds het onderzoek van Brand et al., (2008) zijn er in Nederland geen nieuwe sulfaatsnormen afgeleid. Er wordt dus nog steeds gebruik gemaakt van oudere normen voor bouwstoffen, oppervlaktewater, en grondwater. De huidige drinkwaternormen blijven gebaseerd op organoleptische (geur en smaak) criteria. Tevens ontbreekt voorsnog een sulfaatsnorm voor de bodem. Uit de literatuur zijn wel effecten en risicogehaltes voor individuele soorten bekend, deze zijn opgenomen in Tabel B2.2 maar zijn niet uitputtend. In Tabel B2.2 is een samenvatting gemaakt van de beschikbare normen die in de wetgeving zijn opgenomen, aangevuld met een aantal milieukwaliteitsdoelen.

Tabel B2.2 Overzicht van sulfaatsnormen voor grond- en oppervlaktewater en bouwstoffen. Milieukwaliteitsdoelen en de gegevens van een literatuurstudie zijn ook vermeld (cursief).

Normen en Milieudoelstellingen			
Ad	Medium	Norm	Wetgeving/toelichting
	Water		
1	Drinkwater (grond- en oppervlaktewater)	150 mg l ⁻¹	Drinkwaterbesluit (2011), Bijlage A
2	<i>Grondwater</i>	<i>150 mg l⁻¹</i>	Oude Streefwaarde 4 ^e Nota Waterhuishouding 1998
3	<i>Oppervlakte water</i>	<i>100 mg l⁻¹</i>	Oude MTR 4 ^e Nota Waterhuishouding 1998
4	Oppervlaktewater voor drinkwaterproductie	100 mg l ⁻¹	BKMW (2009), Bijlage III
5	<i>Oppervlaktewater</i>	<i>10-100 mg l⁻¹</i>	<i>Indicatieve MTR_{eco}, (Brand et al., 2008)</i>
6	<i>Drinkwater vee</i>	<i><100 - >250 mg l⁻¹</i>	<i>Grenswaarden goed – slecht. (Gezondheidsdienst Dieren, 2019)</i>
7	<i>Rantsoen herkauwers</i>	<i>< 4 g kg⁻¹ d.s</i>	<i>Gezondheidsschade vee (Schils et al., 2016)</i>
8	<i>Bemestingsadvies akkerbouwgewassen</i>	<i>0 -55 kg S ha⁻¹</i>	<i>www.handboekbodembemesting.nl</i>

Normen en Milieudoelstellingen			
Ad	Medium	Norm	Wetgeving/toelichting
	Bouwstof		
9	Uitloging Niet-vormgegeven bouwstof*	2430 mg kg ⁻¹ d.s	Regeling Bodemkwaliteit (2007), Bijlage A Tabel 1
10	Uitloging Vormgegeven bouwstof*	165000 mg m ⁻²	Regeling Bodemkwaliteit (2007), Bijlage A Tabel 1
11	Uitloging IBC-bouwstoffen	20000 mg kg ⁻¹ d.s	Regeling Bodemkwaliteit (2007), Bijlage A Tabel 1

Onderzoeksgegevens Literatuurstudie			
Ad	Medium	Dosering	Bron/toelichting
	Water		
12	Oppervlaktewater	129 – 725 mg l ⁻¹	HC5 afgeleid van SSD-methode (Elphick et al., 2010)
13	Oppervlaktewater	262 – 11682 mg l ⁻¹	LC10 voor onderzochte organismes (Soucek en Kennedy, 2005)
14	Oppervlaktewater	512 – 14134 mg l ⁻¹	LC50 voor onderzochte organismes (Soucek en Kennedy, 2005)

Normen en Milieudoelstellingen			
Ad	Medium	Norm	Wetgeving/toelichting
	Bodem		
15	Bodem – pot- en regenwormen	9798 mg kg ⁻¹ d.s.	EC50 voor pot- en regenwormen (Owojori en Reinecke, 2014)
16	Bodem – pot- en regenwormen	10650 mg kg ⁻¹ d.s.	LC50 voor pot- en regenwormen (Owojori en Reinecke, 2014)
17	Bodem – bacterie	2199 – 8328 mg kg ⁻¹ d.s.	IC50 voor de groei van bacterie (Rath et al., 2016)
18	Bodem – schimmels	51557 - 72535 mg kg ⁻¹ d.s.	IC50 voor de groei van schimmels (Rath et al., 2016)
19	Bodem – bodemrespiratie	187192 mg kg ⁻¹ d.s.	Ondergrens voor de IC50 voor bodemrespiratie (Rath et al., 2016)

*Kritische emissiewaarden veranderen bij contact met brak- of zoutwater (5000 mg l⁻¹) naar 4 maal de emissiewaarde.

Bodem

In Tabel B2.2 ontbreekt een sulfaatnorm voor bodem. Vanwege de snelle uitspoeling van sulfaat naar grondwater heeft het weinig toegevoegde waarde om een bodemnorm vast te stellen. Bij het ontbreken van normen voor een stof geldt automatisch de zorgplicht.

Er kunnen wel indicaties worden verkregen uit sulfaatnormen die in andere landen worden gehanteerd. In Australië wordt bijvoorbeeld een bodemnorm van 2.000 mg kg⁻¹ d.s. gebruikt (DEC, 2010). Deze norm heeft een ecologisch onderbouwing. In het National Environment Protection Measures (NEPC, 1999) staat beschreven dat ecologisch onderbouwde normen afgeleid zijn op basis van SSD-curves, toegespitst op de Australische omstandigheden. Het is onduidelijk of deze zonder

meer toepasbaar zijn in Nederland. Daarvoor zouden de onderliggende publicaties en toxiciteitsgegevens opnieuw moeten worden beoordeeld.

Grondwater

Ad 1:

Het Drinkwaterbesluit (2018) geeft in Bijlage A, biologische, chemische en bedrijfstechnische kwaliteitsparameters. Voor drinkwater geldt een sulfaatnorm van 150 mg l⁻¹. Deze norm is niet gebaseerd op gezondheidsrisico's maar op organoleptische en bedrijfstechnische (corrosie) aspecten.

Ad 2 en 3:

In de voormalige Vierde Nota Waterhuishouding (1998) is een groot aantal normen gegeven voor oppervlaktewater, zwevend stof, sediment en grondwater. De Vierde Nota is in 2009 vervangen door het Nationaal Waterplan (2009-2015). Het Waterplan is weer verankerd in de Waterwet, en onderdeel van de KRW-structuur van regelgeving. De normen uit de Vierde Nota Waterhuishouding zijn vaak in latere regelingen overgenomen, maar ook deels geactualiseerd of komen te vervallen. Deze gaf zowel een landelijke Streefwaarde voor sulfaat in grondwater (150 mg l⁻¹), als een MTR voor sulfaat in oppervlaktewater (100 mg l⁻¹)

In de studie van Brand et al., (2008) is ook onderzocht, of het mogelijk is om risicogrenzen van sulfaat in grondwater te berekenen. Hierin werd het volgende geconcludeerd: "Gezien de geringe toxiciteit van sulfaat en het ontbreken van relevante literatuur hierover is het lastig is om tot een volledige risico-onderbouwing te komen. Wat humane toxicologische risico's betreft is het niet mogelijk om een MTR af te leiden."

Oppervlaktewater

Ad 4:

In het huidige Besluit Kwaliteitseisen en Monitoring Water (BKMW, 2009) zijn normen voor prioritair stoffen en Drempelwaarden opgenomen, zoals omschreven door de Europese Grondwaterrichtlijn (GWR). Nederland heeft er voor gekozen om geen drempelwaarde voor sulfaat in grondwater af te leiden (Verweij et al., 2006; Verweij et al., 2008). Er is wel een sulfaatnorm van 100 mg l⁻¹, voor oppervlaktewater dat gebruikt wordt voor de productie van drinkwater (BKMW, 2009).

Sulfaat is niet opgenomen in de Regeling Monitoring Kaderrichtlijn Water (2015), waarin milieukwaliteitsnormen voor 'specifieke verontreinigende stoffen' zijn vastgelegd, naast de overige KRW-criteria voor een 'Goede Ecologische Toestand', en een 'Goed Ecologisch Potentieel'.

Ad 5:

Sulfaat lijkt in experimenten qua ecotoxiciteit veel overeenkomsten te vertonen met chloride, ondanks het verschil in gewicht en lading van de ionen. Op basis daarvan suggereerden Brand et al., (2008), dat een indicatieve MTR_{eco} voor sulfaat in dezelfde ordergrootte ligt als van chloride (94 mg l⁻¹). Er wordt een ruime marge voorgesteld van 10 tot 100 mg l⁻¹. Andere auteurs hebben deze redentatie ook doorgetrokken

naar een indicatieve ER_{eco} voor sulfaat, gebaseerd op die van chloride (bijvoorbeeld Römken et al., 2009).

Bouwstoffen

Ad 9, 10 en 11:

De geldende norm voor 'niet-vormgegeven bouwstoffen' bedraagt 2.430 mg kg^{-1} d.s. Voor 'vormgegeven bouwstoffen' is deze $165.000 \text{ mg m}^{-2}$, en voor IBC-bouwstoffen $20.000 \text{ mg kg}^{-1}$. Verder geldt bij contact met brak- of zoutwater (chloride $>5.000 \text{ mg l}^{-1}$) de uitzondering dat de emissiewaarde met een factor vier mag worden verhoogd. De emissiewaarde die gehanteerd wordt in de Regeling Bodemkwaliteit voor 'niet-vormgegeven bouwstoffen' is vermoedelijk beleidsmatig vastgesteld.

In Vlaanderen zijn ook emissiewaarden afgeleid. Daar worden emissiewaarden gehanteerd van 540 mg kg^{-1} d.s. en 27.000 mg m^{-2} , voor respectievelijk 'niet-vormgegeven-' en 'vormgegeven bouwstoffen' (VLAREMA, 2012). In een recenter onderzoek ter onderbouwing van een gemeenschappelijk normenkader voor grondstoffen en uitgegraven bodem (Broos et al., 2015), zijn voor 'niet-vormgegeven-' en 'vormgegeven bouwstoffen' emissiewaarden van 2.200 mg kg^{-1} d.s. respectievelijk 70.000 mg m^{-2} afgeleid. Deze emissienormen zorgen voor de bescherming van concentratie die in het grondwater ontstaat op basis de daar geldende norm van 250 mg l^{-1} .

Landbouw

In het stelsel van LAC-advieswaarden zijn geen richtlijnen gegeven voor sulfaat. De beschikbaarheid van de nutriënt zwavel is belangrijk voor de productie van landbouwgewassen. In vergelijking tot stikstof en fosfor kreeg dit element nauwelijks aandacht. In de laatste decennia is de uitstoot, en daarmee de depositie, van zwavelhoudende stoffen sterk teruggedrongen. Hierdoor zijn op 'lichte gronden' zelfs zwaveltekorten voor de landbouw ontstaan (Schils, 2016). Zwavel komt in de bodem in verschillende vormen voor, van sulfaat in bodemvocht en grondwater, tot het giftige waterstofsulfide uit mest of in een zuurstofloze bodem. De toegenomen behoefte aan zwavelbemesting, onder meer uit industriële reststromen, brengt ook nieuwe risico's met zich mee van sulfaatuitspoeling naar oppervlakte- en grondwater (Schils, 2016).

Ad 8:

Planten nemen zwavel voornamelijk op in de vorm van sulfaat en gebruiken dit voor de opbouw van eiwitten. Zwavelgebrek uit zich in een verminderde groei en bladverkleuringen, maar zijn moeilijk te onderscheiden van stikstofgebrek. Het zwavel-bemestingsadvies hangt af van de balans tussen aanvoer-bodemvoorraad en afvoer. Deze verschilt per regio, bodemtype en gewas. De benodigde bemesting loopt uiteen van 0 tot 55 kg ha^{-1} voor akkerbouwgewassen (Commissie Bemesting Akkerbouw/ Vollegrondsgroententeelt, z.d.). Zwavelgebrek wordt voorkomen door gebruik te maken van gecombineerde kunstmeststoffen.

Voor zover bekend, zijn hoge zwavelgehalten nauwelijks giftig voor planten. Pas bij extreme bemesting van meer dan 150 kg ha^{-1} is een

groeivermindering van graslanden te verwachten. Bij andere gewassen is bladverkleuring en bladval een mogelijk effect.

Ad 7:

Het zwavelgehalte in de bodem, het drinkwater en het voedsel, vormt veel eerder een probleem voor het vee. Enerzijds kunnen gebrekziekten ontstaan doordat micronutriënten als selenium en koper worden 'weggevangen'. Anderzijds levert een hoog sulfaatgehalte gezondheidsschade op door beschadiging van het zenuwstelsel, blindheid, en diaree. Schils (2016) geeft een drempelwaarde van 4g S/kg d.s. voor het rantsoen van herkauwers (onder andere rund, schaap, geit, hert).

Ad 6:

Het advies voor sulfaat in drinkwater voor vee is: goed <100 mg l⁻¹; slecht > 250 mg l⁻¹ (GD, 2019). Er is een Canadese norm met een grenswaarde van 1.000 mg l⁻¹ (Health Canada, 1994).

Toelichting gegevens literatuurstudie

In tegenstelling tot de normen en kennis over de effecten van chloride, zijn er voor sulfaat geen gemodelleerde risicogrenzen (bijvoorbeeld MTR_{eco}, ER_{eco}) of geïntegreerde milieukwaliteit-doelen afgeleid. Het berekenen van de risicogrenzen verloopt via een Species Sensitivity Distribution (SSD) van een van een concentratiereeks.

Het geringe aantal publicaties met resultaten van ecotoxicologische onderzoek is van een ander detailniveau. Deze vormen in principe de input voor een SSD. De onderzoeksresultaten zijn nu als het ware nog een losse hoeveelheid gegevens.

Oppervlaktewater

Ad 12, 13 en 14:

Toxicologische effecten van sulfaat in oppervlaktewaterecosystemen zijn in twee van de bestudeerde onderzoeken besproken (Elphick et al., 2010; Soucek en Kennedy, 2005). In het onderzoek van Elphick et al. (2010) zijn SSD afgeleid voor sulfaat in zacht (10 – 40 mg l⁻¹), matig hard (80 – 100 mg l⁻¹) en hard (160 – 250 mg l⁻¹) water om oppervlaktewater kwaliteitsnormen te bepalen voor de Canadese provincie British Columbia. De SSD zijn gebaseerd op experimenten die zijn uitgevoerd op vissen, amfibieën, ongewervelde dieren, algen en mossen. In het algemeen blijkt de toxiciteit van sulfaat af te nemen naarmate de water hardheid toe neemt. De afgeleide HC5 varieerde tussen 129 mg l⁻¹ (zacht water) en 725 mg l⁻¹ (hard water).

In het onderzoek van Soucek en Kennedy (2005), is de sulfaat concentratie waarbij 10% (LC10) en 50% (LC50) van organisme overlijden onderzocht. De afgeleide LC10 varieerde tussen 262 en 1.1682 mg l⁻¹ sulfaat en de LC50 tussen 512 en 1.4134 mg l⁻¹ sulfaat. Uit dit onderzoek bleek ook dat verhoogde hardheid tot lagere sterfte leidt. Tevens bleken verhoogde chlorideconcentraties tot minder sterfte te leiden. Het precieze mechanisme hiervoor is niet bekend.

Bodem

Ad 15 en 16:

In het onderzoek van Römken et al., (2019) is een beknopt literatuurstudie uitgevoerd om de effecten van verhoogde sulfaat concentraties op bodemorganismen te bepalen naar aanleiding van het toepassen van TGG in Bunschoten. Hierin staat een samenvatting van de effecten van zouten, waaronder sulfaatzouten, op bodemfauna (regenwormen en potwormen). In een onderzoek dat uitgevoerd is door Owojori en Reinecke (2014), is een LC50 van 10.650 mg kg⁻¹ gerapporteerd voor Na₂SO₄. Voor de groei van regenwormen en potwormen is de EC50 9.798 mg kg⁻¹ afgeleid Na₂SO₄.

Ad 17, 18 en 19:

Het effect van sulfaatzouten op microbiële processen is onderzocht door Rath et al. (2016). Hierbij is gekeken naar het effect van twee verschillende sulfaatzouten, Na₂SO₄ en K₂SO₄, op de groei van bacterie en schimmels en de invloed dat toevoeging heeft op bodemrespiratie. In het onderzoek is gebruikgemaakt van een grasland bodem. Uit het onderzoek blijkt dat de effecten afhankelijk zijn van de zout soort. De auteurs melden dat hoewel sulfaat zouten tot verminderde groei leiden, dit niet betekent dat sterfte plaatsvindt, maar dat microben energie investeren in respiratie, in plaats van groei.

B2.4 Opzet voor een Afwegingskader voor de toepassing van chloride- en sulfaathoudende grond en bagger

Een afwegingskader is een samenstel van regels, grenswaarden, criteria, metingen en eenvoudige tot meer complexe beoordelingsstappen die de argumenten en de onderbouwing leveren voor een beslissing. Anders dan de toetsing aan bijvoorbeeld een algemeen geldende, generieke norm, kan met een afwegingskader rekening worden gehouden met locatie-specifieke omstandigheden en de specificaties van de toepassing zelf.

Net als met de toetsing aan een norm, wordt met een afwegingskader beoordeeld of de toepassing van chloride- en/of sulfaathoudende grond of reststoffen niet leidt tot onaanvaardbare risico's voor mens, plant en dier of tot onaanvaardbare aantasting van de (grond)waterkwaliteit ten gevolge van uitloging en verspreiding.

Een belangrijk voordeel van een stapsgewijs afwegingskader is dat de toetsing kan worden toegesneden op een locatiespecifieke situatie. Een afwegingskader voor zouthoudende grond kan de volgende beoordelingsstappen en criteria bevatten:

1. Toetsen aan een 'altijd-grens' (voor elke toepassing en situatie is toepassing toegestaan).
2. Verschil maken tussen brak/zout en zoetwater systemen.
3. Rekening houden met kwetsbare objecten (zoals gevoelige natuur, drinkwaterbeschermingsgebieden).
4. Rekening houden met de herstelbaarheid van het systeem.
5. Rekening houden met de omvang van de toepassing.
6. Rekening houden met de kwaliteit van de ontvangende bodem;
7. Uitgaan van nuttige toepassing en baten.

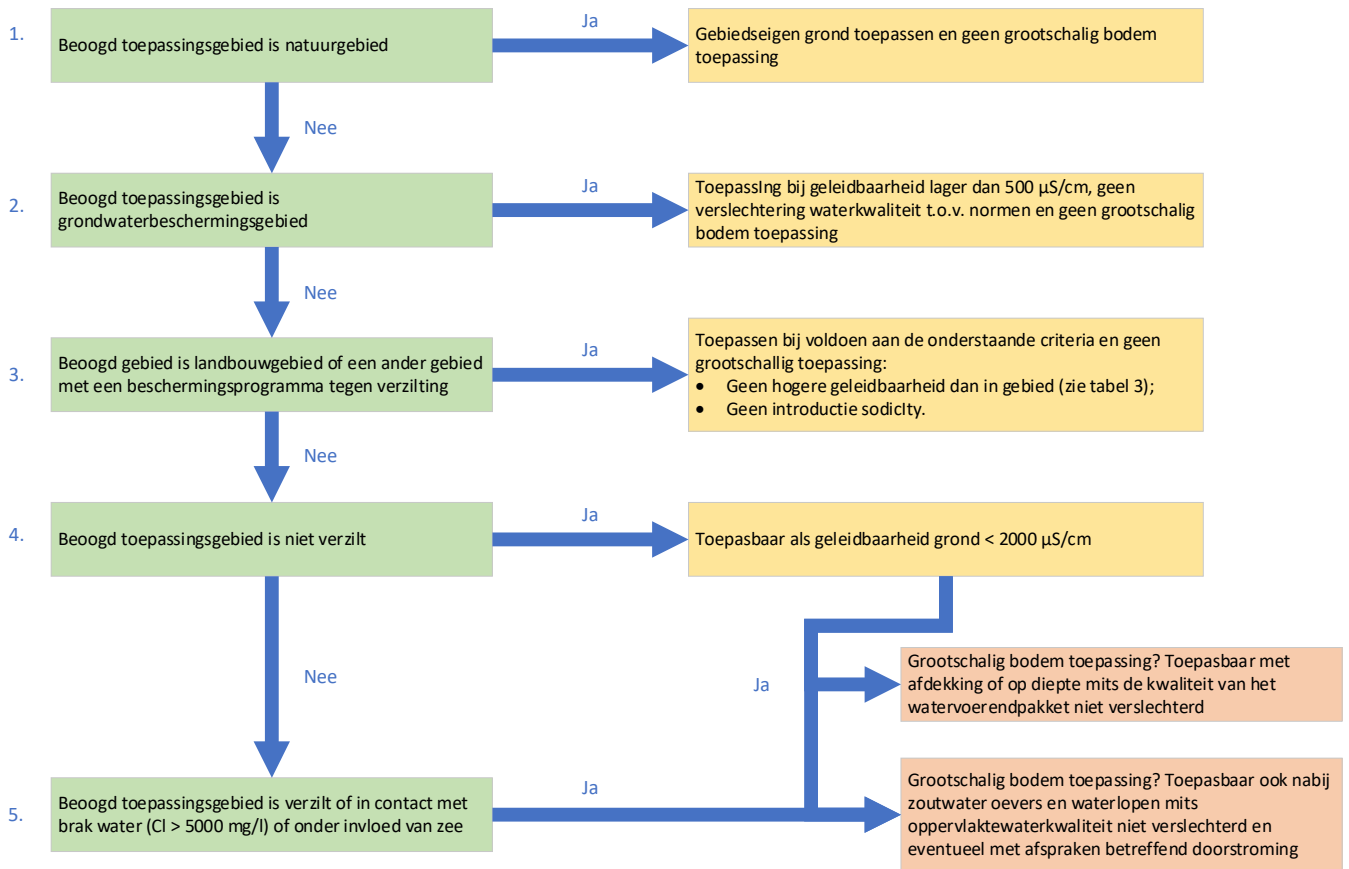
8. Uitzonderingen vanwege het grotere belang (bijvoorbeeld verkeersveiligheid en strooizout).

B2.4.1 Voorstel afwegingsladder

Dit hoofdstuk presenteert een eerste aanzet voor een afwegingskader voor chloride en sulfaathoudende grond (Figuur B2.1). Het afwegingskader is een hulpmiddel om te toetsen of de toepassing van grond of reststoffen (secundaire grondstoffen) in een werk of een grootschalige bodemtoepassing kan leiden tot aantasting van de milieukwaliteit door het vrijkomen van chloride en sulfaat. Deze is in de eerste plaats ontwikkeld voor chloride. Bij TGG, en mogelijk ook bij andere secundaire grondstoffen, is ook sulfaat van belang. Sulfaat is daarom in dit verband in de toetsing meegenomen op dezelfde manier als bij de toetsen voor chloride. De afweging voor sulfaat is hierbij nog onvolledig, omdat voor sulfaat nog aanvullende overwegingen van belang zijn die hier nog niet zijn meegenomen, onder meer het optreden van secundaire eutrofiëring in veengebieden.

In het algemeen kan de beoordeling niet zonder een locatie specifieke afweging. Ook als de toepassing niet voldoet aan de criteria uit de zoutladder, houdt het bevoegd gezag de mogelijkheid voor een locatie specifieke afweging. Omdat chloride snel uitspoelt, is er sprake van een kortdurend zoutbelasting van grond- en oppervlaktewater die na een piek afneemt met de tijd. Kortdurende en beperkte negatieve ecologische effecten kunnen hierbij worden afgewogen ten opzichte van de op termijn te bereiken infrastructurele- en milieudoelstellingen.

In het afwegingskader is bij twee stappen de geleidbaarheid opgenomen als voorlopig criterium. Dit is omdat zoutgronden meerdere soorten zouten bevatten, die de kwaliteit van het milieu verschillend beïnvloeden. Naast toxische effecten van individuele ionen, is ook het totale gehalte aan zouten van invloed, door verandering van osmotisch druk of de opname van nutriënten te verstoren (Grieve et al., 2012). Om deze reden zijn criteria gebruikt die de algemene zoutlast meenemen als medebepalend criterium.



Figuur B2.1 Afwegingskader voor toepassing van chloride en sulfaathoudende grond.

B2.4.2 Toelichting afwegingskader

Het hier gepresenteerde afwegingskader is bedoeld als een voorzet voor verdere uitwerking. De toetscriteria zijn te beschouwen als een voorstel. Het afwegingskader kent meerdere stappen, waarbij ook gebruik wordt gemaakt van verschillende risicogrenswaarden, normen en regelgeving. Als de kwaliteit van de zouthoudende grond verbeterd wordt, door de grond bijvoorbeeld te wassen, worden de toepassingsmogelijkheden groter. Verder dient nog geconcretiseerd wat verstaan wordt met de term 'verslechterd'.

Stap 1:

Als zoute grond toegepast wordt in een natuurgebied, wordt voorgesteld dat dit bij voorkeur gebiedseigen grond betreft, zodat bodemkwaliteit in stand blijft.

Stap 2:

Toepassing in grondwaterbeschermingsgebied is mogelijk, maar hier wordt voorgesteld om vast te houden aan bestaande normen voor drinkwaterbereiding. De toepassing moet niet leiden tot verslechtering ten opzichte van drinkwaternormen. Voor het bereiden van drinkwater ligt de norm voor chloride op 150 mg l^{-1} . Voor sulfaat ligt de norm voor het bereiden van drinkwater van oppervlaktewater op 100 mg l^{-1} . Voor bereiding van drinkwater uit grondwater is de norm 150 mg l^{-1} . Bij beide

gehalten op MTR-niveau-oppervlaktewater in oplossing, is de geleidbaarheid $500 \mu\text{S cm}^{-1}$.

Stap 3:

Tabel B2.3 uit (Moebius-Clune et al., 2016) is van belang voor het toetsen bij toepassingsgebied landbouw of een ander gebied met beschermingsprogramma tegen verzilting.

Tabel B2.3 Niveaus van verzilting en oogstreductie bij verschillende bodemtypen (Moebius-Clune et al., 2016). Per grondsoort is de mediaan geleidbaarheid behorend tot het niveau van verzilting.

Graad van verzilting	Oogst opbrengst	Mediaan geleidbaarheid ($\mu\text{S cm}^{-1}$)			
		Grof zand tot lemig zand	Lemige fijn zand tot leem	Siltig leem tot kleileem	Siltige kleileem tot klei
Niet verzilt	Verwaarloosbaar effect	550	600	650	700
Licht verzilte grond	Alleen oogstreductie van meest gevoelige gewassen	1800	2200	2000	1900
Matig verzilt	Oogstreductie voor de meeste gewassen	3500	4300	3800	3600
Sterk Verzilt	Alleen tolerante gewassen geven goede opbrengst	6700	8800	7600	7200
Zeer sterk verzilt	Alleen zeer tolerante gewassen geven goede opbrengst	>9000	>11500	>10100	>9500

Bij toepassing van zoutgrond, en zeker marine beïnvloed zoutgrond, bestaat de mogelijkheid dat de sodiciteit van de bodem toeneemt. Sodiciteit is een overmaat van natrium vergeleken met calcium en magnesium. Het probleem is daarbij dat een overmaat aan Na^+ ionen de Ca^{2+} ionen in het bodemcomplex verdringt met als gevolg verlies aan structuur en verslemping. Dit is een mogelijk nevenprobleem bij verzilting.

Stap 4:

De generieke grens voor de geleidbaarheid voor een niet-verzilt toepassingsgebied is in het schema voorgesteld op $2.000 \mu\text{S cm}^{-1}$. Dit komt overeen met de geleidbaarheid in een licht verzilte grond en voorkomt dat toepassing van zoutgrond tot verminderde bodem- en grondwaterkwaliteit leidt.

Een grootschalig bodemtoepassing is bij deze stap ook mogelijk, maar deze zou dan afgedekt moeten worden of op diepte moeten plaatsvinden. De functie van een afdekking is om humane blootstelling en blootstelling van in de bovenlaag van de bodem levende organismen te voorkomen en om (door het waterbergend effect) het effectief infiltrerende regenwater in de lagen daaronder te verminderen. Bij een verdiepte toepassing is in dit verband allereerst kennis van het

zoutgehalte in het grondwater van belang om het relatieve effect te beoordelen. De totale chloride emissie uit een grootschalig bodemtoepassing dient daarbij vergeleken te worden met de omvang van het grondwaterlichaam.

Stap 5:

Toepassen van zoute grond in verzilte gebieden, of waar contact is met brak water, is mogelijk. Voor een grootschalig bodemtoepassing is van belang dat verslechtering van de waterkwaliteit in nabij gelegen zoete wateren niet optreedt. Aangezien de uitspoeling van de chlorides geleidelijk gaan met een sterke piek in de beginperiode is hier een vorm van management mogelijk in de vorm verdunning en afvoer door doorstroming van zoet water. De hoeveelheden beschikbaar zoet water en de beschikbaarheid van een geschikt afvoerpunt voor brak water kunnen echter sterk beperkend zijn. Welke andere afwegingen op lokaal niveau kunnen worden gemaakt, kan nog verder worden onderzocht.

Bij een verzilte omgeving, bijvoorbeeld bij toepassing in een dijk, zal de hoeveelheid zout in het toegepaste materiaal minder kritiek zijn, maar ook in binnendijkse sloten is verzilting ongewenst.

B2.5

Referenties

Besluit bodemkwaliteit, 2007. Geraadpleegd van <https://wetten.overheid.nl/BWBR0022929/2021-01-01>.

Besluit van de Vlaamse Regering tot vaststelling van het Vlaams reglement betreffende het duurzaam beheer van materiaalkringlopen en afvalstoffen, 2012. Geraadpleegd van <https://navigator.emis.vito.be/mijn-navigator?woId=43991>.

Brand, E., Baars, A.J., Verbruggen, E.M.J. & Lijzen, J.P.A. (2008). Afleiding van milieurisicogrenzen voor sulfaat in oppervlaktewater, grondwater, bodem en waterbodem. LER briefrapport 711701069.

Brand, E., Otte, P. F., Swartjes, F. A., Wintersen, A., Janssen, P. J. C. M., Rutgers, M., Hagens, W. I., & Brouwer, M. (2018). Risicobeoordeling van het gebruik van thermisch gereinigde grond in Perkpolder (Zeeland). RIVM-rapport 2018-0063.

Broos, K., Dierckx, P., Joris, I., Quaghebeur, M., Nielsen, P., Debaene, L., & Dedecker, D. (2015). Afleiding en onderbouwing gemeenschappelijk normenkader voor grondstoffen en uitgegraven bodem in Vlaanderen. Mechelen, België: OVAM.

Circulaire bodemsanering, 2013. Geraadpleegd van <https://wetten.overheid.nl/BWBR0033592/2013-07-01>.

Commissie Bemesting Akkerbouw/ Vollegrondsgroententeelt, z.d. Handboek bodembemesting. <https://www.handboekbodemenbemesting.nl/nl/handboekbodemenbemesting.htm>.

Drinkwaterbesluit, 2011. Geraadpleegd van <https://wetten.overheid.nl/BWBR0030152/2021-01-01>.

Drinkwaterregeling, 2011. Geraadpleegd van <https://wetten.overheid.nl/BWBR0030152/2021-01-01>.

Elphick, J. R., Davies, M., Gilron, G., Canaria, E. C., Lo, B., & Bailey, H. C. (2011). An aquatic toxicological evaluation of sulfate: the case for considering hardness as a modifying factor in setting water quality guidelines. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30(1), 247-253.

Geurts, J. J., Sarneel, J. M., Willers, B. J., Roelofs, J. G., Verhoeven, J. T., & Lamers, L. P. (2009). Interacting effects of sulphate pollution, sulphide toxicity and eutrophication on vegetation development in fens: a mesocosm experiment. *Environmental pollution*, 157(7), 2072-2081.

Grieve, C. M., Grattan, S. R., & Maas, E. V. (2012). Plant salt tolerance. *ASCE manual and reports on engineering practice*, 71, 405-459.

Health Canada, (1994). Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Technical Document – Sulphate. <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/publications/healthy-living/guidelines-canadian-drinking-water-quality-guideline-technical-document-sulphate.html> (geraadpleegd op 1-8-2022).

Lamers, L. P., Falla, S. J., Samborska, E. M., Dulken, I. A. V., Hengstum, G. V., & Roelofs, J. G. (2002). Factors controlling the extent of eutrophication and toxicity in sulfate-polluted freshwater wetlands. *Limnology and oceanography*, 47(2), 585-593.

Lamers, L. P. M., Govers, L. L., Janssen, I. C. J.M., Geurts, J. J.M., Van der Welle, M. E. W., Van Katwijk, M. M., Van der Heide, T., Roelofs J.G.M., Roelofs, Smolders, A. J. P., (2013). Sulfide as a soil phytotoxin—a review. *Frontiers in plant science*, 4, 268.

Moebius-Clune, B.N., D.J. Moebius-Clune, B.K. Gugino, O.J. Idowu, R.R. Schindelbeck, A.J. Ristow, H.M. van Es, J.E. Thies, H.A. Shayler, M.B. McBride, K.S.M Kurtz, D.W. Wolfe, and G.S. Abawi, 2016. *Comprehensive Assessment of Soil Health – The Cornell Framework*, Edition 3.2, Cornell University, Geneva, NY.

Owojori, O. J., & Reinecke, A. J. (2014). Differences in ionic properties of salts affect saline toxicity to the earthworm *Eisenia fetida*. *Applied soil ecology*, 83, 247-252.

Rath, K. M., Maheshwari, A., Bengtson, P., & Rousk, J. (2016). Comparative toxicities of salts on microbial processes in soil. *Applied and environmental microbiology*, 82(7), 2012-2020.

Regeling bodemkwaliteit, 2007. Geraadpleegd van <https://wetten.overheid.nl/BWBR0023085/2021-01-21>.

Regeling monitoring Kaderrichtlijn Water, 2015. Geraadpleegd van <https://wetten.overheid.nl/BWBR0027502/2015-11-19>.

Römken, P., Lahr, J., & Brand, E. (2019). Risico-evaluatie Bunschoten: een evaluatie van ecologische en landbouwkundige risico's in de polder gelegen aan de Westdijk te Bunschoten (No. 2955). Wageningen Environmental Research.

Schils R., (2016). 30 vragen en antwoorden over zwavel. Alterra, Wageningen. https://www.wur.nl/upload_mm/e/1/b/3ed5573a-26ce-4407-8de8-181d497e66ea_30-vragen-en-antwoorden-over-zwavel.pdf (geraadpleegd op 1-8-2022).

Soucek, D. J., & Kennedy, A. J. (2005). Effects of hardness, chloride, and acclimation on the acute toxicity of sulfate to freshwater invertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 24(5), 1204-1210.

Bijlage 3 Vergelijking Interventiewaarde bodemkwaliteit en risicogrenswaarde humaan

In de Omgevingswet is een verplichte instructieregel opgenomen waarmee het Rijk wil voorkomen dat er op een wijze gebouwd wordt op locaties, waardoor onaanvaardbare risico's voor de gezondheid van de mens kunnen ontstaan. Er is sprake van een onaanvaardbaar risico wanneer de levenslang gemiddelde blootstelling van een stof (of van stoffen) leidt tot overschrijding van het maximaal toelaatbaar risico voor de mens (MTR_{humaan}). Dit zal (voor algemeen geldende woonsituaties) het geval zijn indien de risicogrenswaarde humaan wordt overschreden. In deze bijlage is onderzocht welke ruimte er is tussen de interventiewaarde bodemkwaliteit (Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet) en de risicogrenswaarde humaan.

In Tabel B3.1 zijn de risicogrenswaarden voor de mens berekend met het geactualiseerde model CSOIL (CSOIL2020) en de waarden op basis van CSOIL2000. Te zien is dat de actualisatie van CSOIL2000 tot kleine verschillen leidt. Opgemerkt wordt dat de fysisch-chemische parameters van de stoffen niet zijn geëvalueerd.

Ook de ecologische grenswaarde op interventiewaarde niveau (HC50) zijn in de tabel opgenomen. Tot slot zijn voor de stoffen gemarkeerd met een # in 2012 de MTR-waarden herzien. Deze MTR-waarden zijn nog niet opgenomen in CSOIL2020.

Tabel B3.1 Interventiewaarde bodem en risicogrenswaarde voor de mens (standaard gebruik, wonen met tuin) en ecologie.

Stof	Interventie waarde	Humaan Wonen met tuin	Humaan Wonen met tuin	Ecologie
Referentie	Aanvullingsbesluit bodem omgevingswet	CSOIL2020	CSOIL2000	HC50
1. Metalen				
Antimoon#	22	27	22	-
Arseen	76	619	614	85
Barium#	-	8730	8530	890
Cadmium	13	48	44	13
Chroom	-	-	-	220
Chroom III	180	2980	2760	220
Chroom VI	78	78	78	220
Kobalt	190	23	23	180
Koper	190	9350	8300	96
Kwik	-	-	-	-
Kwik (anorganisch)	36	146	134	36
Kwik (organisch)	4	-	-	4

Stof	Interventie waarde	Humaan Wonen met tuin	Humaan Wonen met tuin	Ecologie
Referentie	Aanvullingsbesluit bodem omgevingswet	CSOIL2020	CSOIL2000	HC50
Lood (voor kind maatgevend)	530	537	530	580
Molybdeen	190	1270	1240	190
Nikkel	100	1470	1470	100
Zink	720	52900	51000	350

Stof	Interventie waarde	Humaan Wonen met tuin	Humaan Wonen met tuin	Ecologie
Referentie	Aanvullingsbesluit bodem omgevingswet	CSOIL2020	CSOIL2000	HC50
2. Overige anorganische stoffen				
Chloride (mg/kg Cl)	-	-	-	390 ⁶
Cyanide (vrij)#\$	20	43	35	-
Cyanide (complex)#\$	50	686	563	-
Thiocyanaat#\$	20	9,4	7,7	620

Stof	Interventie waarde	Humaan Wonen met tuin	Humaan Wonen met tuin	Ecologie
Referentie	Aanvullingsbesluit bodem omgevingswet	CSOIL2020	CSOIL2000	HC50
3. Aromatische verbindingen				
Benzeen	1,1	1,15	1,15	130
Ethylbenzeen	110	112	111	110
Tolueen	32	32	32	47
Xylenen (som) ¹	17	149	156	17
Styreen (vinylbenzeen)	86	480	470	86
Fenol	14	467	391	14
Cresolen (som) ¹	13	406	365	13

Stof	Interventie waarde	Humaan Wonen met tuin	Humaan Wonen met tuin	Ecologie
Referentie	Aanvullingsbesluit bodem omgevingswet	CSOIL2020	CSOIL2000	HC50
4. Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK's)⁵				
Naftaleen	-	912	870	17
Fenantreen	-	24100	23108	31
Antraceen	-	26100	25458	1,6
Fluorantheen	-	31400	30311	260
Chryseen	-	32800	32034	35
Benzo(a)antraceen	-	3120	3009	2,5
Benzo(a)pyreen	-	293	279	7
Benzo(k)fluorantheen	-	3270	3185	38
Indeno(1,2,3cd)pyreen	-	3240	3150	1,9
Benzo(ghi)peryleen	-	19700	19200	33
PAK's (totaal) (som 10) ¹	40	998	-	14

Stof	Interventie waarde	Humaan Wonen met tuin	Humaan Wonen met tuin	Ecologie
Referentie	Aanvullingsbesluit bodem omgevingswet	CSOIL2020	CSOIL2000	HC50
5. Gechloreerde koolwaterstoffen				
a. (vluchtige) koolwaterstoffen				
Monochlooretheen (Vinylchloride) ²	0,1	0,0022	0,0022	17
Dichloormethaan	3,9	71	69	-
1,1-dichloorethaan	15	8,9	8,9	-
1,2-dichloorethaan	6,4	6,5	6,4	240
1,1-dichlooretheen ²	0,3	0,13	0,13	-
1,2-dichlooretheen (som) ¹	1	0,39	-	-
Dichloorpropanen (som) ¹	2	0,77	-	-
Trichloormethaan (chloroform)	5,6	5,6	5,6	170
1,1,1-trichloorethaan	15	7,9	7,9	-
1,1,2-trichloorethaan	10	6,1	6,0	-
Trichlooretheen (Tri)	2,5	11	10,5	2,5

Stof	Interventie waarde	Humaan Wonen met tuin	Humaan Wonen met tuin	Ecologie
Referentie	Aanvullingsbesluit bodem omgevingswet	CSOIL2020	CSOIL2000	HC50
Tetrachloormethaan (Tetra)	0,7	0,7	0,7	29
Tetrachlooretheen (Per)	8,8	8,8	8,8	16

Stof	Interventie waarde	Humaan Wonen met tuin	Humaan Wonen met tuin	Ecologie
Referentie	Aanvullingsbesluit bodem omgevingswet	CSOIL2020	CSOIL2000	HC50
b. chloorbenzenen⁵				
Monochloorbenzeen	15	115	114	15
Dichloorbenzenen (som) ¹	19	483	476	19
Trichloorbenzenen (som) ¹	11	28	40	11
Tetrachloorbenzenen (som) ¹	2,2	5	7,5	2,2
Pentachloorbenzenen	6,7	7,2	6,7	16
Hexachloorbenzeen	2,0	3,	2,7	2

Stof	Interventie waarde	Humaan Wonen met tuin	Humaan Wonen met tuin	Ecologie
Referentie	Aanvullingsbesluit bodem omgevingswet	CSOIL2020	CSOIL2000	HC50
c. chloorfenolen⁵				
Monochloorfenolen(som) ¹	5,4	87	77	5,3
Dichloorfenolen(som) ¹	22	92	105	22
Trichloorfenolen(som) ¹	22	271	231	13
Tetrachloorfenolen(som) ¹	21	202	172	17
Pentachloorfenol	12	27	27	12

Stof	Interventie waarde	Humaan Wonen met tuin	Humaan Wonen met tuin	Ecologie
Referentie	Aanvullingsbesluit bodem omgevingswet	CSOIL2020	CSOIL2000	HC50
d. polychloorbifenylen (PCB's)				
PCB's (som 7) ¹	1	0,21	-	3,4

Stof	Interventie waarde	Humaan Wonen met tuin	Humaan Wonen met tuin	Ecologie
Referentie	Aanvullingsbesluit bodem omgevingswet	CSOIL2020	CSOIL2000	HC50
e. Overige gechloreerde koolwaterstoffen				
Monochlooranilinen (som) ¹	50	51	-	-
Dioxine (som TEQ) ¹	0,00018	-	-	-
Chloornaftaleen (som) ¹	23	26	-	23

Stof	Interventie waarde	Humaan Wonen met tuin	Humaan Wonen met tuin	Ecologie
Referentie	Aanvullingsbesluit bodem omgevingswet	CSOIL2020	CSOIL2000	HC50
6. Bestrijdingsmiddelen				
a. organochloor-bestrijdingsmiddelen				
Chloordaan (som) ¹	4	15,8	-	-
DDT (som) ¹	1,7	37	31	1,0
DDE (som) ¹	2,3	21	17	1,3
DDD (som) ¹	34	50	42	34
DDT/DDE/DDD (som) ¹		31	23	3,5
Aldrin	0,32	0,39	0,32	-
Dieldrin	-	11	9,1	-
Endrin	-	19	16	0,095
Drins (som) ¹	4	1,1	-	0,14
α-endosulfan	4	3750	3622	-
α-HCH	17	21	20	-
β-HCH	1,6	1,8	1,6	-

Stof	Interventie waarde	Humaan Wonen met tuin	Humaan Wonen met tuin	Ecologie
Referentie	Aanvullingsbesluit bodem omgevingswet	CSOIL2020	CSOIL2000	HC50
γ-HCH (lindaan)	1,2	1,6	1,3	-
HCH-verbindingen (som) ¹	-	2,4	-	6,4
Heptachloor	4	11	10	-
Heptachloorepoxide (som) ¹	4	2,1	2,1	-

Stof	Interventie waarde	Humaan Wonen met tuin	Humaan Wonen met tuin	Ecologie
Referentie	Aanvullingsbesluit bodem omgevingswet	CSOIL2020	CSOIL2000	HC50
b. organofosforpesticiden				
-	-	-	-	-

Stof	Interventie waarde	Humaan Wonen met tuin	Humaan Wonen met tuin	Ecologie
Referentie	Aanvullingsbesluit bodem omgevingswet	CSOIL2020	CSOIL2000	HC50
c. organotinbestrijdingsmiddelen				
Organotinverbindingen (som) ¹	2,5	190	-	-

Stof	Interventie waarde	Humaan Wonen met tuin	Humaan Wonen met tuin	Ecologie
Referentie	Aanvullingsbesluit bodem omgevingswet	CSOIL2020	CSOIL2000	HC50
d. chloorfenoxy-azijnzuur herbiciden				
MCPA	4	2,4	2,0	-

Stof	Interventie waarde	Humaan Wonen met tuin	Humaan Wonen met tuin	Ecologie
Referentie	Aanvullingsbesluit bodem omgevingswet	CSOIL2020	CSOIL2000	HC50
Atrazine	0,71	22	18	0,71
Carbaryl	0,45	124	107	0,45
Carbofuran ²	0,017	6,9	5,7	0,017

Stof	Interventie waarde	Humaan Wonen met tuin	Humaan Wonen met tuin	Ecologie
Referentie	Aanvullingsbesluit bodem omgevingswet	CSOIL2020	CSOIL2000	HC50
Asbest ³	100	-	-	-
Cyclohexanon	150	215	214	150
Dimethyl ftalaat	82	89	82	84
Diethyl ftalaat	53	27800	17000	53
Di-isobutyl ftalaat	17	97	83	17
Dibutyl ftalaat	36	24900	22600	36
Butyl benzylftalaat	48	>100.000 *	>100.000*	48
Dihexyl ftalaat	220	796	381	220
Di(2-ethylhexyl)ftalaat	60	73	60	69
Ftalaten (som) ¹	-	192	-	57
Minerale olie (som) ⁴	5000	73 (**)	-	-
Pyridine	11	12	11	50
Tetrahydrofuran	7	7,3	7	120
Tetrahydrothiofeen	8,8	245	234	8,8
Tribroommethaan (bromofom)	75	94	91	-

-geen waarde vastgesteld.

MTR_{humaan} is herzien in 2012 maar nog niet aangepast in CSOIL2020. De risicogrenswaarde moet nog worden herberekend met de nieuwe MTR_{humaan}.

\$ Bij de evaluatie in 2012 is uitgegaan van een eenmalige ingestie van 5 gram grond als basis voor de nieuwe risicogrenswaarde. Dit uitgangspunt is nog niet meegenomen in deze tabel.

(*) risicogrens is >100.000 mg/kg. Deze waarden liggen buiten de modelgrenzen van CSOIL2020. Een waarde groter dan 100.000 mg/kg betekent een gering risico voor de mens door aanwezigheid van deze stof.

(**) alifaten en aromaten

1 t/m 5: Zie de gelijke voetnoten uit de circulaire bodemsanering 2013.

6 Vanwege het natuurlijke voorkomen van chloride in grote delen van Nederland en de mobiliteit wordt het afgeraden om geen generieke waarde voor grond vast te stellen. De waarde kan wel gebruikt worden voor een locatiespecifieke beoordeling.

De hoogte van de risicogrenswaarden humaan wordt naast de toxiciteit en gedrag van stoffen ook bepaald door het gebruik van de bodem. Deze laatste bepaalt voor een groot deel de blootstelling, daarmee de

mate van risico en de hoogte van de humane risicogrens. In Tabel B3.2 worden de resultaten van de berekening van risicogrenswaarden humaan met CSOIL voor Wonen met moestuin, Wonen met tuin (standaard bodemgebruik) en ander, minder intensief bodemgebruik gerapporteerd.

Tabel B3.2: Humane risicogrenswaarde voor 'Wonen met moestuin', 'Wonen met tuin' en 'Ander groen, infrastructuur, bebouwing en industrie' voor een standaardbodem. Berekening van somparameters met harmonisch gemiddelde (zie Bijlage 5: Berekening van normwaarden voor somparameters m.b.t. het harmonisch gemiddelde).

Stof	Risicogrenswaarde humaan (mg/kg ds.)		
	Wonen met moestuin	Wonen met tuin	Anders (*)
1. Metalen			
Antimoon	2,3	27	3470
Arseen	146	619	3940
Barium	1160	8730	80800
Cadmium	3,92	51	2020
Chroom	-	-	-
Chroom III	808	2980	20400
Chroom VI	72,9	78	275
Kobalt	1,5	23	5180
Koper	1130	9350	93300
Kwik	-	-	-
Kwik (anorganisch)	11,3	146	5980
Kwik (organisch)	-	-	-
Lood (voor kind maatgevend)	351	537	2820
Molybdeen	94,8	1270	39600
Nikkel	940	1470	5430
Zink	3920	52900	>100.000 **
Stof	Risicogrenswaarde humaan (mg/kg ds.)		
	Wonen met moestuin	Wonen met tuin	Anders (*)
2. Overige anorganische stoffen			
Chloride (mg Cl/l)	-	-	-
Cyanide (vrij)	2,6	43	190000
Cyanide (complex)	42,1	686	>100.000 **
Thiocyanaat	0,58	9,4	44400

Stof	Risicogrenswaarde humaan (mg/kg ds.)		
	Wonen met moestuin	Wonen met tuin	Anders (*)
3. Aromatische verbindingen			
Benzeen	1,06	1,15	4,2
Ethylbenzeen	97	112	381
Tolueen	31	32	121
Xylenen (som) ¹	124	149	511
Styreen (vinylbenzeen)	343	480	1440
Fenol	54,4	467	12200
Cresolen (som) ¹	82	406	849
Stof	Risicogrenswaarde humaan (mg/kg ds.)		
	Wonen met moestuin	Wonen met tuin	Anders (*)
4. Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK's)⁵			
Naftaleen	374	912	58900
Fenantreen	3340	24100	>100.000 **
Antraceen	7100	26100	>100.000 **
Fluorantheen	6080	31400	>100.000 **
Chryseen	9200	32800	>100.000 **
Benzo(a)antraceen	552	3120	15300
Benzo(a)pyreen	27	293	1530
Benzo(k)fluorantheen	885	3270	15300
Indeno(1,2,3cd)pyreen	833	3240	15300
Benzo(ghi)peryleen	5550	19700	92100
PAK's (totaal) (som 10) ¹	160	998	2929
Stof	Risicogrenswaarde humaan (mg/kg ds.)		
	Wonen met moestuin	Wonen met tuin	Anders (*)
5. Gechloreerde koolwaterstoffen			
a. (vluchtige) koolwaterstoffen			
Monochlooretheen (Vinylchloride) ²	0,0022	0,0022	0,0081
Dichloormethaan	37	71	252
1,1-dichloorethaan	8,5	8,9	33,5
1,2-dichloorethaan	5,3	6,5	25
1,1-dichlooretheen ²	0,13	0,13	0,47

Stof	Risicogrenswaarde humaan (mg/kg ds.)		
	Wonen met moestuin	Wonen met tuin	Anders (*)
5. Gechloreerde koolwaterstoffen			
a. (vluchtige) koolwaterstoffen			
1,2-dichlooretheen (som) ¹	0,38	0,39	1,5
Dichloorpropanen (som) ¹	0,77	0,77	2,9
Trichloormethaan (chloroform)	5,2	5,6	21
1,1,1-trichloorethaan	7,7	7,9	30
1,1,2-trichloorethaan	4,7	6,1	19
Trichlooretheen (Tri)	10	11	39
Tetrachloormethaan (Tetra)	0,6	0,7	2,6
Tetrachlooretheen (Per)	7,8	8,8	33
Stof	Risicogrenswaarde humaan (mg/kg ds.)		
	Wonen met moestuin	Wonen met tuin	Anders (*)
b. chloorbenzenen⁵			
Monochloorbenzeen	105	115	391
Dichloorbenzenen (som) ¹	357	483	1590
Trichloorbenzenen (som) ¹	22	28	107
Tetrachloorbenzenen (som) ¹	2,5	5	20
Pentachloorbenzenen	2,2	7,2	38
Hexachloorbenzeen	0,44	3,3	467
Stof	Risicogrenswaarde humaan (mg/kg ds.)		
	Wonen met moestuin	Wonen met tuin	Anders (*)
c. chloorfenolen⁵			
Monochloorfenolen(som) ¹	15	87	1013
Dichloorfenolen(som) ¹	18	92	681
Trichloorfenolen(som) ¹	40	271	1658
Tetrachloorfenolen(som) ¹	27	202	6604

(*) Anders: Ander groen, infrastructuur, gebouwen, industrie

** Een risicogrens >100.000 mg/kg. De waarde ligt buiten de modelgrenzen van CSOIL2020. Een waarde groter dan 100.000 mg/kg betekent een gering risico voor de mens door aanwezigheid van deze stof.

1 t/m 5: Zie de gelijke voetnoten uit de circulaire bodemsanering 2013.

Uit de vergelijking van de humane risicogrenswaarde blijkt dat bij een ongevoelig bodemgebruik (ander groen, infrastructuur, gebouwen en industrie) de grenswaarden in vergelijk met woonfuncties erg hoog kunnen worden. Een voorbeeld hiervan zijn de risicogrenswaarden voor

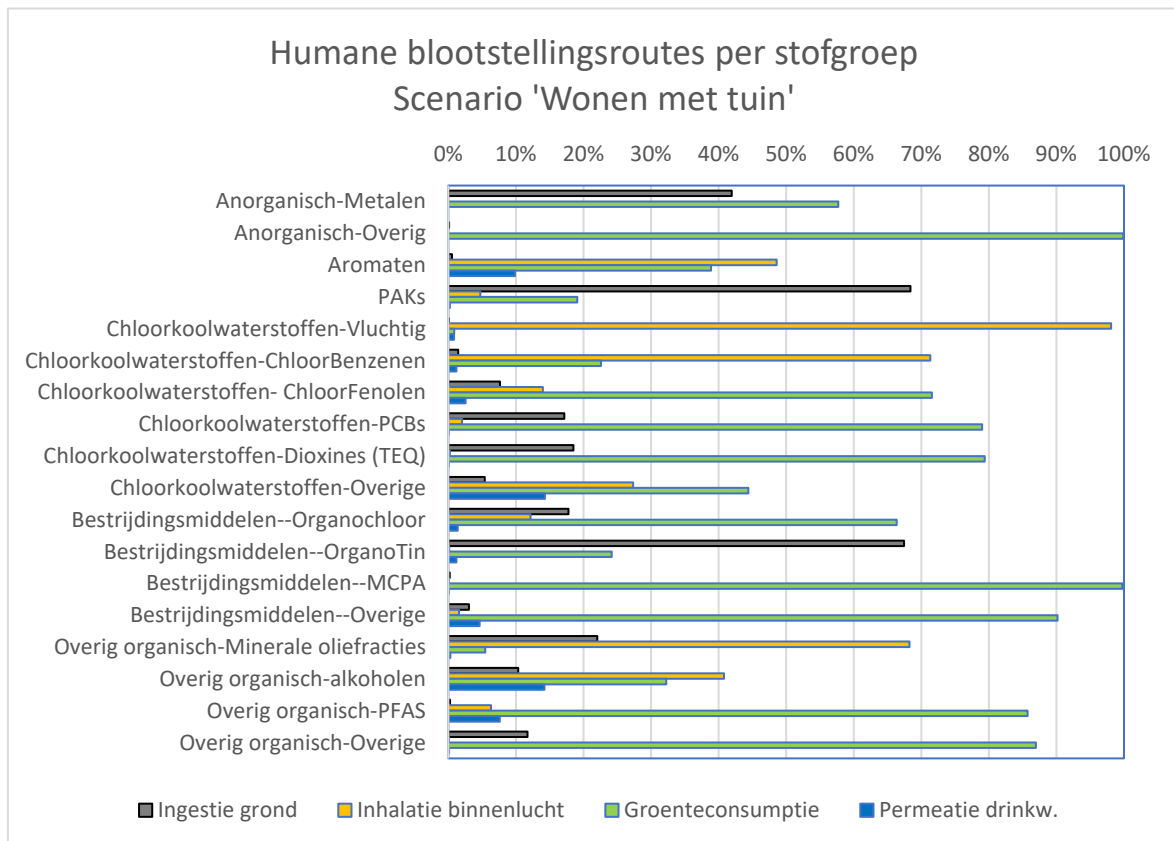
verschillende PAK en metalen. Voor de interpretatie en duiding van deze grenswaarden moeten de volgende kanttekeningen worden geplaatst.

1. Hoge grenswaarden geven eenvoudigweg aan dat er voor deze stoffen niet gauw sprake is van onaanvaardbare risico's voor de gezondheid. Bij deze hoge grenswaarden kunnen ecologische risico's en risico's ten gevolge van verspreiding echter wel aannemelijk zijn. Het is daarom onverstandig deze hoge risicogrenswaarden op te nemen als bijvoorbeeld de toelaatbare waarde voor bouwen.
2. De berekende hoge grenswaarden kunnen voor bepaalde stoffen buiten het domein van het CSOIL-model liggen. De waarde moeten daarom op dat niveau als indicatief worden gezien.

Voorgesteld wordt de grenswaarden te maximeren op een maatschappelijk aanvaardbaar niveau. Ecologische risicogrenzen kunnen daarvoor richtinggevend zijn.

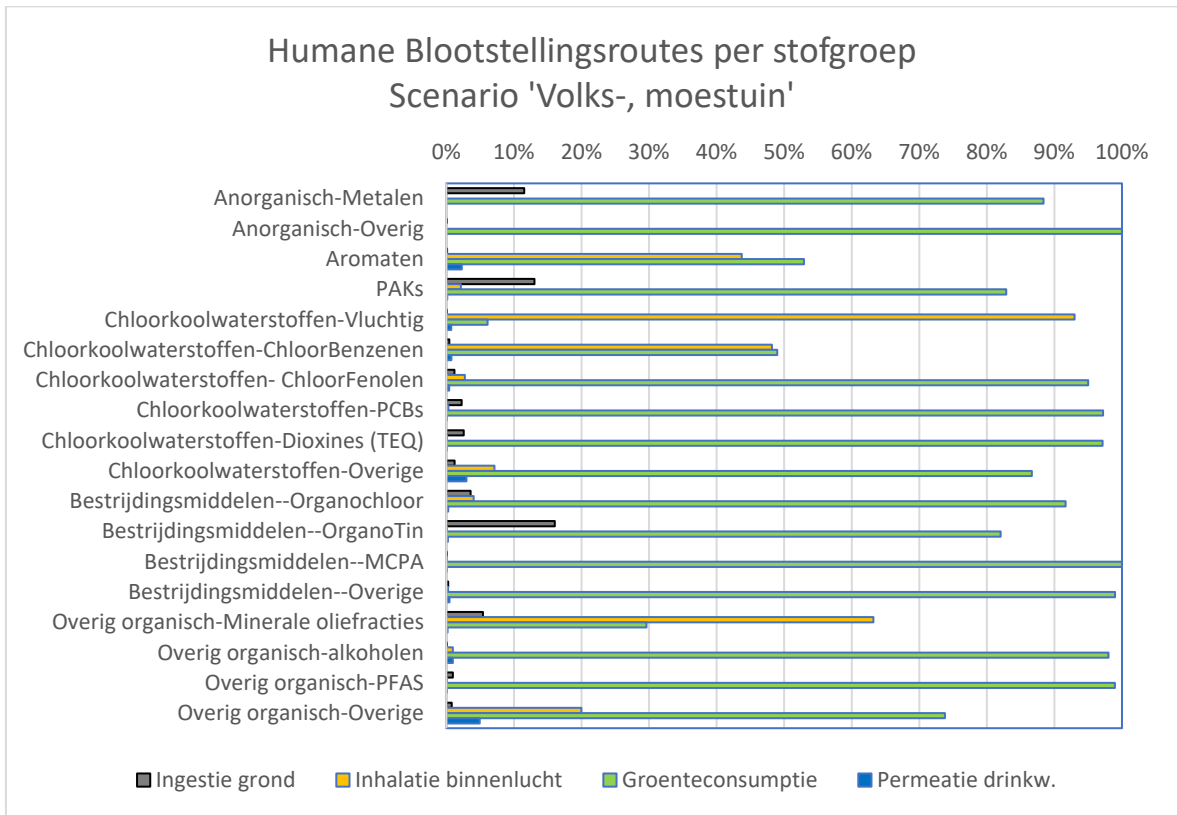
Bijlage 4 Vergelijking blootstellingsroutes CSOIL2020 per stofgroep

De volgende figuren geven een vergelijking van de vier belangrijkste blootstellingsroutes en alle in CSOIL2020 opgenomen stoffen, met op blootstelling gekozen stofgroepen. De vier blootstellingsroutes in de figuren B4.1 – 4.2 omvatten respectievelijk 97%, 99% en 84% van de totale blootstelling in de bijbehorende scenario's. In Figuur B4.3 is de blootstellingsroute 'Groentenconsumptie' vervangen door 'Dermale opname buiten'. Hiermee is in het bijbehorende scenario 'Ander groen, infrastructuur, bebouwing en industrie' 94% van de totale blootstelling inbegrepen.



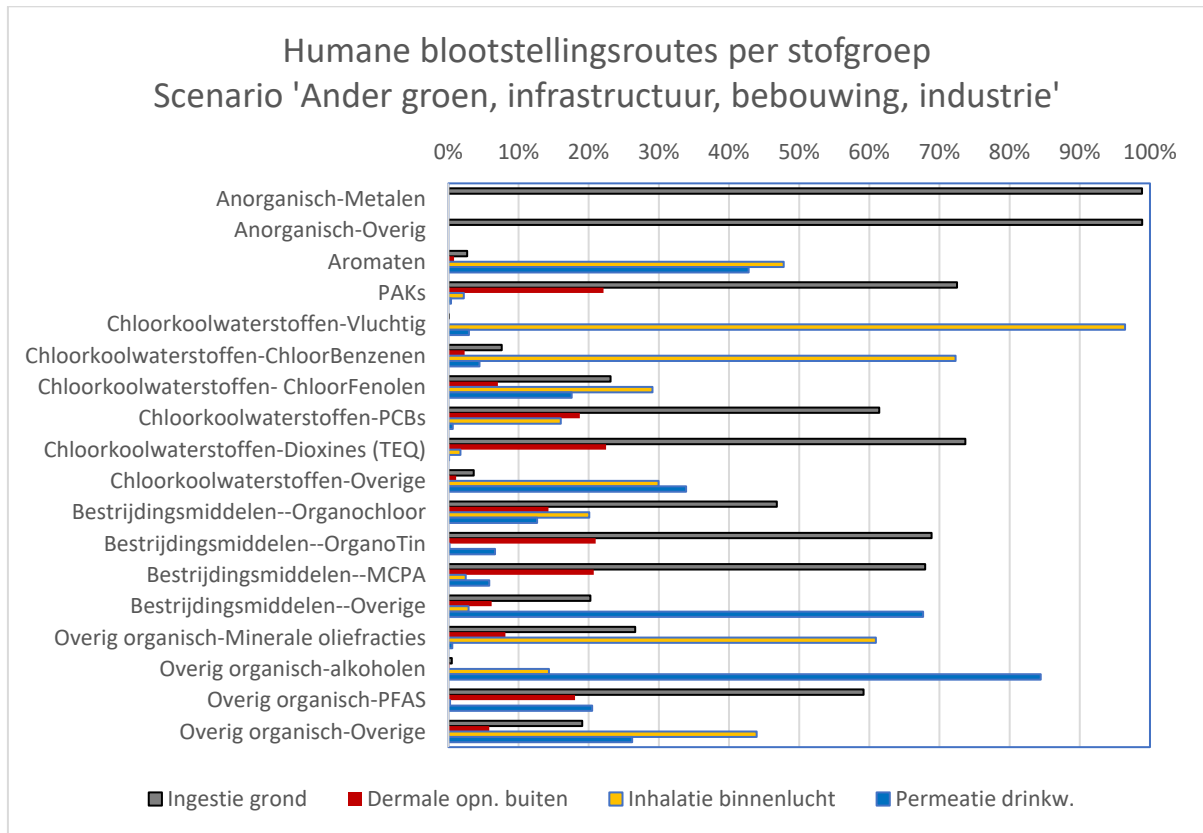
Figuur B4.1 Humane blootstellingsroutes per stofgroep, scenario 'Wonen met tuin'. De vier genoemde blootstellingsroutes beslaan gemiddeld 97% van de totale berekende blootstelling.

Bij het scenario 'Wonen met tuin' is de aanname dat groenteconsumptie uit eigen tuin slechts 10% bedraagt. Toch blijft groenteconsumptie de belangrijkste blootstellingsroute. Inhalatie binnenlucht is nu ook voor chloorbenzenen en vluchtige chloorkoolwaterstoffen de belangrijkste blootstellingsroute. Voor PAKs- en organotin-bestrijdingsmiddelen is in dit scenario ingestie de belangrijkste blootstellingsroute.



Figuur B4.2 Humane blootstellingsroutes per stofgroep, scenario 'Volks-, moestuin'. De vier genoemde blootstellingsroutes beslaan gemiddeld 99% van de totale berekende blootstelling.

Bij het meest gevoelige scenario 'Volks-, moestuin' is groenteconsumptie veruit de belangrijkste blootstellingsroute, behalve bij vluchtige chloorkoolwaterstoffen en minerale olie. De tweede belangrijkste blootstellingsroute is hier inhalatie van binnenlucht, vooral voor aromaten, vluchtige chloorkoolwaterstoffen, chloorbenzenen en minerale oliefracties.



Figuur B4.3 Humane blootstellingsroutes per stofgroep, scenario 'Ander groen, infrastructuur, bebouwing, industrie'. De 4 genoemde blootstellingsroutes beslaan gemiddeld 94% van de totale berekende blootstelling.

Bij het scenario 'Ander groen, infrastructuur, bebouwing en industrie' wordt ervan uitgegaan dat groentenconsumptie van deze locaties niet voorkomt. Dermale opname buiten is hier ook een significante blootstellingsroute, maar voor niet één stofgroep de belangrijkste. Voor anorganische stoffen (inclusief metalen) is ingestie van grond de belangrijkste route. Dit is ook het geval voor PAKs-, PCBs-, dioxines, PFAS- en organochloor-, organotin- en MCPA-bestrijdingsmiddelen. Permeatie van drinkwaterleidingen is een belangrijke route voor alcoholen, overige organische stoffen, overige bestrijdingsmiddelen, overige chloorkoolwaterstoffen en aromaten.

Bijlage 5 Berekening van normwaarden voor somparameters

Bij meerdere verwante stoffen of stoffen met een vergelijkbaar toxisch mechanisme kan met een somparameter worden volstaan, in plaats van de normen van alle afzonderlijke stoffen. Als de normen van de afzonderlijke stoffen zijn bepaald, moet de somparameter gelijk zijn aan de strengste van de normen om een gelijkwaardige bescherming te bieden, voor het geval dat voornamelijk de stof met de strengste norm aanwezig is. Als het werkelijk om de aanwezigheid van een mengsel gaat, zou een gemiddelde genomen kunnen worden. Omdat het om risico's gaat, wordt het gemiddelde bepaald op basis van de omvang van de risico's. De risico's zijn omgekeerd evenredig met de normen (lage normwaarde betekent hoog risico). Daarom is voor een somparameter een harmonische gemiddelde voor de hand liggend.

Harmonisch gemiddelde (H) van m normen N_1, N_2, N_m :

$$H = 1 / [\{ (1/N_1) + (1/N_2) + \dots + (1/N_m) \} / m]$$

In CSOIL wordt het geometrisch gemiddelde (G) gebruikt:

$$G = [N_1 \times N_2 \times \dots \times N_m]^{(1/m)} \text{ of } G = \exp[\{ \ln(N_1) + \ln(N_2) + \dots + \ln(N_m) \} / m]$$

Bij een geometrisch gemiddelde wordt rekening gehouden met de verhoudingen tussen de getallen (de normen in dit geval, niet de risico's). Bij een rekenkundig gemiddelde worden de verschillen tussen de getallen verrekend.

Tabel B5.1 Voorbeelden berekening rekenkundige, geometrische en harmonische gemiddelden.

Normen	2 en 80
Rekenkundig gemiddelde	41
Geometrisch gemiddelde	12,6
Harmonisch gemiddelde	3,9
Normen	2; 10 en 30
Rekenkundig gemiddelde	14
Geometrisch gemiddelde	8,4
Harmonisch gemiddelde	4,7

Als het om een mengsel met redelijk vaststaande verhoudingen gaat, zoals vaak het geval is bij reacties waaruit een aantal isomeren komen (bijvoorbeeld bij HCHs, 1,2-dichlooretheen, en de diverse chloorbenzenen en chloorfenolen), kan hiervan gebruikgemaakt worden door te rekenen met een gewogen gemiddelde. Als meer van de meest risicovolle stof in het mengsel zit, dient het gemiddelde lager te liggen.

Tabel B5.2 Voorbeelden berekening gewogen rekenkundige, geometrische en harmonische gemiddelden.

Normen	2; 10 en 30 Met mengselverhouding 1: 2: 5
Rekenkundig gemiddelde	21,5
Geometrisch gemiddelde	16,2
Harmonisch gemiddelde	9,2
Normen	2; 10 en 30 Met mengselverhouding 5: 2: 1
Rekenkundig gemiddelde	7,5
Geometrisch gemiddelde	4,2
Harmonisch gemiddelde	2,9

In formules voor de gewogen gemiddelden bij mengsel verhouding v_1 , v_2 , ..., v_m :

Gewogen rekenkundig gemiddelde:

$$R = [v_1 \cdot N_1 + v_2 \cdot N_2 + \dots + v_m \cdot N_m] / [v_1 + v_2 + \dots + v_m].$$

Gewogen geometrisch gemiddelde:

$$G = \exp[\{v_1 \cdot \ln(N_1) + v_2 \cdot \ln(N_2) + \dots + v_m \cdot \ln(N_m)\} / (v_1 + v_2 + \dots + v_m)].$$

Gewogen harmonisch gemiddelde:

$$H = [v_1 + v_2 + \dots + v_m] / [(v_1/N_1) + (v_2/N_2) + \dots + (v_m/N_m)].$$

Voor de gewogen gemiddelden zijn gegevens nodig over de gebruikelijke mengselverhoudingen. De gewogen gemiddelde zijn daarom nog niet in de tabellen van dit hoofdstuk verwerkt.

Tabel B5.3 geeft inzicht in de verschillen van somnormen op basis van een geometrisch en een harmonisch gemiddelde.

Tabel B5.3 Enkele voorbeelden van uitkomsten met harmonische en geometrische gemiddelden.

Stof	Interventie waarde	Humaan	Eco
		Wonen met tuin	HC50
Xylenen (som 3) --Harmonisch	17	149	15
Xylenen (som 3) --Geometrisch	17	157	17
Cresolen (som 3) --Harmonisch	13	406	6
Cresolen (som 3) -- Geometrisch	13	408	13
PAK's (totaal) (som 10) --Harmonisch	40	998	5,3
PAK's (totaal) (som 10) -- Geometrisch	40	6386	14
Trichloorbenzenen (som 3) -Harmonisch	11	28	7
Trichloorbenzenen (som 3) -Geometrisch	11	41	11
Tetrachloorfenolen (som 3) -Harmonisch	21	202	17
Tetrachloorfenolen (som 3) -Geometrisch	21	236	17
Ftalaten (som 6) -Harmonisch	-	192	49
Ftalaten (som 6) - Geometrisch	-	1949	57

In het algemeen is het harmonisch gemiddelde lager dan het geometrische gemiddelde, zoals thans gebruikelijk is. Bij gemiddelden

over een klein aantal waarden en kleine verschillen maakt de keuze harmonisch of geometrisch niet veel uit. Bij grotere aantallen, zoals bij PAKs en Ftalaten, is het verschil substantieel. Het harmonisch gemiddelde is als risicogemiddelde zuiverder op de problematiek toegesneden. Bij sterk uiteenlopende normwaarden voor de in de somparameter meegenomen stoffen, wordt aanbevolen om naast het toetsen op de somparameter ook te toetsen op de afzonderlijke stoffen. Dit is het geval bij ftalaten en PAKs. Bij het optellen van meetwaarden onder de bepalingsgrens (waarbij $0,7 \times$ bepalingsgrens wordt aangehouden) kan soms, bij de huidige regels, formeel al een overschrijding worden geconstateerd (Brand et al., (2021²⁶)).

²⁶ Brand, E. et al., 2021. Toepassing van thermisch gereinigde grond. Een evaluatie en opties voor een toepassingskader. RIVM, Bilthoven. RIVM rapport 2021-0168.

Bijlage 6 Module diffuus bodemlood

B6.1 Inleiding

Verhoogde loodgehalten in diffuus verontreinigde (stads)bodem vormen vaak een knelpunt bij het gebruik van de bodem voor woonfuncties, en dan vooral op plaatsen waar jonge kinderen spelen en het gebruik van de bodem als (moes)tuin. Vanwege het diffuse karakter van de verontreiniging²⁷ is een saneringsaanpak zoals vaak wordt toegepast voor ernstig verontreinigde locaties niet altijd mogelijk. Dit komt onder meer vanwege de omvang van de bodemloodverontreiniging, de complexiteit van een sanering in binnenstedelijk gebied en de daarmee samenhangende hoge kosten. De oorzaken van diffuse bodemloodverontreiniging zijn onder meer beschreven in Otte et al., 2015.

Lood heeft effect op de ontwikkeling van de hersenen (EFSA, 2010). Uit wetenschappelijk onderzoek is duidelijk geworden dat zelfs bij een relatief lage blootstelling aan lood, schade bij jonge kinderen kan optreden. Het RIVM (Otte et al., 2015) heeft daarom geadviseerd om, op plaatsen waar kinderen in contact kunnen komen met bodemlood, de blootstelling tot een zo laag mogelijk niveau terug te brengen (ALARA-principe).

Het advies uit 2015 (Otte et al., 2015) en daarop volgende adviezen (Otte en Zeilmaker, 2017 en Brand et al., 2019) is ingegeven door onder meer de volgende argumenten:

- Door het beheer van gebieden met diffuus bodemlood te richten op vermindering van de blootstelling in plaats van te voldoen aan een (soms als onhaalbaar ervaren) bodemkwaliteitsnorm, wordt ruimte gecreëerd voor maatwerk, lokaal beleid en innovatieve strategieën voor beheer en gebiedsontwikkeling, waarbij ook andere maatschappelijke opgaven, zoals de woningbouwopgave, kunnen worden meegewogen in het beleid.
- Een interventiewaarde gebaseerd op het EFSA-advies zou de ruimte tussen achtergrondwaarde (50 mg/kg) en de interventiewaarde (\approx 90 mg/kg) erg klein maken, waardoor er weinig mogelijkheden zijn voor de uitvoering van een effectief bodemkwaliteitsbeheer. De saneringsopgave zou als onhaalbaar worden geacht, terwijl het grondverzet (Besluit Bodemkwaliteit) op basis van deze norm onuitvoerbaar zou worden geacht.

De interventiewaarde als norm voor een saneringsafweging komt voort uit de bodemsaneringsoperatie. Deze operatie richt zich vooral op de aanpak van ernstig verontreinigde locaties die begrensd zijn door een interventiewaarde contour. De omvang van dergelijke locaties is in de regel veel kleiner dan de omvang van diffuus verontreinigde gebieden.

²⁷ Diffuse bodemverontreiniging is een verontreinigingssituatie die is ontstaan door een diffuse belasting van de bodem, waardoor deze niet kan worden teruggevoerd op één of enkele specifieke bronnen, en waarvoor kenmerkend is dat deze zich vaak voordoet in een groot gebied, met daarbinnen soms relatief grote concentratieverschillen (Convenant bodem en ondergrond 2016–2020).

B6.2 Uitvoering en implementatie bodemloodbeleid

Verschillende provincies en gemeenten hebben de afgelopen jaren beleid opgesteld voor de aanpak van grote gebieden waarvan de bodem door verschillende bronnen met lood is verontreinigd (diffuus lood). Uit een Ex ante beleidsevaluatie van het diffuus lood beleid van de gemeente Zaanstad (Otte en Zeilmaker, 2017) en uit provinciale en gemeentelijke beleidsstukken blijkt dat de adviezen van het RIVM en de GGD in lokaal beleid in grote lijnen worden nagevolgd. Maatregelen omvatten onder andere publieksvoorlichting over risico's en gebruiksadviezen en de aanwijzing en beheer (inrichting en/of sanering) van zogenoemde aandachtsplekken, zoals kinderspeelplaatsen. Daarnaast is er ook ruimte gemaakt voor maatwerk.

In 2019 hebben de Provincies Noord-Holland, Zuid-Holland en Utrecht gezamenlijk een handelingskader ontwikkeld (link [HANDELINGSKADER VOOR DIFFUUS LOOD IN DE BODEM \(overheid.nl\)](https://overheid.nl/584414), gezien 15 september, 2022) en in de Nota van Toelichting van het Aanvullingsbesluit bodem (NvT, hoofdstuk 5) wordt gewezen op de aanpak van diffuus bodemlood en met name de mogelijkheid van het terugdringen van de blootstelling door specifieke beheersmaatregelen en dit centraal te stellen in plaats van uitsluitend te voldoen aan de norm. De Omgevingswet biedt in vergelijking met de Wet Bodembescherming meer ruimte voor een op maat gesneden locatiespecifieke, gedifferentieerde aanpak.

Vanuit de uitvoering bleek dat overheden behoefte hadden om voorgenomen maatregelen door te kunnen rekenen in een resulterende verandering/vermindering van de blootstelling en de schatting van het resulterende gezondheidseffect, uitgedrukt in een schatting van de afname van IQ-verlies. Daartoe is in 2017 een eerste versie van de module diffuus lood beschikbaar gesteld als hulpmiddel.

Met de module diffuus lood kan men, voor gebieden met diffuse bodemloodverontreiniging inzicht krijgen in de hoogte van de blootstelling voor individuele zones in een diffuus verontreinigd gebied of de totale blootstelling in het gebied en het geschat effect van gebruiksadviezen en/of sanering van deellocaties binnen het diffuus verontreinigd gebied, bijvoorbeeld kinderspeelplaatsen of tuinen. Op basis daarvan kunnen zogenoemde 'aandachtsplekken' worden geïdentificeerd. Aandachtsplekken zijn de plaatsen met bodemlood die intensief door kinderen worden gebruikt. Op 'aandachtsplekken' is de blootstelling van kinderen aan bodemlood het hoogst. Het bevoegd gezag kan besluiten om 'aandachtsplekken' met voorrang aan te pakken.

B6.3 Evaluatie en update module diffuus lood

In 2020 en 2021 zijn onderdelen van de module diffuus lood geëvalueerd, onder andere op basis van gebruikerservaringen en enkele nieuwe inzichten. Deze zijn in de module diffuus lood voor toepassing in lijn met de kaders van de Omgevingswet geïmplementeerd.

De blootstelling aan diffuus lood is met name van belang voor jonge kinderen. Jonge kinderen zijn de meest gevoelige groep en daarom

wordt de gemiddelde blootstelling berekend voor kinderen van 0 tot 6 jaar. De blootstelling aan bodemlood en het toxicologisch effect kunnen in beeld worden gebracht met de module diffuus lood.

De belangrijkste blootstellingsbepalende parameters in deze module zijn geëvalueerd en indien nodig aangepast. Het betreft:

1. evaluatie modellering externe blootstelling-loodbloedgehalte en IQ verlies;
2. de hoeveelheid ingestie gronddeeltjes;
3. de opname van lood door moestuingewassen;
4. de relatieve biobeschikbaarheid van lood voor opname in het menselijke lichaam.

B6.3.1 *Evaluatie modellering externe blootstelling-loodbloedgehalte en IQ verlies*

In 2015 (Otte et al., 2015) is de relatie tussen externe blootstelling aan bodemlood, loodbloedgehalte en het effect op de hersenontwikkeling (uitgedrukt in potentieel IQ-verlies) onderzocht. Hiervoor werd gebruik gemaakt van het IEUBK-model. De modellering is geëvalueerd (2020), waarbij op enkele punten aanpassingen/verbeteringen zijn gedaan. Bovendien is meer aandacht gegeven aan de vastlegging van de modelparameters en modelresultaten. In paragraaf B6.4 zijn deze modelspecificaties vastgelegd en verantwoord.

In de module diffuus lood is de berekening van loodbloedgehalten en potentieel IQ-verlies geoperationaliseerd. De berekening van het potentieel IQ-verlies door een bodemconcentratie bestaat uit drie stappen. Allereerst wordt vanuit de bodemconcentratie met behulp van het CSOIL-model (wat geïmplementeerd is in de Risicotoolbox Bodem) een blootstelling berekend uitgedrukt in $\mu\text{g}/\text{kg}$ lichaamsgewicht/dag (Van Breemen et al., 2020). Uitgaande van de berekende blootstelling wordt vervolgens de concentratie van lood in bloed gemodelleerd. Hiervoor is een formule afgeleid met behulp van het IEUBK-model (Bijlage 6). Deze formule staat weergegeven in vergelijking 1 en heeft een geldigheidsbereik van 0 tot $21,83 \mu\text{g}/\text{kg}$ lg/dag.

Vergelijking 1. Bloedlood concentratie door blootstelling. C_{bloed} is de concentratie van lood in bloed, uitgedrukt in $\mu\text{g}/\text{L}$, $bltst$ is de blootstelling uitgedrukt in $\mu\text{g}/\text{kg}$ lg/dag.

$$C_{\text{bloed}} = 0.0126 * bltst^3 - 0.6768 * bltst^2 + 19.852 * bltst + 0.3$$

Vanuit de bloedloodconcentratie wordt vervolgens het potentiële IQ-verlies berekend. Hierbij wordt rekening gehouden met de achtergrondblootstelling van lood. Omdat lood bij verschillende bloedconcentraties een ander effect kan hebben, dienen de volgende dosis-responserelaties gebruikt te worden (Otte et al., 2015, pp.75). Let op, in deze formule geldt dat de eerder berekende C_{bloed} omgerekend dient te worden naar $\mu\text{g}/\text{dl}$ (delen door 10).

$$\begin{aligned} C_{\text{bloed}} < 7,5 \mu\text{g}/\text{dl} & \quad \text{IQ} = 100 - 0,833 * C_{\text{bloed}} \\ C_{\text{bloed}} \geq 7,5 \mu\text{g}/\text{dl} & \quad \text{IQ} = 94,52 - 0,1021 * C_{\text{bloed}} \end{aligned}$$

Het potentiële IQ-verlies (door de blootstelling aan diffuus bodemlood) kan worden bepaald door het verschil te nemen tussen het IQ op het niveau van de achtergrondblootstelling en het IQ op het niveau van de bodemverontreiniging (zie vergelijking 2)

Vergelijking 2. Het potentieel IQ-verlies rekeninghoudend met de achtergrondblootstelling.

$$\text{Potentieel IQ verlies} = IQ_{\text{Achtergrond}} - IQ_{\text{Verontreiniging}}$$

Tabel B6.1 Berekend met bovenstaande formules (overal blijft $C_{\text{bloed}} < 7,5$ $\mu\text{g/dl}$).

	Concentratie bodem mg/kg ds	Blootstelling $\mu\text{g/kg}$ lg/dag	Lood in bloed (exclusief achtergrond- waarde voeding)		IQ- verlies ⁵⁾ punt
			$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/dl}$	
Achtergrondwaarde ¹⁾	50	0,27			0-0,4
Maximale waarde kwaliteitsklasse Wonen ¹⁾	210	1,09	21	2,1	1-2
Interventiewaarde lood ^{2, 3)}	530	2,74	49,9	4,99	4
Voldoende bodemloodkwaliteit ⁴⁾	90	0,48	10,1	1,01	0,4-0,8
Matige bodemloodkwaliteit ⁴⁾	370	1,91	35,8	3,58	2-3

1) Regeling Bodemkwaliteit.

2) Circulaire Bodemsanering 2013.

3) Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet.

4) Advies GGD voor wonen met tuin (zie Bijlage 4 van het Handelingskader voor diffuus lood in de bodem <https://lokaleregelgeving.overheid.nl/CVDR629230#d5466610e31>, gezien 15-09-2022).

5) Potentieel IQ-verlies (waarden zijn afgerond door blootstelling aan diffuus bodemlood, respectievelijk ten opzichte van de achtergrondblootstelling en het absoluut potentieel IQ-verlies).

B6.3.2 *Evaluatie ingestie gronddeeltjes door kinderen*

Uit een recente literatuurstudie (Brand et al., 2019) komt naar voren dat er weinig nieuwe data beschikbaar zijn over de hoeveelheid grond die kinderen gemiddeld innemen (groningestie). In blootstellingsmodellen wordt vaak gebruikgemaakt van meetdata (ingestiehoeveelheden) uit de jaren tachtig en negentig. Op basis van deze data is een waarde vastgesteld voor een gemiddelde ingestiehoeveelheid per dag.

Voor Nederland resulteert dat in de aanname dat kinderen in de leeftijd van nul tot zes jaar gemiddeld 100 mg grond per dag door ingestie van gronddeeltjes, vaak door hand-mond-contact opnemen. Deze waarde van 100 mg/dag is de directe ingestie van grond (meestal buitenshuis) en de ingestie van (bodem)stof (zowel buitenshuis als binnenshuis) tezamen. Deze waarde is vergelijkbaar met de waarde die wordt gehanteerd in Vlaanderen, een waarde van 93 mg per dag (een 60-percentiel waarde).

Brand et al. (2019) concluderen dat het thans niet mogelijk is rekening te houden met veranderingen in de mate van grondingestie door het huidige (speel)gedrag van kinderen ten opzichte van het speelgedrag en -frequentie in de periode 1980-1990. Omdat nieuwe meetdata ontbreekt is er geen zicht op een, in vergelijking met veertig jaar geleden, ander speelgedrag ook leidt tot een andere waarde voor de hoeveelheid grondingestie. Daarom is actualisatie van meetdata wenselijk.

Uit de literatuurstudie lijkt het aannemelijk dat voor een gemiddelde situatie en een gemiddeld speelgedrag van een kind de gehanteerde waarden voor grondingestie een overschatting is van de werkelijke grondingestie (Brand et al., 2019).

In de module diffuus lood kan de waarde voor grondingestie worden aangepast op basis van de volgende overwegingen:

- Contact met bodemlood is niet mogelijk. Dit kan het geval zijn als de verontreinigde bodem is afgedekt met een schone contactlaag of door een andere afdichting. Een ander voorbeeld is in geval van hoogbouw zonder tuin zonder toegang tot een open bodem.
 - Indien contact met bodemlood niet mogelijk wordt geacht, is de bijdrage aan de blootstelling van lood door ingestie van gronddeeltjes nul.
- De standaardwaarde voor grondingestie kan worden aangepast op basis van onderzoek waaruit blijkt dat de hoeveelheid grondingestie in de zone anders is dan de standaard waarde voor deze bodemfunctie.
 - De standaardwaarde grondingestie (100 mg/dag) kan worden aangepast en worden gemotiveerd op basis van locatiespecifiek onderzoek naar de mate van ingestie van gronddeeltjes. Voor de invoer geldt een minimum waarde van 20 mg/dag. Deze waarde van 20 mg/dag komt overeen met locaties die extensief worden gebruikt.
- Op basis van de bezoekfrequentie. Voor de standaardwaarde (van 100 mg/dag) wordt uitgegaan van een bezoekfrequentie van 125 dagen per jaar. Per bezoek/gebruik is de inname van gronddeeltjes afgerond 300 mg overeenkomend met afgerond gemiddeld 100 mg/dag.
 - Als deze bezoekfrequentie lokaal hoger of lager is, werkt dat door in de gemiddelde grondingestiewaarde.
 - Indien kan worden aangetoond of beargumenteerd dat de betreffende locatie jaarlijks een hogere of lagere bezoekersfrequentie heeft, kan de standaardwaarde van de bezoekfrequentie worden aangepast. Dit werkt lineair door in de jaarlijks gemiddelde hoeveelheid ingestie van grond uitgedrukt in mg/dag.
- Op basis van het effect van genomen maatregelen.
 - Algemene of specifieke (op doelgroep gerichte) gebruiksadviezen hebben als doel de blootstelling aan lood te verminderen. De adviezen zijn bedoeld om gebruikers van een locatie bewust te maken van de aanwezigheid van lood en hun mogelijkheden om blootstelling zo veel mogelijk te beperken. De effectiviteit van deze adviezen is afhankelijk van het bodemgebruik en de mate waarin gebruikers deze

gebruiksadviezen opvolgen. De effectiviteit van specifieke gebruiksadviezen wordt geschat op 10% maar kan op basis van lokaal onderzoek worden aangepast. Een voorbeeld van zo'n onderzoek is omschreven in het RIVM-rapport 'Effectiviteit van gebruiksadviezen bij diffuus lood in de bodem' (Devilee et al., 2020). Ook maatregelen zoals gebruiksbeperkingen of herinrichting kunnen leiden tot een vermindering van de blootstelling. Het effect van maatregelen kan variëren van naar schatting 10-50% afname. Belangrijk is dat op basis van lokaal onderzoek of metingen de effectiviteit van een maatregel wordt onderbouwd.

B6.3.3 *Evaluatie van de opname van lood door moestuingewassen*

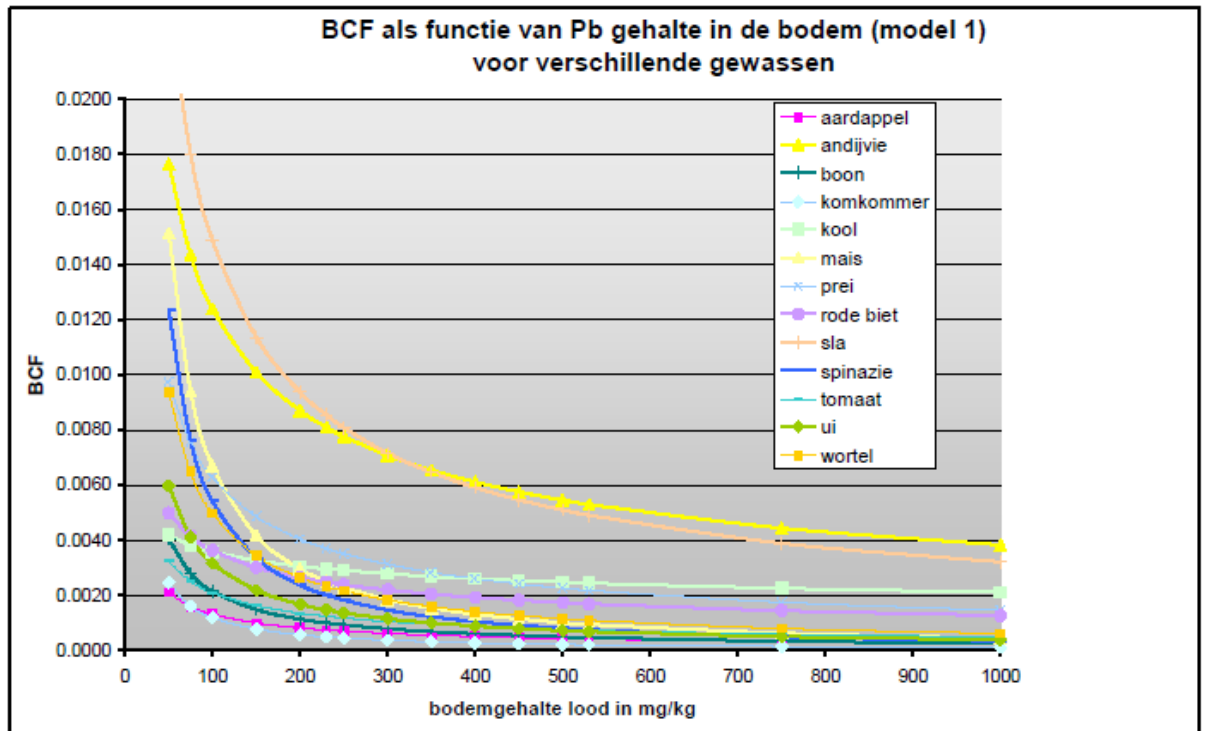
De opname van lood door gewassen wordt berekend op basis van een bioconcentratiefactor. De bioconcentratiefactor is de verhouding tussen de concentratie van een stof in de bodem en in de plant. Voor lood (en andere metalen) wordt deze waarde vastgesteld op basis van veldmetingen.

In 2011 hebben het RIVM en Alterra onderzoek gedaan om de bestaande plantopnamerelaties te verbeteren (Otte et al., 2011). Voor deze studie hebben Alterra en het RIVM de beschikbare bodem-plantdata voor lood gecombineerd en beoordeeld. Hiermee is een grotere en kwalitatief betere dataset verkregen. Doel van deze studie was om op basis van deze gecombineerde dataset de opname van lood in gewassen en het effect van het loodgehalte in de bodem nauwkeuriger te voorspellen. Daartoe werden drie typen bodem-plantrelaties en BCF-waarden afgeleid en beoordeeld.

Op basis van de analyse van de drie bodem-plantopnamemodellen is geconcludeerd dat het model dat de BCF-lood berekent in afhankelijkheid van het gehalte aan lood in de bodem het meest consistent en robuust is. Dit model beantwoordt het meest aan de verwachtingen:

$$10\log [\text{BCF}] = \text{constante} + a * 10\log [\text{lood-bodem}]$$

Met dit model is de BCF van lood afhankelijk van het gehalte aan lood in de bodem. Het blijkt dat de BCF afneemt bij een toename van het loodgehalte in de bodem (zie Figuur B6.1). Voor de implementatie van de lood-opnamerelaties in CSOIL2020 en de module diffuus lood is besloten om de grenzen voor het toepassingsgebied van de afgeleide bodem-plantopnamerelatie te bepalen door de P5- en P95-waarden van de dataset. Hiermee wordt voorkomen dat door extrapolatie van de relatie buiten de uitersten waarden van de dataset onrealistische BCF-waarden worden berekend.



Figuur B6.1 BCF als functie van bodemloodgehalte (in mg kg^{-1} droge stof). De BCF is gedefinieerd als $\text{Pb-gehalte [gewas]} / \text{Pb-gehalte [bodem]}$. Pb-gehalte in mg kg^{-1} droge stof (uit Otte et al., 2011).

Op basis van dit model zijn bodem-plantrelaties van Tabel B6.2 afgeleid en geïmplementeerd in de module diffuus lood en in CSOIL2020. Hierbij moet worden opgemerkt dat er voor 'groenten' een consumptiegemiddelde waarde wordt berekend waardoor de BCF-waarde van elk individueel gewas naar rato (op basis van een gemiddeld consumptiepatroon) bijdraagt aan het consumptiegemiddelde BCF-waarde. Voor specifieke situaties waarbij een geheel ander consumptiepatroon aan de orde is, kan de blootstelling hiervan afwijken.

Tabel B6.2 BCF-relaties voor CSOIL2020 en de module diffuus lood.

Gewas	Intercept	Coëfficiënt	BCF Relatie
aardappel	-1,511	-0,6859	$10\log [\text{BCF}] = -1,511 + -0,6859 * 10\log [\text{lood-bodem}]$
andijvie	-0,886	-0,510	$10\log [\text{BCF}] = -0,886 + -0,510 * 10\log [\text{lood-bodem}]$
asperge	3,530	-5,090	$10\log [\text{BCF}] = 3,530 + -5,090 * 10\log [\text{lood-bodem}]$
bloemkool	-0,700	-1,000	$10\log [\text{BCF}] = -0,700 + -1,000 * 10\log [\text{lood-bodem}]$
boerenkool	-2,144	0,227	$10\log [\text{BCF}] = -2,144 + -0,227 * 10\log [\text{lood-bodem}]$
boon	-0,836	-0,916	$10\log [\text{BCF}] = -0,836 + -0,916 * 10\log [\text{lood-bodem}]$
broccoli	-2,176	0,000	$10\log [\text{BCF}] = -2,176 + -0,000 * 10\log [\text{lood-bodem}]$
doperwten	-1,090	-0,808	$10\log [\text{BCF}] = -1,090 + -0,808 * 10\log [\text{lood-bodem}]$
komkommer	-0,815	-1,055	$10\log [\text{BCF}] = -0,815 + -1,055 * 10\log [\text{lood-bodem}]$
kool	-1,988	-0,229	$10\log [\text{BCF}] = -1,988 + -0,229 * 10\log [\text{lood-bodem}]$
mais	0,178	-1,176	$10\log [\text{BCF}] = -0,178 + -1,176 * 10\log [\text{lood-bodem}]$
prei	-0,932	-0,635	$10\log [\text{BCF}] = -0,932 + -0,635 * 10\log [\text{lood-bodem}]$
radijs	-1,470	-0,373	$10\log [\text{BCF}] = -1,470 + -0,373 * 10\log [\text{lood-bodem}]$
rode biet	-1,524	-0,458	$10\log [\text{BCF}] = -1,524 + -0,458 * 10\log [\text{lood-bodem}]$
sla	-0,495	-0,666	$10\log [\text{BCF}] = -0,495 + -0,666 * 10\log [\text{lood-bodem}]$
spinazie	0,108	-1,187	$10\log [\text{BCF}] = -0,108 + -1,187 * 10\log [\text{lood-bodem}]$
tomaat	-1,410	-0,634	$10\log [\text{BCF}] = -1,410 + -0,634 * 10\log [\text{lood-bodem}]$
ui	-0,668	-0,916	$10\log [\text{BCF}] = -0,668 + -0,916 * 10\log [\text{lood-bodem}]$
wortel	-0,482	-0,910	$10\log [\text{BCF}] = -0,482 + -0,910 * 10\log [\text{lood-bodem}]$

B6.3.4 Relatieve biobeschikbaarheid van lood

De humane relatieve biobeschikbaarheid geeft aan hoeveel van het lood dat aanwezig is in grond wordt opgenomen in het lichaam en vervolgens via absorptie door de darmwand in de bloedbaan terecht kan komen. De biobeschikbare hoeveelheid lood, de fractie die wordt opgenomen in het lichaam, bepaalt het risico van blootstelling aan lood en het toxicologisch effect.

Voor de risicobeoordeling van bodemverontreiniging is het uitgangspunt dat de biobeschikbaarheid van verontreinigende stoffen uit bodemmateriaal gelijk is aan de biobeschikbaarheid van stoffen in voedsel. Voor lood in een grondmatrix is echter uit onderzoek gebleken dat de humane biobeschikbaarheid over het algemeen lager is dan uit voedsel (Oomen et al., 2006). Voor de humane relatieve biobeschikbaarheid van lood wordt daarom een generieke factor van 0,74 gehanteerd (74%). Met deze waarde wordt de externe blootstelling omgerekend naar interne blootstelling. Deze omrekening geldt alleen voor de blootstelling door de ingestie van grond en stof. Voor de

blootstelling door consumptie van groenten en aardappels geldt een relatieve biobeschikbaarheid voor lood van 100%. In de module diffuus lood kan de relatieve biobeschikbaarheid op basis van lokale afwegingen worden aangepast.

De standaardwaarde (defaultwaarde) voor landelijke toepassing is gebaseerd op de RIVM data tot 2008 van bodemonsters met een organisch stofgehalte < 20%. De generieke waarde voor relatieve biobeschikbaarheid is 0,74 (de 80 percentiel waarde, APS²⁸ gecorrigeerd) en is gebaseerd op de RIVM-dataset tot 2008 (n=43) (Oomen et al., 2006).

Uit het onderzoek van Oomen et al. (2006) blijkt ook dat bodems met hoge organisch stofgehaltenes (>20 %) gekenmerkt worden door een lagere biobeschikbaarheid voor lood dan bodems met organische stofgehalten minder dan 20%. Om die reden hebben Oomen et al. (2006) ervoor gekozen om voor de bepaling van een waarde voor de relatieve biobeschikbaarheid onderscheid te maken tussen bodems met een organisch stofgehalte < 20% (n=25) en > 20% (n=18). De relatieve biobeschikbaarheid voor bodems met een organisch stofgehalte > 20% is bepaald op 0,36 (P80; APS gecorrigeerd).

Op basis van de thans beschikbare data blijft het advies om een generieke relatieve biobeschikbaarheid van 0,74 toe te passen. Dit is de 80 percentiel waarde van de beschikbare data voor bodems met een organisch stofgehalte kleiner dan 20%. Door de keuze voor een 80 percentiel is deze waarde een vrij robuuste, veilige waarde. Voor bodems met een hoog organisch stofgehalte (> 20% OS) is een waarde van 0,36 te rechtvaardigen.

Er kunnen situaties zijn waarbij het wenselijk is om een locatie specifieke relatieve biobeschikbaarheid experimenteel te bepalen, bijvoorbeeld vanwege specifieke herkomst van het bodemlood of in geval van specifiek matrices.

B6.4 Technische verantwoording Lood-bloed modellering

Door Zeilmaker, M., (2021). RIVM, Bilthoven.

Deze bijlage verantwoordt de uitgevoerde modellering van loodbloed met het IEUBK-model, zodat de modellering door modelexperts kan worden gereproduceerd. Het IEUBK-model is een blootstellings-dosis-responsmodel dat uitgaande van een gemodelleerde of gemeten (externe) blootstelling aan lood een loodbloedwaarde berekend. De loodbloedwaarde is bepalend voor mogelijk negatieve gezondheidseffecten. De resultaten van de in deze bijlage gepubliceerde simulaties zijn de basis voor de berekeningen van loodbloedwaarde en geschat potentieel IQ-verlies met de module diffuus lood (zie Tabel B6.1).

De module diffuus lood is beschikbaar op de website van de Risicotoolbox Bodem, <https://www.risicotoolboxbodem.nl/>, onder 'Beoordelen en toetsen'.

²⁸ APS staat voor 'Average physiological state'. Hiervoor wordt een correctie factor toegepast om te corrigeren voor de biobeschikbaarheid onder 'gevoede' en niet 'gevoede conditie'. Zie voor de achtergrond Hagens et al. (2008), RIVM Bilthoven. RIVM-report 711701080/2008.

B6.4.1 IEUBK simulation: Lead in diet/soil/dust, lead in blood and effect on IQ IEUBK simulations

For soil levels up to 1500 mg lead/kg Otte et al. (2015, Table 5.8) present the IEUBK (IEUBK win32 Lead model 1.1 Build 11) calculated intake ($\mu\text{g}/\text{kg}$ bw/day) and corresponding Geometric Mean of the lead in blood concentration ($\mu\text{g}/\text{L}$) of young children (12-84 months of age²⁹). These calculations incorporated a dietary background exposure.

For example, at a concentration of 50 mg lead/kg soil an intake from soil + dust + food of 0.88 $\mu\text{g}/\text{kg}$ bw/day was calculated (see Table B6.3 below), incorporating a dietary exposure of 0.60 $\mu\text{g}/\text{kg}$ bw/day. The corresponding GM (geometric mean) lead in blood concentrations were 17.9 $\mu\text{g}/\text{L}$ respectively 12.8 $\mu\text{g}/\text{L}$. In a similar way corresponding values for the other soil concentration were calculated. Following Otte et al., (2015) additional calculations were performed for soil concentrations of 2000, 2500 and 4000 mg lead/kg soil (Vergeer et al. 2017).

Table B6.3 Concentrations of lead in soil and corresponding intake and blood levels.

Soil lead (mg /kg)	Intake ^a ($\mu\text{g}/\text{kg}$ bw/day)	Lead in blood ^b (GM, $\mu\text{g}/\text{L}$)
	Di/So/Du	Di/So/Du
0	0.60 ^c	12.8
50	0.88 ^d	17.9
100	1.13	22.9
210	1.71	33.3
350	2.46	45.9
530	3.42	61.0
750	4.59	78.0
1000	5.91	95.8
1500	8.57	127.6
2000	11.2	155.3
2500	13.9	180.1
4000	21.8	242.3

^a IEUBK input

^b IEUBK output

^c Otte et al. (2015) mention (anno 2012) an average dietary intake of 11.6 $\mu\text{g}/\text{day}$ for 1-7-year children in the Netherlands. Given an average body weight of 20.1 kg³⁰ (for details see Technical Annex) during this period results in an intake of 0.57 $\mu\text{g}/\text{kg}$ bw/day, rounded 0.6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ bw/day.

^d Default IEUBK assumes from the total lead intake via soil 45% originates from soil ingestion and 55% from the ingestion of soil containing house dust. Given the fraction of soil in house dust to amount 0.8, a total soil + house dust intake of 0.120 g/day and C_{soil} in $\mu\text{g}/\text{g}$ then results in an intake of $0.12 \cdot (0.45 \cdot C_{\text{soil}} + 0.55 \cdot 0.8 \cdot C_{\text{soil}}) \approx 0.11 \cdot C_{\text{soil}}$. At a soil concentration of 50 μg lead/g soil this corresponds to around 5.5 $\mu\text{g}/\text{day}$, or $5.5/20.1 \approx 0.28$ $\mu\text{g}/\text{kg}$ bw/day. Note that this exposure scenario corresponds with a daily soil intake of $0.12 \cdot (0.45 + 0.55 \cdot 0.8) \approx 0.1$ g/day.

Plotting the calculated intake versus lead in blood resulted in the following (empirical) relationship (Figure B6.2).

²⁹ IEUBK allows in principle calculations from 0-84 months of age, however, in Otte et al. (2015) exposure resulting from 0-12 months infant feeding was neglected.

³⁰ Note that using other references such as the IEUBK growth curve itself or another Dutch reference, i.e. TNO reference values, leads to slightly higher intake values.

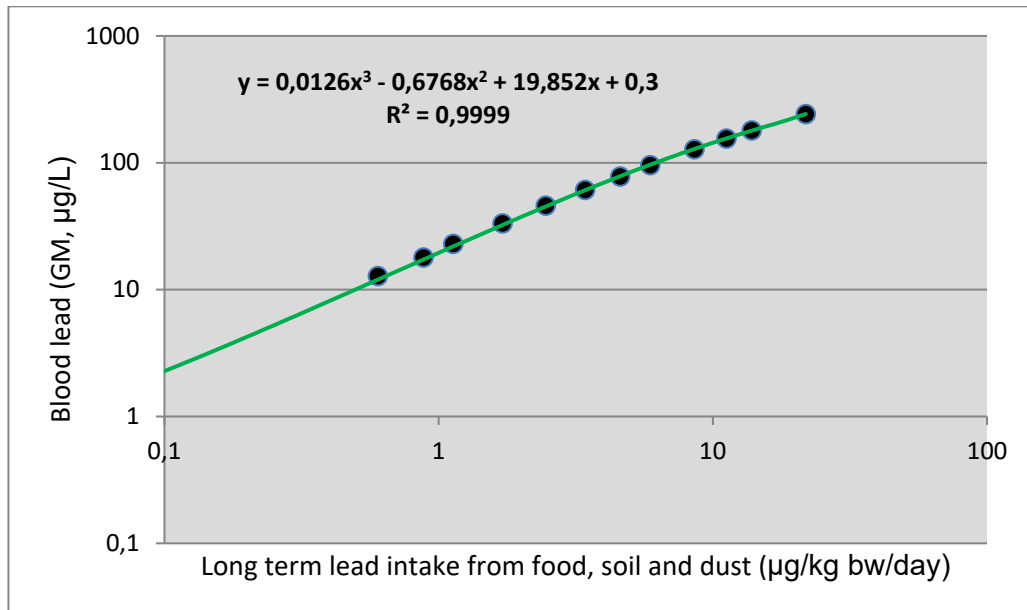


Figure B6.2 IEUBK lead in blood (GM, µg/L) versus long term intake from food, soil, and dust (µg/kg bw/day).

In the figure the dietary background intake of 0.6 µg/kg bw/day corresponds with 12.8 µg/L lead in blood (first data point). EFSA's lead in blood benchmark corresponding with an IQ loss of 1 point, i.e., IQ = 99, is 12 µg/L. The y-axis intersection of 0.3 µg/L results from transplacentally transferred lead.

Note the slight underestimation of IEUBK simulated blood concentrations by the polynomial. Furthermore, note that the polynomial fit, being a strict empirical one, may only be used for the indicated intake range.

The relationship shown in Figure B6.2 may be used to calculate the IQ corresponding with the lead in blood concentration as follows.

Taking EFSA's lead in blood benchmark corresponding with an IQ loss of 1 point, i.e., IQ = 99, is 1.2 µg/dL into account the following dose-response relationships have to be taken into account (Otte et al., 2015, pp. 75):

- - Up to a lead in blood concentration of 7.5 µg/dl: $\text{IQ} = 100 - 0.833 \cdot \text{lead in blood}$
- - Beyond 7.5 µg/dl: $\text{IQ} = 94.52 - 0.1021 \cdot \text{lead in blood}$

Example calculations

1. Dietary background exposure.
Intake: 0.6 µg/kg bw/day → 1.28 µg lead/dL blood → $\text{IQ} = 100 - 0.833 \cdot 1.28 \approx 98.93 \rightarrow \Delta\text{IQ} \approx -1.07$.
2. Dietary background exposure and exposure from soil/dust containing 50 mg lead/kg soil.
Intake: 0.88 µg/kg bw/day → 1.79 µg lead/dL blood → $\text{IQ} = 100 - 0.833 \cdot 1.79 \approx 98.51 \rightarrow \Delta\text{IQ} = -1.49$
The absolute IQ loss due to soil and dust then calculates as:

$$|\Delta\text{IQ}| = \text{IQ}_{\text{Dietary background exposure}} - \text{IQ}_{\text{Dietary background exposure} + \text{exposure from soil dust}} = 98.93 - 98.51 \approx 0.42$$

3. Dietary background exposure and exposure from soil/dust containing 4000 mg lead/kg soil.
 Intake: $21.83 \mu\text{g/kg bw/day} \rightarrow 24.23 \mu\text{g lead/dL blood} \rightarrow \text{IQ} = 94.52 - 0.1021 \cdot 24.23 \approx 92.05 \rightarrow \Delta\text{IQ} = 7.95$.
 The absolute IQ loss due to soil and dust then calculates as:

$$|\Delta\text{IQ}| = \text{IQ}_{\text{Dietary background exposure}} - \text{IQ}_{\text{Dietary background exposure} + \text{exposure from soil dust}} = 98.93 - 92.05 \approx 6.88$$

B6.4.2 Technical annex

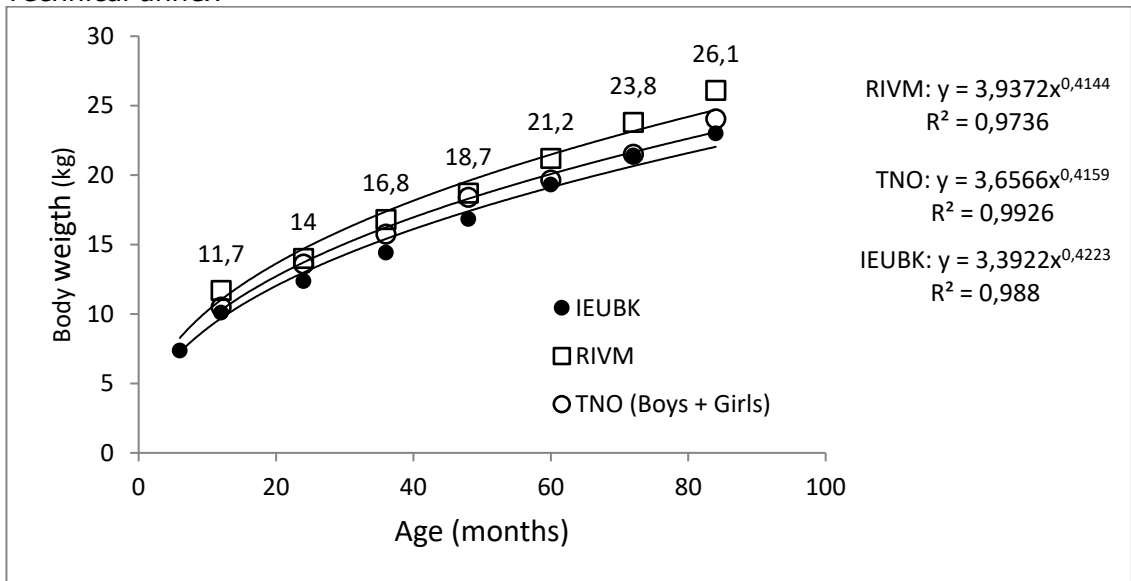


Figure B6.3 Body weight of young children.

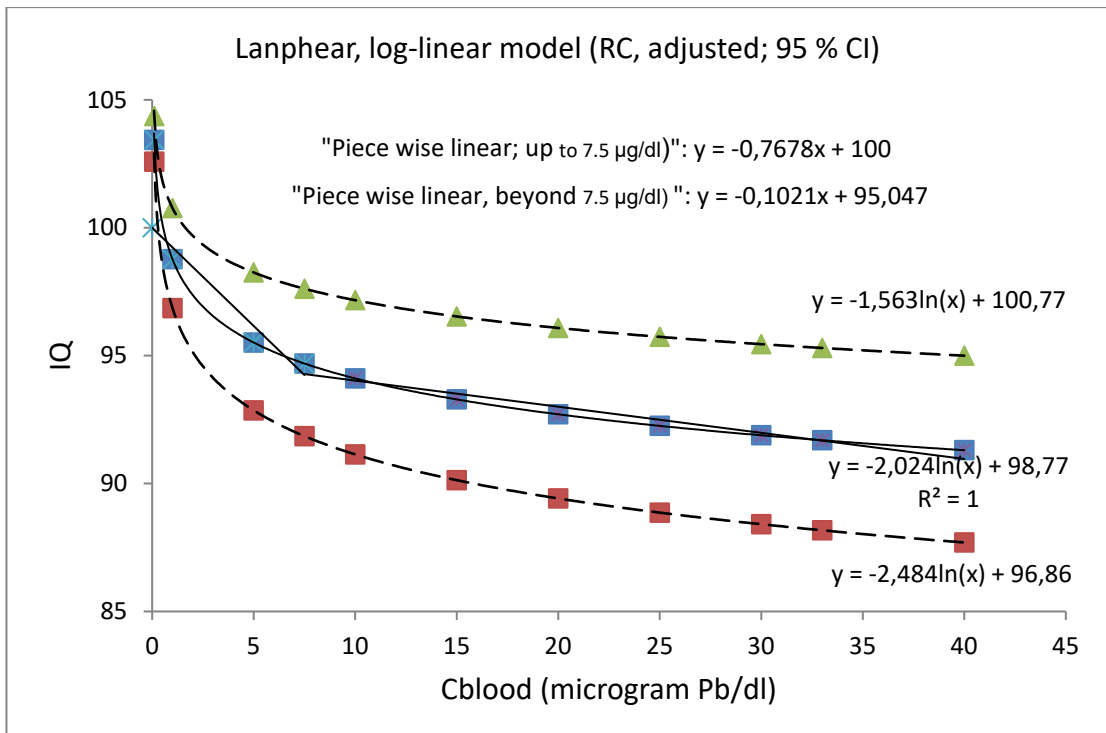


Figure B6.4 Lanphear dose-response (Lanphear et al., 2005, Figs. 3 and 4).

B6.4.3 *IEUBK model settings and output (diet + soil + dust; soil: 50 mg lead/kg soil)*

Air Data ? x

Indoor air lead concentration (percentage of outdoor):

Outdoor Air Pb Concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$):

Constant Value:

Variable Values

Input for different age groups:

	AGE (Years)						
	0-1	1-2	2-3	3-4	4-5	5-6	6-7
Outdoor Air Pb Concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$):	<input type="text" value="0"/>	<input type="text" value="0"/>	<input type="text" value="0"/>	<input type="text" value="0"/>	<input type="text" value="0"/>	<input type="text" value="0"/>	<input type="text" value="0"/>
Time Spent Outdoors (hr/day):	<input type="text" value="1"/>	<input type="text" value="2"/>	<input type="text" value="3"/>	<input type="text" value="4"/>	<input type="text" value="4"/>	<input type="text" value="4"/>	<input type="text" value="4"/>
Ventilation Rate (m^3/day):	<input type="text" value="2"/>	<input type="text" value="3"/>	<input type="text" value="5"/>	<input type="text" value="5"/>	<input type="text" value="5"/>	<input type="text" value="7"/>	<input type="text" value="7"/>
Lung Absorption (%):	<input type="text" value="32"/>	<input type="text" value="32"/>	<input type="text" value="32"/>	<input type="text" value="32"/>	<input type="text" value="32"/>	<input type="text" value="32"/>	<input type="text" value="32"/>

TRW Homepage: <http://www.epa.gov/superfund/health/contaminants/lead/index.htm>

Dietary Data ? x

	AGE (Years)						
	0-1	1-2	2-3	3-4	4-5	5-6	6-7
Dietary Lead Intake ($\mu\text{g}/\text{day}$)	<input type="text" value="0"/>	<input type="text" value="10.6"/>	<input type="text" value="10.95"/>	<input type="text" value="11.24"/>	<input type="text" value="11.55"/>	<input type="text" value="12.24"/>	<input type="text" value="12.97"/>

No Yes

DIETARY VALUES

	Concentration ($\mu\text{g Pb/g}$)	Percent of Food Class
Home Grown Fruits	<input type="text" value="0"/>	<input type="text" value="0"/> (% of all fruits)
Home Grown Vegetables	<input type="text" value="0"/>	<input type="text" value="0"/> (% of all vegetables)
Fish from Fishing	<input type="text" value="0"/>	<input type="text" value="0"/> (% of all meat)
Game Animals from Hunting	<input type="text" value="0"/>	<input type="text" value="0"/> (% of all meat)

GI Values / Bioavailability

TRW Homepage: <http://www.epa.gov/superfund/health/contaminants/lead/index.htm>

Drinking Water Data

Water Consumption (L/day)

AGE (Years)						
0-1	1-2	2-3	3-4	4-5	5-6	6-7
0.2	0.5	0.52	0.53	0.55	0.58	0.59

Use alternate water values?

No If No, please enter the lead concentration in drinking water (µg/L):

Yes If Yes, please fill in the information below.

LEAD CONCENTRATION IN DRINKING WATER

Percent of Total Consumed as First Draw:	<input style="width: 50px;" type="text" value="50"/>
Concentration of Lead in First Draw (µg/L):	<input style="width: 50px;" type="text" value="4"/>
Concentration of Lead in Flushed (µg/L):	<input style="width: 50px;" type="text" value="1"/>
Percentage of Total Consumed from Fountains:	<input style="width: 50px;" type="text" value="15"/>
Concentration of Lead in Fountain Water (µg/L):	<input style="width: 50px;" type="text" value="10"/>

GI Values / Bioavailability

TRW Homepage:
<http://www.epa.gov/superfund/health/contaminants/lead/index.htm>

Site Specific Soil Dust Data

Soil/Dust Ingestion Weighting Factor (percent soil):

Outdoor Soil Lead Concentration (µg/g)

Constant Value

Variable Values

Indoor Dust Lead Concentration (µg/g)

Constant Value

Variable Values

Multiple Source Analysis

Multiple Source Avg:

Soil/Indoor Dust Concentration (µg/g)

AGE (Years)							
	0-1	1-2	2-3	3-4	4-5	5-6	6-7
Outdoor Soil Lead Levels:	50	50	50	50	50	50	50
Indoor Dust Lead Levels:	40	40	40	40	40	40	40

Amount of Soil/Dust Ingested Daily (g/day)

AGE (Years)							
	0-1	1-2	2-3	3-4	4-5	5-6	6-7
Total Dust + Soil Intake:	0.120	0.120	0.120	0.120	0.120	0.120	0.120

GI Values/Bioavailability

TRW Homepage:
<http://www.epa.gov/superfund/health/contaminants/lead/index.htm>

Multiple Source Analysis ? x

Contribution of soil lead to indoor household dust lead (conversion factor):

Contribution of outdoor airborne lead to indoor household dust lead (conversion factor):

Indoor Dust Lead Sources

Use Alternate Indoor Dust Lead Sources? No Yes

	Concentration ($\mu\text{g Pb/g}$)	Percent
Household Dust (average)	<input type="text" value="40"/>	<input type="text" value="100.000"/>
Secondary Occupational Dust	<input type="text" value="1200"/>	<input type="text" value="0.000"/>
Dust at School	<input type="text" value="200"/>	<input type="text" value="0.000"/>
Dust at Daycare	<input type="text" value="200"/>	<input type="text" value="0.000"/>
Second Home Dust	<input type="text" value="200"/>	<input type="text" value="0.000"/>
Lead-based Paint in Home	<input type="text" value="1200"/>	<input type="text" value="0.000"/>

TRW Homepage:
<http://www.epa.gov/superfund/health/contaminants/lead/index.htm>

Maternal Data ? x

Mother's Blood Lead Concentration at Childbirth ($\mu\text{g Pb/dL}$):

TRW Homepage:
<http://www.epa.gov/superfund/health/contaminants/lead/index.htm>

Note operator: In 0-84 months infants this corresponds with a GM in blood of 0.03 μg lead/dL.

Alternate Source Data

Alternate Lead Intake ($\mu\text{g}/\text{day}$)

AGE (Years)						
0-1	1-2	2-3	3-4	4-5	5-6	6-7
<input type="text" value="0"/>	<input type="text" value="0"/>	<input type="text" value="0"/>	<input type="text" value="0"/>	<input type="text" value="0"/>	<input type="text" value="0"/>	<input type="text" value="0"/>

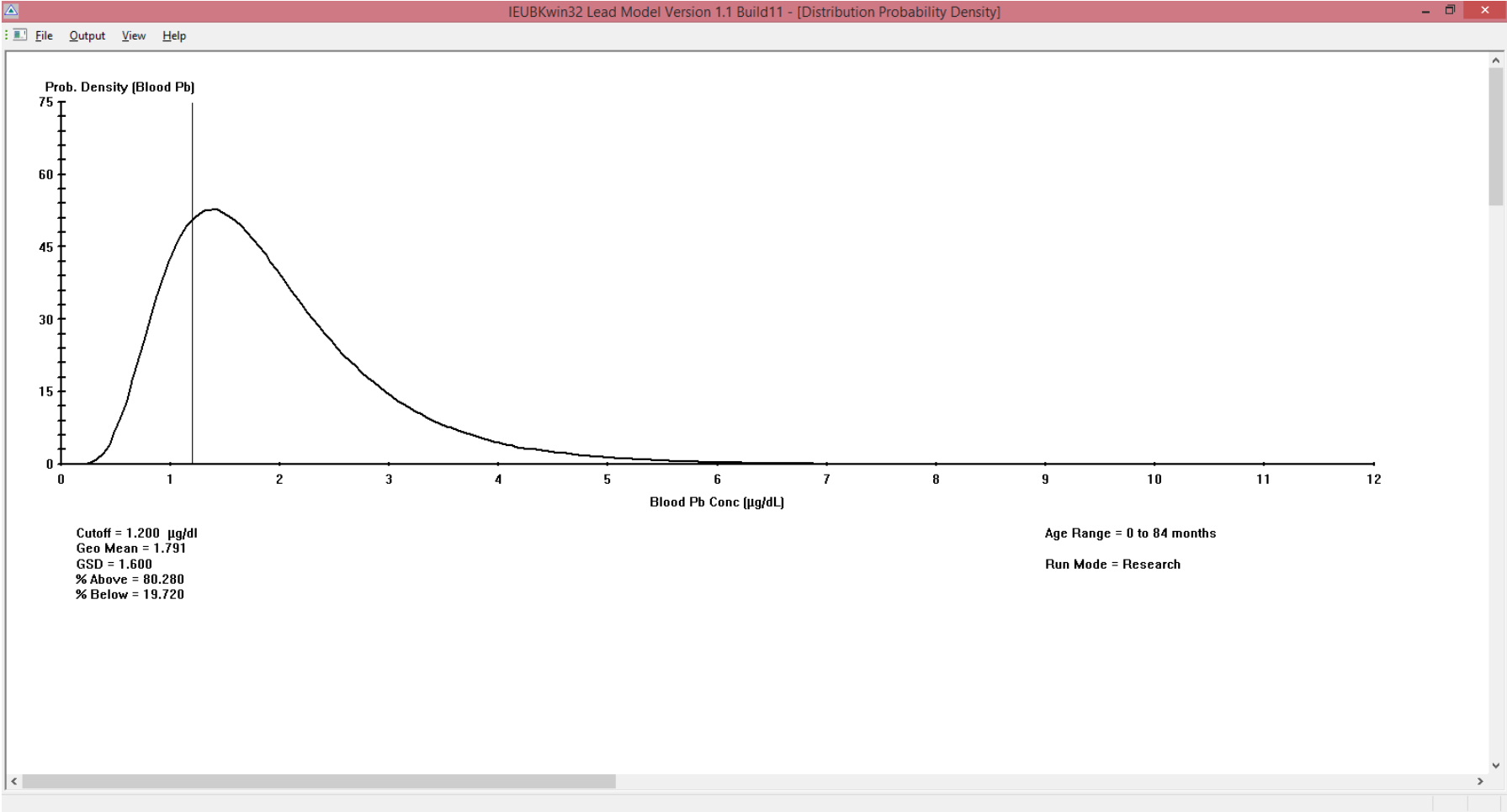
GI Values / Bioavailability

TRW Homepage: <http://www.epa.gov/superfund/health/contaminants/lead/index.htm>

GI Values/Bioavailability Information

MEDIA	ABSORPTION FRACTION PERCENT	Access alternate bioavailability parameters?	FRACTION PASSIVE/ TOTAL ACCESSIBLE	HALF SATURATION Level ($\mu\text{g}/\text{day}$)	
Soil	<input type="text" value="27"/>	<input checked="" type="radio"/> No <input type="radio"/> Yes	<input type="text" value="0.2"/>	<input type="text" value="100"/>	<input type="button" value="OK"/>
Dust	<input type="text" value="27"/>				<input type="button" value="Cancel"/>
Water	<input type="text" value="50"/>				<input type="button" value="Reset"/>
Diet	<input type="text" value="40"/>				<input type="button" value="Help?"/>
Alternate	<input type="text" value="0"/>				

TRW Homepage: <http://www.epa.gov/superfund/health/contaminants/lead/index.htm>



LEAD MODEL FOR WINDOWS Version 1.1: OUTPUT

Note operator: Numeric output report corresponding with the graph shown above.

```
=====
Model Version: 1.1 Build11
Username:
Date:
Site Name:
Operable Unit:
Run Mode: Research
=====
```

***** Air *****

Indoor Air Pb Concentration: 30.000 percent of outdoor.
Other Air Parameters:

Age	Time outdoors (hours)	Ventilation Rate (m ³ /day)	Lung Absorption (%)	Outdoor Air Pb Conc (µg Pb/m ³)
0.5-1	1.000	2.000	32.000	0.000
1-2	2.000	3.000	32.000	0.000
2-3	3.000	5.000	32.000	0.000
3-4	4.000	5.000	32.000	0.000
4-5	4.000	5.000	32.000	0.000
5-6	4.000	7.000	32.000	0.000
6-7	4.000	7.000	32.000	0.000

***** Diet *****

Age	Diet Intake(µg/day)
0.5-1	0.000
1-2	10.600
2-3	10.950
3-4	11.240
4-5	11.550
5-6	12.240
6-7	12.970

***** Drinking Water *****

Water Consumption:	
Age	Water (L/day)

0.5-1	0.200
1-2	0.500
2-3	0.520
3-4	0.530
4-5	0.550
5-6	0.580
6-7	0.590

Drinking Water Concentration: 0.000 µg Pb/L

***** Soil & Dust *****

Multiple Source Analysis Used

Average multiple source concentration: 40.000 µg/g

Mass fraction of outdoor soil to indoor dust conversion factor: 0.800

Outdoor airborne lead to indoor household dust lead concentration:
100.000

Use alternate indoor dust Pb sources? No

Age	Soil (µg Pb/g)	House Dust (µg Pb/g)

0.5-1	50.000	40.000
1-2	50.000	40.000
2-3	50.000	40.000
3-4	50.000	40.000
4-5	50.000	40.000
5-6	50.000	40.000
6-7	50.000	40.000

***** Alternate Intake *****

Age	Alternate (µg Pb/day)

0.5-1	0.000
1-2	0.000
2-3	0.000
3-4	0.000
4-5	0.000
5-6	0.000
6-7	0.000

***** Maternal Contribution: Infant Model *****

Maternal Blood Concentration: 1.000 µg Pb/dL

CALCULATED BLOOD LEAD AND LEAD UPTAKES:

Year	Air (µg/day)	Diet (µg/day)	Alternate (µg/day)	Water (µg/day)
0.5-1	0.000	0.000	0.000	0.000
1-2	0.000	4.044	0.000	0.000
2-3	0.000	4.202	0.000	0.000
3-4	0.000	4.336	0.000	0.000
4-5	0.000	4.474	0.000	0.000
5-6	0.000	4.752	0.000	0.000
6-7	0.000	5.042	0.000	0.000

Year	Soil+Dust (µg/day)	Total (µg/day)	Blood (µg/dL)
0.5-1	1.419	1.419	0.8
1-2	1.375	5.419	2.0
2-3	1.383	5.586	2.1
3-4	1.390	5.726	2.0
4-5	1.396	5.871	1.9
5-6	1.399	6.152	1.9
6-7	1.401	6.443	1.8

B6.5 Referenties

Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet, 27 november 2020. Staatsblad 2020 87.

Boon, P.E., Van der Aa, M., Dusseldorp, A., Janssen, P., Zeilmaker, M.J., Schulpen, S., (2019). Loodinname via kraanwater : Blootstellings- en risicobeoordeling voor diverse risicogroepen. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 2019-0090.

Brand, E., Touchant, K., Van Holderbeke, M., Zeilmaker, M.J., Van Keer, I., Geerts, L., Bierkens, J., Schouten, A.J., Van Gestel, G., Otte, P.F., (2019). Kennisoverzicht vraagstukken diffuus lood in de bodem. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 2019-0006.

Devilee, J., Dirven, L., Claassen, L., (2020). Effectiviteit van gebruikadviezen bij diffuus lood in de bodem. Rapportage over een onderzoek in de gemeente Zaanstad. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 2020-0123.

EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM), Scientific Opinion on Lead in Food (2010), EFSA Journal, 8(4):1570 (replaced on 22 March 2013).

GGD-GHOR (2016). Lood in Bodem en Gezondheid, Aanvullend advies met informatie voor GGD-adviseurs gezondheid en milieu 29-01-2016. Ministerie van IenW, (2013). Circulaire Bodemsanering. Staatscourant 2013 nr. 16675.

IEUBK reference manual (<https://www.epa.gov/superfund/lead-superfund-sites-software-and-users-manuals#guidance>).

Lanphear, B.P., Hornung, R., Khoury, J., Yolton, K., Baghurst, P., Bellinger, D.C., Canfield, R.L., Dietrich, K.n., Bornschein, R., Greene, T., Rothenberg, S.J., Needleman, H.L., Schnaas, L., Wasserman, G., Graziano, J., Roberts R., (2005) Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: An international pooled analysis, *Environmental Health Perspectives*, 113(7): 894 – 899.

NOBO (2008) NOBO: Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling. Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005, 2006 en 2007. Ministerie van VROM, Den Haag. Rapport 8395.

Oomen, A.G., Brandon, E.F.A., Swartjes, F.A., Sips, A.J.A.M., (2006). How can information on oral bioavailability improve human health risk assessment for lead-contaminated soils? Implementation and scientific basis. RIVM, Bilthoven. RIVM rapport 711701042.

Otte, P.F., Römkens, P.F.A.M., Rietra, R.P.J.J., Lijzen, J.P.A., (2011). Bodemverontreiniging en de opname van lood door moestuingewassen. Risico's van lood door bodemverontreiniging. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 607711004.

Otte P.F., Bakker, M.I., Lijzen, J.P.A., Versluijs, C.W., Zeilmaker, M.J. (2015). Diffuse loodverontreiniging in de bodem. Advies voor een gemeenschappelijk beleidskader. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 2015-0204.

Otte, P.F., Zeilmaker, M.J., (2017). Ex ante evaluatie lokaal beleid aanpak diffuus bodemlood. RIVM, Bilthoven RIVM-rapport 2017-0174.

Provincie Zuid-Holland, (2020) Beleidsregel Diffuus Lood in de Bodem, Provincie Zuid Holland, januari 2020. https://www.zuid-holland.nl/publish/pages/25054/beleidsregel_diffuus_lood_in_de_bodem_docx.pdf (geraadpleegd op 2-8-2022).

Rbk, (2007). Regeling bodemkwaliteit. Geldend van 30-11-2018 t/m heden. <https://wetten.overheid.nl/BWBR0023085> (voor het laatst geraadpleegd op 29-07-2022).

Roels, J.M., Verweij, W., Van Engelen, J.G.M., Maas, R.J.M., Lebret, E., Houthuijs, D.J.M., Wezenbeek, J.M., (2014). Gezondheid en Veiligheid in de Omgevingswet. Doelen, normen en afwegingen bij de kwaliteit van de leefomgeving. Hoofdrapport, RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 2014-0138.

Van Breemen, P.M.F., Quik, J., Brand, E., Otte, P.F., Wintersen, A.M., Swartjes, F.A., (2020). CSOIL2020: Exposure model for human health risk assessment through contaminated soil. Technical description. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 2020-0165.

Vergeer, R., Blom, M., Schep, E., Mekking, M., In 't Veld, M., (2017) Maatschappelijke kosten-batenanalyse maatregelen bodemloos, CE Delft, Publicatienummer: 17.7K50.85.

White, P.D., Leeuwen van, P., Davis, P.D., Maddaloni, M., Hogan, K.A., Marcus, A.H., Elias, R.W., (1998). The Conceptual Structure of the Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for Lead in Children, *Environmental Health Perspectives*, 106: 1513 – 1530.

Bijlage 7 Evaluatie risicogrens humaan arseen

B7.1 Inleiding

De beoordeling van humane risico's door blootstelling van arseen uit de bodem is complex, onder meer vanwege de onzekerheden van de relatie tussen de concentratie in de bodem en de concentratie die in groenten wordt aangetroffen. De consumptie van groenten uit eigen tuin is een belangrijke risicobepalende blootstellingsroute (Swartjes et al., 2017). In 2017 concludeert Swartjes: "*De laatste jaren heeft een aantal onderzoeken laten zien dat er geen relatie is te leggen tussen de arseengehalten in bodem en daarop geteelde groente; de opname van arseen uit de bodem in gewas is niet te voorspellen.*"

B7.2 Onzekerheden

Deze bijlage gaat in op de onzekerheden over de blootstelling en de gezondheidsrisico's van arseen. Daardoor kan er voor arseen geen advies worden gegeven voor de actualisatie van de humane risicogrens. Uit de evaluatie van voorgaande adviezen en onderzoek blijkt dat de volgende drie redenen hierbij een rol spelen:

1. Herziening internationale risicogrens

Vanaf 1991 hanteert het RIVM een TDI (*Tolerable Daily Intake*) van 1 µg/kg_{lichaamsgewicht}/dag (Circulaire bodemsanering, 2013). Deze waarde was geënt op de internationaal gehanteerde waarde van 2 µg/kg_{lichaamsgewicht}/dag, met een additionele veiligheidsfactor van 2. De JECFA³¹ en EFSA³² hebben de TDI (*Tolerable Daily Intake*) van 2 µg/kg_{lichaamsgewicht}/dag ingetrokken in 2011, respectievelijk 2009. Hiervoor in de plaats hebben beide organisaties een BMDL (*Benchmark Dose Lower limit*) afgeleid. Deze waarden kunnen niet direct als grenswaarde voor toelaatbare blootstelling worden gehanteerd. Bij de toetsing of blootstelling toelaatbaar is, dient er een vaste *Margin of Exposure* (MoE) tussen de actuele blootstelling en de BMDL te zitten. Beide internationale organisaties geven geen waarde voor de MoE, maar geven aan dat deze voor ieder geval specifiek moet worden bepaald. In Swartjes et al., (2017) wordt een voorlopige keuze gemaakt voor de meest geschikte BMDL (de 3,0 van JECFA 2011, eindpunt longkanker, zie Tabel B7.1) en voor een *Margin of Exposure* (range 10-50) op basis van *expert judgement*. Hieruit is een waarde voor de toelaatbare blootstelling af te leiden (0,06-0,3 µg/kg_{lichaamsgewicht}/dag. In de rapportage wordt gesteld dat dit geen formele waarde is en dat de MoE in breder kader (liefst in internationaal kader) moet worden vastgesteld. Het is wenselijk om via (internationale) afstemming een waarde voor de MoE, en daarmee voor de toelaatbare blootstelling vast te stellen en te formaliseren.

³¹ JECFA: Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives.

³² EFSA: European Food Safety Authority.

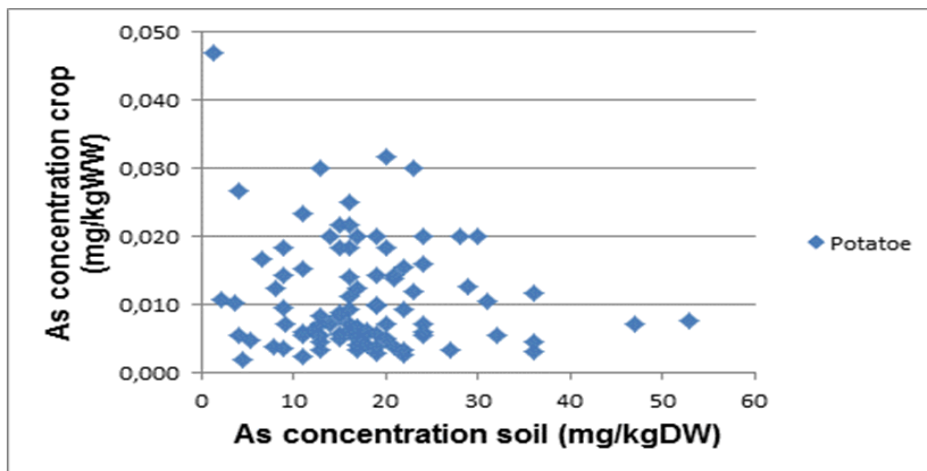
Tabel B7.1 Door EFSA en JECFA voorgestelde BMDL-waarden voor arseen voor verschillende effect eindpunten.

BMDL ($\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{BW}}/\text{day}$)

	EFSA, 2009: BMDL _{0,1}	JECFA, 2011: BMDL _{0,5}
Lung cancer	0.34-0.69	3.0 (range 2.0-7.0)
Bladder cancer	3.2-7.5	5.2-11.4
Skin lesion	0.93-5.7	Unreliable (experimental setup)
Skin cancer	0.16-0.31	No reliable modelling possible

2. Berekening plantopname

Er is geen significante relatie gevonden tussen het arseengehalte in bodem en in groenten (zie Figuur B7.1 hieronder voor aardappelen).

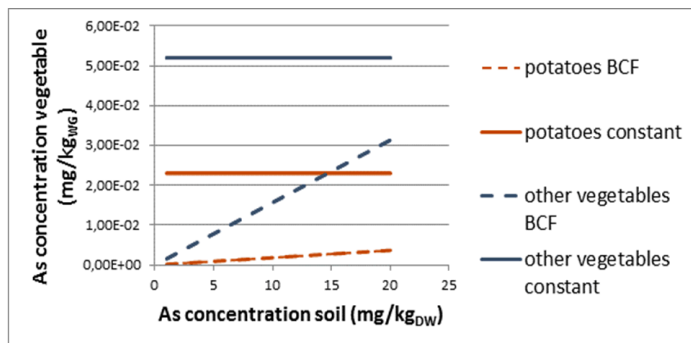


Figuur B7.1 concentraties arseen in aardappelen. De Y-as geeft de concentratie in aardappelen weer en de x-as de concentratie in grond.

In het humane risicomodel CSOIL wordt echter een lineaire relatie verondersteld: een constante BioConcentratie Factor (BCF). In Swartjes et al., (2017) is de berekende concentratie op basis van de constante BCF vergeleken met 'een relatief hoge waarde' voor het arseengehalte in groenten (ongeveer gelijk aan het consumptie-gewogen gemiddelde van de 95-percentielen van gemeten arseengehalten in groenten). Hieruit volgt dat op basis van een berekening met de constante BCF deze relatief hoge arseengehalten in groenten, afhankelijk van de bodemconcentratie, over- of onderschat kunnen worden (zie figuren B7.2 en B7.3 hieronder, bij lage (0-20 mg/kg droog gewicht) en hoge (0-400 mg/kg droog gewicht) bodemgehalten. Bij hoge bodemgehalten (boven 200 mg/kg droog gewicht) wordt het arseengehalte in 'overige groenten' fors overschat.

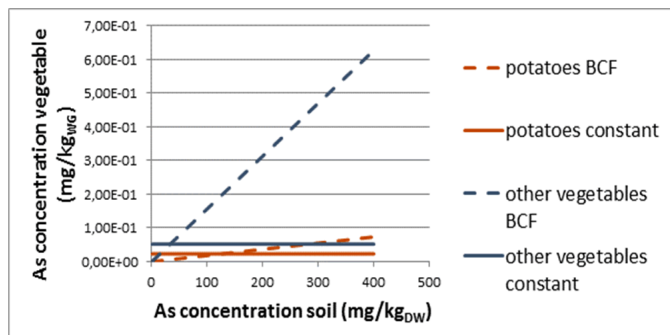
Een pragmatische benadering voor de normstelling is een basisniveau voor arseen in groente vast te stellen, waarna de blootstelling in CSOIL worden berekend. Het basisniveau voor arseen in gewassen kan op basis van bijvoorbeeld een 80-percentiel worden gemaximeerd. Bij overschrijding van de gezondheidskundige grenswaarde op basis van het CSOIL-model kan besloten worden om op de locatie gewasanalyses te doen en de modellering van de blootstelling te herhalen, maar nu op basis van werkelijk gemeten gehalten in gewassen (dit is een tier-2-risicobeoordeling). Geadviseerd wordt om de resultaten van dergelijk onderzoek centraal te verzamelen om bestaande bodem-plant-opname-relatie te kunnen verbeteren.

BCF VERSUS CONSTANT As CONCENTRATION



Figuur B7.2 Plantgehalte arseen op basis van een vaste waarde en op basis van een berekening met een BCF bij lage bodemgehalten. De Y-as geeft de concentratie van Arseen in gewassen weer en de x-as geeft de concentratie arseen in grond.

BCF VERSUS CONSTANT As CONCENTRATION



Figuur B7.3 Plantgehalte arseen op basis van een vaste waarde en op basis van een berekening met een BCF bij hoge gehalten in de grond. De Y-as geeft de concentratie van Arseen in gewassen en de x-as geeft de concentratie arseen in grond weer.

3. Orale biobeschikbaarheid

Er is verondersteld dat voor arseen er een verschil is tussen de externe blootstelling (wat het lichaam in gaat) en de interne blootstelling (wat het doelorgaan bereikt, waar het tot een gezondheidseffect kan leiden). Dit fenomeen beïnvloedt het veronderstelde gezondheidseffect. Het is de vraag in hoeverre de blootstelling via groningestie hetzelfde gezondheidseffect veroorzaakt als eenzelfde blootstelling via water en voedsel. In Swartjes et al., (2017) is dit verschil (uitgedrukt als de relatieve biobeschikbaarheidsfactor) specifiek voor een situatie in Apeldoorn bepaald. Verder is er goede literatuur beschikbaar over de biobeschikbaarheid van arseen in het menselijk lichaam. Het is wenselijk om via literatuuronderzoek, en de waarde uit Swartjes et al, (2017) een schatting te maken voor de beste waarde voor de relatieve biobeschikbaarheidsfactor om de biobeschikbaarheid te verdisconteren.

B7.3 Referenties

EFSA, (2009). Scientific Opinion on Arsenic in Food. The EFSA Journal 7:199. European Food Safety Authority (EFSA), Parma, Italy.

JECFA, (2011). Evaluation of certain contaminants in food. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, Italy. Rapport 959

Swartjes, F.A., Janssen, P., Dusseldorp, A., Hagens, W., (2017). Handreiking voor de risicobeoordeling van arseen in de bodem voor de particuliere groenteteelt. GGD Informatieblad Medische Milieukunde. RIVM, Bilthoven. RIVM rapport 2017-0177

Bijlage 8 Toelichting evaluatie normen grondwater

B8.1 Inleiding

Deze bijlage geeft een toelichting op een aantal aspecten betreffende grondwaterkwaliteitsnormen. Het gaat daarbij om de grondwaterkwaliteitsnormen uit het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water (2009) en de circulaire bodemsanering (2013).

De bijlage is informatief bedoeld en kan gezien worden als startpunt voor verdere uitwerking van een nieuw stelsel. Ingegaan wordt op:

1. Welke grondwaternormen staan er in de regelgeving?
2. Wat is de dominante factor voor het vaststellen van de hoogte van de norm?
3. Welke verplichtingen of acties volgen bij overschrijding van de norm?
4. In hoeverre kunnen grondwaternormen worden losgezien van normering van water en bodem?

B8.2 Overzicht van normen voor grondwater opgenomen in diverse kaders

B8.2.1 Drempelwaarden grondwater

Naam	Wettelijke verankering	Opmerking
Drempelwaarden grondwater	BKMW 2009, herzien in 2015	Europees en nationaal vastgestelde milieukwaliteitsnormen voor de goede chemische toestand van grondwaterlichamen Europees vastgesteld: Nitraten en Bestrijdingsmiddelen. Nationaal vastgesteld: Chloride, nikkel, arseen, cadmium, lood en fosfor-totaal.

Doel: Voldoen aan de eisen van de Kaderrichtlijn Water (KRW), toetsen van de goede toestand van een grondwaterlichaam.

Onderbouwing: Bescherming van (1) aquatische ecosystemen die afhankelijk zijn van het grondwaterlichaam en (2) het menselijk gebruik van grondwater. Drempelwaarden grondwater worden gebruikt voor het bepalen van de toestand van het grondwater op de schaal van een grondwaterlichaam.

Dominante factor voor de hoogte van de norm: (a) drinkwaternormen en (b) MTR_{eco} .

Voor van nature voorkomende stoffen geldt: De norm mag nooit lager zijn dan de achtergrond concentratie (AC).

Verplichtingen die voortvloeien uit de norm: Op basis van het Protocol voor toestand- en trendbeoordeling van grondwaterlichamen KRW beoordeelt de provincie of een grondwaterlichaam in de goede toestand

is. De beoordeling vindt plaats op basis van metingen in geselecteerde monitoringsputten van LMG³³ en PMG³⁴. De toestandsbeoordeling geeft de situatie van het grondwaterlichaam weer op een bepaald moment in relatie tot de doelen van het grondwaterlichaam. Op basis hiervan kan terugkijkend worden beoordeeld of de maatregelen die tot dan toe zijn genomen effectief zijn geweest of niet en welke opgaven er nog resteren. Het Rijk is eindverantwoordelijk voor de verplichtingen vanuit de EU.

B8.2.2 Streefwaarde grondwater

Naam	Wettelijke verankering	Opmerking
Streefwaarden grondwater	Circulaire bodemsanering 2013	Nationaal vastgesteld in de periode 1996-2000. Aantal stof(groepen)>130

Doel: Geeft de grens aan tussen schoon (niet-beïnvloed door de mens) en verontreinigd grondwater. De streefwaarden grondwater geven aan wat het ijkpunt is voor de milieukwaliteit op de lange termijn, uitgaande van Verwaarloosbare Risico's (VR) voor het ecosysteem.

Onderbouwing: Het aangeven van de grens waar, bij overschrijding, een risico niet kan worden uitgesloten voor aquatische ecosystemen ($MTR_{eco}/100$). Voor van nature voorkomende stoffen wordt de achtergrondwaarde daarbij opgeteld.

Dominante factor voor de hoogte van de norm: (a) risico voor het ecosysteem.

Voor natuurlijk voorkomende stoffen mag de norm nooit lager zijn dan de achtergrondconcentratie (AC).

Verplichtingen: In de Circulaire bodemsanering zijn geen verplichtingen opgenomen als een streefwaarde wordt overschreden. De streefwaarde grondwater komt niet terug in het stelsel van de Omgevingswet. In de Regeling uniforme saneringen is weliswaar een definitie van de streefwaarde in de regeling opgenomen, maar de streefwaarde komt vervolgens op geen enkele wijze terug voor bijvoorbeeld de toetsing of in uitvoeringsbepalingen.

In de praktijk (niet geformaliseerd) speelt de streefwaarde soms een rol bij nieuwe verontreinigingen (van na 1 januari 1987). Dan *kan* de streefwaarde een functie hebben als doelstelling voor het herstel (bij ontbreken van een vastgestelde 0-situatie). Dit staat overigens niet in de Circulaire bodemsanering (2013). Deze circulaire gaat alleen over historische verontreinigingen.

³³ LMG is het Landelijk Meetnet Grondwater.

³⁴ PMG is het Provinciaal Meetnet Grondwater.

B8.2.3 *Interventiewaarde en signaleringsparameter beoordeling grondwater*

De interventiewaarden grondwater zijn opgenomen als signaleringsparameter beoordeling grondwater in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet.

Naam	Wettelijke verankering	Opmerking
Interventiewaarden grondwater	Circulaire bodemsanering 2013	Nationaal vastgesteld in de periode 1995-2000
Signaleringsparameter beoordeling grondwater	Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet	Aantal stof(groepen) >130

Doel: De interventiewaarde werd in de Wet bodembescherming gebruikt voor de aanduiding van een geval van ernstige grondwaterverontreiniging. Er is sprake van een geval van ernstige grondwater verontreiniging als voor ten minste één stof het gemiddelde gemeten concentratie van minimaal 100 m³ poriënverzadigde bodemvolume hoger is dan de interventiewaarde.

In het kader van de Omgevingswet heeft de signaleringsparameter een andere betekenis gekregen dan de interventiewaarde. De signaleringsparameter heeft een minder dwingend en een meer informeel karakter. Het bevoegd gezag dient rekening te houden met de signaleringsparameters voor grondwaterkwaliteit of een maatregel (bijvoorbeeld een sanering) nodig is.

Onderbouwing: Voor de signaleringsparameters zijn de waarden gelijkgesteld aan de interventiewaarde grondwater, afgeleid in de periode 1995-1999. Ze missen daarmee een directe onderbouwing op basis van een risicobenadering.

Dominante factor voor de hoogte van de norm: De hoogte van de signaleringsparameter wordt bepaald door de Interventiewaarde voor bodem en de evenwichtspartitie bodem-water. Dit leidt voor stoffen die sterk aan bodem adsorberen tot een lage normwaarde.

Verplichtingen: Met de signaleringsparameter moet rekening worden gehouden bij milieubelastende activiteiten. Ook bij de beoordeling van maatregelen waterprogramma's wordt rekening gehouden met de signaleringsparameters voor grondwaterkwaliteit. Dat neemt niet weg dat het bevoegd gezag ook rekening kan houden met andere (norm)waarden.

B8.2.4 *Indicatieve niveaus*

Naam	Wettelijke verankering	Opmerking
Indicatieve niveaus (INEVs) voor ernstige verontreiniging van grondwater (en bodem)	Circulaire bodemsanering 2013	INEVs worden afgeleid op verzoek van een bevoegd gezag conform Bijlage 6

Doel: Indicatieve niveaus voor ernstige verontreiniging grondwater hebben hetzelfde doel en functie als de interventiewaarden grondwater en, in het kader Omgevingswet, de signaleringsparameter. Indicatieve niveaus zijn niet opgenomen in het aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet.

Onderbouwing: Voor een deel gelijk aan de interventiewaarde (voor 2001) maar met lacunes.

Dominante factor voor de hoogte van de norm: variërend, vaak humane risicogrens.

Verplichtingen: Zie onder signaleringsparameter.

B8.3 **Analyse en evaluatie signaleringsparameter grondwater**

Zoals hiervoor genoemd, zijn de interventiewaarden grondwater (uit de circulaire bodemsanering 2013) opgenomen als signaleringsparameters beoordeling grondwaterkwaliteit in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet. De signaleringsparameter fungeert als een triggerwaarde voor een verplichte beoordeling van de grondwaterkwaliteit met de Risicotoolbox Grondwater.

In de rapportage 'De Risicotoolbox Grondwater. Een beslissingsondersteunend systeem voor de beoordeling van de grondwaterkwaliteit' (Swartjes et al., 2022) wordt in detail ingegaan op de beoordeling van de grondwaterkwaliteit met de Risicotoolbox Grondwater. Vanuit het perspectief van een beoordeling met de RTBgrondwater zijn de waarden voor de verschillende stoffen waarvoor een signaleringsparameter is vastgesteld geëvalueerd. Zie hiervoor de rapportage van Swartjes et al. (2022).

Daarnaast zijn in de Risicotoolbox Grondwater verschillende functiespecifieke risicogrenswaarden opgenomen, dit voor de toetsing van de grondwaterkwaliteit voor een bepaald gebruik of een bepaalde functie.

De totstandkoming van de RTBgrondwater heeft geleid tot een actualisatie van risicogrenswaarden in relatie tot gebruik en functie. Er zijn, in vergelijking met de uitgangspunten voor de onderbouwing van de signaleringsparameters (de voormalige interventiewaarden), risicogrenswaarden op basis van additionele beschermdoelen toegevoegd, waaronder 'gevoelige' beschermdoelen als publieke drinkwaterwinning en oppervlaktewater. Om deze redenen wordt

geadviseerd de RTBgrondwater ook toe te passen als de signaleringsparameter niet wordt overschreden en wanneer er bijvoorbeeld sprake is van een gevoelig situatie.

De rapportage 'De Risicotoolbox Grondwater. Een beslissingsondersteunend systeem voor de beoordeling van de grondwaterkwaliteit' (Swartjes et al., 2022) gaat in op belangrijke elementen voor een adequate risicobeoordeling van verontreinigd grondwater.

Dit betreft onder meer:

- Een evaluatie van de signaleringsparameter en de risicogrenswaarden voor de mens ten gevolge van opgelegde blootstelling.
- Een overzicht en beschouwing van beschermdoelen gerelateerd aan functie en gebruik en de daarmee corresponderende risicogrenswaarden.
- De procedure van beoordeling met de Risicotoolbox Grondwater.
- De beoordeling van transport van contaminanten in en met grondwater.

Voor verdere achtergronden: zie het rapport Risicotoolbox Grondwater (Swartjes et al., 2022).

B8.4 Referentie

Swartjes F.A., Van Breemen P.M.F., Ter Horst S.B., Rutgers M., Otte P.F., Schouten T., Wit M., Wintersen A., Boekhold A.E., Brand E., Negash A., Dekker E., De Langen N.C.W., (2022). De Risicotoolbox Grondwater. Een beslissingsondersteunend systeem voor de beoordeling van de grondwaterkwaliteit. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 2022-0171

Bijlage 9 Toelichting evaluatie stoffenlijst

De stoffenlijst van het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet is overgenomen uit De Circulaire bodemsanering, 2013 en Tabel 1 uit Bijlage B van de Regeling Bodemkwaliteit. De stoffenlijst voor grondwater is identiek aan de stoffenlijst voor de bodem. Deze stoffenlijst is samengesteld met als doel historische verontreinigingen op vooral (voormalige) industriële locaties te beoordelen of, en op welke termijn, sanering dient plaats te vinden. Het perspectief op bodemkwaliteitszorg is de laatste jaren snel aan het veranderen. De bodemsaneringsoperatie loopt ten einde en andere problemen (waaronder opkomende stoffen, diffuse verontreinigingen, toepassing van secundaire grondstoffen) en maatschappelijke opgaven voor de bodem zijn aan de orde. Daarbij wordt de samenhang van de beoordeling van kwaliteit voor bodem- water en grondwater, nationaal en Europees, belangrijker. Dit vraagt op termijn wellicht om een herschikking en/of harmonisatie van de huidige stoffenlijsten. In deze bijlage wordt geprobeerd inzicht te geven in het tot stand komen van de huidige stoffenlijst voor bodem, de overeenkomsten en verschillen met andere stoffenlijsten, alsmede de overwegingen en selectiecriteria voor het opnemen van een stof op een stoffenlijst voor normering.

B9.1 Karakteristieken van bodem, grondwater en oppervlaktewater

Bodemcomponenten zijn een minerale fractie, organisch stof, water, lucht en bodemleven. In het stedelijk gebied is ook vaak in het verleden geproduceerd afval een bodemcomponent, zoals de toemaakdekken. De minerale fractie wordt gekarakteriseerd door een deeltjesgrootteverdeling die voor een belangrijk deel de fysische eigenschappen van de bodem bepaalt, waaronder draagkracht en porositeit (en daarmee het waterbergend vermogen). Een belangrijk aspect is de gelaagde opbouw van de bodem, met lagen met uiteenlopende eigenschappen (bijvoorbeeld zand, grind, klei, veen, rotsen).

Bij voldoende porositeit vindt er watertransport door de bodem plaats. Verticaal transport door indringend regenwater, oppervlaktewater, irrigatiewater en beïnvloed door begroeiing, drainage en verdamping. Horizontaal transport vindt plaats op diverse diepten en wordt beïnvloed door open en afsluitende lagen, door waterlopen, bronnen en lozingen. Dit water is ook het medium voor transport van stoffen in oplossing en als emulsies en fijne deeltjes. Deze stoffen betreffen zowel essentiële voedingstoffen en metalen voor de plantengroei als verontreinigingen.

De bovenste bodemlaag bevat in het algemeen het meeste organisch stof, door decompositie van planten en dieren, en gerelateerd hieraan de meeste biologische activiteit van: plantenwortels, schimmels, algen, wormen, insecten, springstaarten, mijten, aaltjes en microben. De bovenste bodemlaag bevat ook meer zuurstof dan de diepere lagen die anaeroob zijn. Bij hoge grondwaterstand kan zich veengrond vormen, voornamelijk uit plantenresten.

De chemie van stoffen in de bodem wordt gekarakteriseerd door oplosbaarheid en adsorptie-evenwichten met minerale en organische fractie. Neerslagvorming vindt vaak plaats op het grensvlak van aerob en anaerob. Naast de redoxpotential op het grensvlak aerob/anaerob spelen ook zoutgehalte en zuurgraad een rol. De neerslag vorming kan weer het karakter van een bodemlaag beïnvloeden (bijvoorbeeld ijzerlagen).

Het grondwater op diepten van meer dan 2 meter heeft een horizontale stromingssnelheid van enkele meters per jaar. Verontreinigende stoffen die in de bodem worden gebracht, kunnen zich met deze stroming verspreiden. Het gebied met hogere concentratie waaiert hierbij uit, in het horizontale en in het verticale vlak, door diffusie en dispersie, tot een verontreinigingspluim. Oppervlaktewater en grondwater staan met elkaar in verbinding. Dit betekent ook uitwisseling van stoffen tussen oppervlaktewater en grondwater.

Het oppervlaktewater wordt in de eerste plaats gekarakteriseerd door zijn stromingssnelheid. In natuurlijke toestand is de biologische activiteit in een oppervlaktewater meestal hoog. Door neerslag van fijne minerale en organische deeltjes ontstaat een sliblaag onder in het oppervlaktewater. De biologische activiteit in deze sliblaag kan van groot belang zijn voor de kwaliteit van het oppervlaktewater (bijvoorbeeld voor biodiversiteit in het water en bij gebruik als drinkwater of zwemwater).

Uit het voorgaande valt te concluderen dat de karakteristieken van het bodem-watersysteem bepalend zijn voor de concentratieniveaus van verontreinigingen in de (gebruikszone van de) bodem, het grondwater en het oppervlaktewater. Door transport en sorptie kan er een onderlinge beïnvloeding zijn van de kwaliteit van bodem, grondwater en water. Dit geldt vooral voor de Nederlandse delta waar de scheidslijnen tussen water, grondwater en vaste bodem dicht bij elkaar liggen en al dan niet tijdelijk kunnen verschuiven. Bovenstaande pleit voor verder onderzoek naar de mogelijkheden van harmonisatie van de stoffenlijsten van water, bodem en grondwater. Onderdeel van dit proces is de afweging in welk compartiment er voor een bepaalde stof de meeste problemen te verwachten zijn.

B9.2 Criteria samenstelling stoffenlijsten

Het besluit om een stof aan een stoffenlijst voor bodem, grondwater of water toe te voegen, te normeren en bijvoorbeeld een instructieregel op te nemen, volgt uit verschillende overwegingen.

Voor bodem, grondwater en water is de opname van stoffen in een stoffenlijst sterk bepaald door gemeten concentratieniveaus en de kennis van emissies, stofeigenschappen en maatschappelijke overwegingen. Meetprogramma's richten zich, in zijn algemeenheid, op min of meer reeds bekende stoffen of stofgroepen. Voor water geldt dat voor de KRW een stof prioritair kan worden als in een aantal lidstaten de stof tot problemen leidt. Voor bodem was de informatie over het gebruik van milieubezwaarlijke stoffen in industriële en commerciële activiteiten van invloed bij het opstellen van stoffenlijsten. De stoffenlijst voor de

interventiewaarden grondwater is identiek gehouden aan de stoffenlijst interventiewaarden bodem. Hierbij is het al dan niet voorkomen van de stoffen in het grondwater, voor zover dat kan worden nagegaan, geen punt van overweging geweest. Daarbij werd voorbijgegaan aan het gedrag van stoffen in het bodem-watersysteem. Slecht wateroplosbare en sterk aan bodemdeeltjes adsorberende stoffen zullen immers niet of nauwelijks in grondwater worden aangetroffen.

Voor het kwaliteitsbeheer van grondwater en oppervlaktewater is er vanuit de KRW steeds meer aandacht voor persistente mobiele en toxische stoffen (PMT-stoffen), terwijl voor bodem vaak sterk adsorberende stoffen relevant zijn. Dit betekent dat stoffeigenschappen bepalend zijn of een stof merendeels wordt aangetroffen in het bodem- of watercompartiment of dat het zich verdeelt over beide compartimenten.

Op basis van de indicatoren van Tabel B9.1 zou een nadere afweging kunnen worden gemaakt of een stof in een stoffenlijst voor bodem en/of grondwater moet worden opgenomen, als volgt:

- (1) Wordt de stof regelmatig in een verontreinigingssituatie gemeten?
- (2) Is de stof milieubezwaarlijk: persistent, mobiel en/of toxisch?
- (3) Is er een potentiële humane blootstelling mogelijk?
- (4) Zijn er potentiële schadelijke ecologische effecten voor ecosysteem diensten mogelijk?
- (5) Wordt het gebruik of de functie van het bodem-watersysteem bedreigd?
- (6) Is er sprake van aquatische toxiciteit bij interactie met oppervlaktewater?

Welke stoffen meestal voorkomen bij een bepaalde (historische) activiteiten is uitgezocht voor 'Het Landsdekkend beeld bodemverontreiniging' in de Leidraad bodembescherming (Mulder, 2005). Bij een verontreinigingssituatie zijn vaak meerdere opeenvolgende activiteiten van belang. Bij de stoffenlijsten die hieruit voortkomen, gaat het met name om historische bodemverontreiniging en de sturing op de aanpak van de bodemsaneringsoperatie. Een mogelijke beïnvloeding of consequenties voor de kwaliteit van het oppervlaktewater is nog niet meegenomen.

Tabel B9.1 Historische (industriële) activiteiten op en in de bodem en de verwachte stoffen en risico's voor de kwaliteit van bodem en grondwater. Gebaseerd op meerdere stoffen: H= hoog risico, M= midden categorie risico, L = relatief laag maar niet verwaarloosbaar risico.

Historische activiteit	Te verwachten stoffen	Verontreinigingsniveau- belangrijkste risico's (Hoog, Midden, Laag)		
		humaan	grond- water	Eco- logisch
Lokale chemische wasserijen	Cl-koolwaterstoffen	H	H	H
Overige textielreiniging	Cl-koolwaterstoffen, BTEX (benzeen, toluen,	H	H	H
Gasfabrieken	PAKs, fenolen, cyaniden, BTEX	H	H	H
Benzine en dieselpompen (autoservice stations)	Cl-koolwaterstoffen, BTEX	M	H	M
Overige activiteiten met brandstof en aardolieproducten	Cl-koolwaterstoffen, minerale olie, PAKs, BTEX	M	M	L
Huisbrandolietanks	Minerale olie, PAKs, metalen, BTEX, anders	L	M	L
Overige (industriële) opslag tanks	Minerale olie, PAKs, metalen, BTEX,	M	H	M
Stedelijke ophooglagen	metalen	L	L	M
Opgevlude sloten en waterwegen met bekend	Metalen	L	L	L
Opgevlude sloten en waterwegen met onbekende	PAKs, metalen	L	L	L
Militaire terreinen	Minerale olie, metalen	L	M	L
Grote industriële complexen	Metalen, minerale olie	M	H	M
Kleine locaties voor handel of industrie met hoge	Minerale olie, metalen	L	M	L
Kleine locaties voor handel of industrie met lage	Minerale olie, PAKs, metalen	L	L	M
Activiteiten die niet-potentieel verdacht waren	Minerale olie, metalen	L	L	L

In Tabel B9.2 wordt een aantal factoren en indicatoren genoemd dat medebepalend kan zijn om een stof aan de stoffenlijst toe te voegen of een stof uit de bestaande stoffenlijst te verwijderen.

In de aanloop naar het Besluit Bodemkwaliteit en de Regeling Bodemkwaliteit is voor het bodemcompartiment de stoffenlijst heroverwogen (NOBO, 2008). De vraag was of stoffen waarvoor geen Interventiewaarden zijn opgenomen in de Circulaire Bodemsanering (Ministerie van VROM, 2000), maar wel zogenoemde Indicatieve niveaus voor ernstige bodemverontreiniging (INEV) zijn afgeleid, al dan niet toegevoegd zouden kunnen worden aan de stoffenlijst.

Een meer fundamentele heroverweging en nadere prioritering op basis van de in Tabel 9.2 genoemde argumenten heeft toen niet plaatsgevonden. Ook is de stoffenlijst destijds niet herzien.

Tabel B9.2 Factoren die van belang zijn bij de prioritering van normering van stoffen.

Factoren/ indicatoren	Aspecten	Voorbeelden
Resultaten van metingen in bodem, grondwater en water.	Voorkomen van milieubezwaarlijke stoffen in bodem, water en grondwater.	Monitoring
Industriële en commerciële activiteiten, landbouw.	Emissies en afval van industriële processen en activiteiten Gebruik van bestrijdingsmiddelen Mestoverschotten. Gebruik van kunstmest. Gebruik van medicijnen en schoonmaakmiddelen. Verontreiniging in op de bodem toegepaste producten en grondstoffen.	Inventarisatie voor Landsdekkend Beeld. Historische Bodemverontreiniging. Zinkfabriek Budel. Teflon fabriek Dordrecht. Uitspoeling naar oppervlaktewater. Cadmium in fosfaattoevoeging. Verontreiniging oppervlaktewater via riolering. Toepassing secundaire grondstoffen, zoals TGG.
Toxiciteit van potentieel vervuilende stoffen.	Humaan, Bodemecologie. Aquatische ecologie. Bovengrondse effecten	Toxiciteit van stoffen voor mens en milieu is een belangrijk motief voor nader onderzoek.
Stofeigenschappen van milieubezwaarlijke stoffen.	Gedrag van stoffen in bodem, water, lucht en waterbodem: Persistentie, mobiliteit en toxiciteit. Hydrofiel/hydrofoob (K_{ow}) Oplosbaarheid, Verdamping, Reactiviteit, Adsorptie/desorptie aan mineralen, organische stof of ijzerlagen.	Potentiële verdeling van stoffen over de compartimenten kan inzicht verschaffen in welk compartiment stoffen zich ophopen.
Blootstelling van de mens	Contact, ingestie, indirect via voedsel of drinkwater, inademing na verwaaing of verdamping.	Gebruik door de mens van bodem, water en grondwater is vaak maatgevend voor de blootstelling. Onderzoek naar uitscheiding en opname in en invloed op organen.
Beschikbare kennis	Inclusief Humane effecten, Ecologische effecten, Acuut/lange duur, speciale risicogroepen (bijvoorbeeld kinderen), voorlopige goedkeuring op basis van beperkt onderzoek.	Kennis en informatie is belangrijk voor te nemen beslissingen. Ook begrip van lacunes in informatie.

Factoren/ indicatoren	Aspecten	Voorbeelden
Stadium waarin effect optreedt	Productie (arbeidsomstandigheden), Gebruik (consumenten). Residu in voedsel, Afvalstadium, Als afbraak-product/product van omzetting, na migratie naar ander medium (bijvoorbeeld van bodem naar water).	Op basis van een ketenbenadering.
Volume	Productie, in- en uitvoer. Historische last. Emissies, lozingen, omzettingsproducten. Verdeling over milieu-compartimenten en beheerste opslag.	
Gebeurtenissen/ Calamiteiten	Wijziging bodemgebruik, lozing stroomopwaarts, brand, overstroming van uiterwaarden.	Bodemonderzoek voor planning woonwijk, Rijnwater, Brand Moerdijk.

Geadviseerd wordt om periodiek de stoffenlijsten op basis van bovengenoemde indicatoren systematisch te evalueren met de argumenten uit Tabel B9.2. Op termijn kan dit ook bijdragen aan een harmonisatie van stoffenlijsten voor bodem, grondwater en water. Eventuele verschillen tussen de genoemde stoffenlijsten kunnen dan op basis van de evaluatie worden onderbouwd.

B9.3 Stoffenlijsten MTR, Bodem, grondwater, oppervlaktewater en drinkwater - aantallen per stofgroep

In deze paragraaf worden de stoffen uit de verschillende normenlijsten met elkaar vergeleken. Het voert te ver om dat per stof toe te lichten. Daarom wordt in deze paragraaf een vergelijking gemaakt op basis van stofgroepen (zie Tabel B9.3).

De stoffen in de kolommen van Tabel B9.3 zijn ontleend aan stoffenlijsten uit de onderstaande kaders:

Het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet (d.d. 27-11-2020):

- Bijlage IIA Interventiewaarde bodemkwaliteit.
- Bijlage Vb Het humane Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR).
- Bijlage Vd Signaleringsparameter beoordeling grondwatersanering.
- Bijlage XIIIa Stoffenlijst toelaatbare kwaliteit bodem.
- Bijlage XIIIb Toelaatbare Concentratie Lucht (TCL) en geurdrempel.

Het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009 geldend van 1-1-2017 t/m heden (BWBR0027061):

- KRW Oppervlaktewater: Tabel in Bijlage I: Europese milieukwaliteitseisen voor water voor prioritaire stoffen en bepaalde andere verontreinigende stoffen.
- KRW: Tabel in Bijlage III. Europese milieukwaliteitseisen voor oppervlaktewater gebruikt voor de bereiding van voor menselijke consumptie bestemd water.

KRW: Regeling monitoring kaderrichtlijn water geldend van 19-11-2015 t/m heden (BWBR0027502):

- KRW-M Oppervlaktewater Monitoring: Tabel Indicatoren voor de goede ecologische kwaliteit oppervlaktewaterlichamen (stoffen). Dit is een meer uitgebreide lijst dan KRW Oppervlaktewater (Tabel in Bijlage I).

Drinkwaterbesluit geldend van 1-7-2018 t/m heden (BWBR0030111)

- Drinkwaterbesluit Tabel II Chemische parameters.

Tabel B9.3 Vergelijking van genormeerde stoffen uit verschillende kaders. Voor de vergelijking is uitgegaan van stofgroepen. Het aantal genormeerde individuele stoffen en somparameters (tussen haakjes).

Stofgroep	ABB MTR (Tabel Vb)	ABB Bodem (Tabellen IIa / XIIIa)	ABB Grondwater (Tabel Vd)	BKMW Oppervlakte Water (Tabel Bijlage I)	BKMW Oppervlakte water Monitoring (Tabel Bijlage I)	BKMW Oppervlakte water voor drinkwater (Tabel Bijlage III)	Drinkwater- besluit (II)
1. Metalen	14	14	12	4	18	13	10
2. Overige anorganische stoffen	3	3	3	0	1	7	5
3. Aromatische verbindingen	8 (2)	5 (2)	5 (2)	1	1 (1)		1
4. PAKs	10	(1)	10	8 (1)	3		1 (1)
5. Gechloreerde koolwaterstoffen	23 (9)	15 (13)	17 (12)	11 (2)	4 (0)	X	9 (3)
Vluchtig	15	11 (2)	13 (2)	9 (1)	1		2 (2)
Chloorbenzenen	6 (1)	3 (3)	3 (3)	1 (1)	0		
Chloorfenolen	1 (4)	1 (4)	1 (4)	1	0		
Polychloorbifenylen (PCBs)	(1)	(1)	(1)	0			
Overige Cl-koolwaterstoffen	2 (3)	(3)	(2)	0	3		7 (1)
6. Bestrijdingsmiddelen	11 (6)	10 (7)	6 (6)	19 (4)	48 (0)	X	Y (1)
Organochloor -	9 (5)	6 (6)	2 (5)	9 (2)	7		
Organotin -	2(1)	(1)	(1)	(1)	3		
Cl-fenoxy-azijnzuur herbiciden	1	1	1	0	1		
Overige bestrijdingsmiddelen	3	3	3	10 (1)	37		
7. Overige stoffen	7 (14)	13 (1)	5 (2)	4(2)	2 (0)	2 (0)	3 (0)
a) Minerale olie	(13)	(1)	(1)	0	0	0	0
b) Overige organische stoffen	7 (1)	13	5 (1)	4 (2)	2	2 (0)	3 (0)

X Volgens (vast te stellen) monitoringprogramma.

Y Alle pesticiden en humaan toxicologisch relevante metabolieten, afbraak- en reactieproducten van pesticiden.

B9.4 Aansluiting bij het beleid voor Zeer Zorgwekkende Stoffen (ZZS)

Het is de verwachting dat het bodemkwaliteitsbeheer zich in de komende jaren gaat verbreden en zich, naast de aanpak van resterende bodemverontreiniging, verder zal blijven richten op bodembescherming, het beheersen van grondverzet, toepassing van stoffen op en in de bodem, emissies, lozingen en bodembedreigende activiteiten. De verwachting is dat de huidige stoffenlijsten door de productie en door het in het milieu vrijkomen van nieuwe stoffen worden uitgebreid. Hoe dit plaats gaat vinden, is zo mogelijk onderdeel van het onderzoek voor het beleidskader Opkomende Stoffen.

Beleid Zeer Zorgwekkende Stoffen (ZZS)

De Nederlandse overheid pakt Zeer Zorgwekkende Stoffen (ZZS) met voorrang aan. ZZS zijn stoffen die gevaarlijk zijn voor mens en milieu omdat ze bijvoorbeeld de voortplanting belemmeren, kankerverwekkend zijn of zich in de voedselketen ophopen.

Mensen en ecosystemen kunnen in contact komen met ZZS via het milieu (lucht, water of bodem), voedsel, de werkplek, of via producten zoals huishoudchemicaliën.

Doel van het overheidsbeleid is om deze stoffen zoveel mogelijk uit de leefomgeving te weren.

Referentie: [Zeer Zorgwekkende Stoffen | Risico's van stoffen \(rivm.nl\)](http://www.rivm.nl/risico's-van-stoffen).

Voor de keuze van stoffen die kunnen voorkomen in de bodem, persistent, mobiel en toxisch zijn, kan gebruik worden gemaakt van de systematiek voor Zeer Zorgwekkende Stoffen (ZZS, Substance of Concern). In dit kader zijn stoffen geselecteerd waarvoor zorg bestaat over de risico's voor mens en milieu. Deze stoffen worden in internationaal verband geëvalueerd.

Het ZZS-beleid is in de eerste plaats bedoeld voor emissies en lozingen naar water en lucht. De KRW heeft hierbij met EU-ondersteuning een aparte selectie gericht op het domein water. Ook bij bodem spelen emissies uit de industrie vaak een belangrijke rol. Denk aan de zinkfabriek in Budel en de teflon-productie bij Dupont-Chemours in Dordrecht. Een EU-brede ondersteuning bij de selectie van stoffen voor bodem zal waarschijnlijk wel lastig zijn gezien de eerdere ervaringen op dit gebied, onder meer bij het project INSPIRE. Deze weerstand hangt samen met regionale verschillen in de bodem (bijvoorbeeld hoge natuurlijke gehalten aan metalen in mijnbouwgebieden), grondpolitiek, privacy van grondgebruik en bescherming van bestaande industrieën. Dit neemt niet weg dat gebruik van de verzamelde informatie in ZZS-REACH-kader ook voor het domein Bodem van belang is, al is het maar door de interactie van bodem en oppervlaktewater en om te voorkomen dat de bodem als een verzamelpunt voor verontreinigingen gaat optreden. Mogelijk kan een gelieerde lijst voor bodem, voorlopig alleen op nationaal niveau, een rol spelen, net als dat bij de KRW het geval is.

Een belangrijk aspect van het ZZS-beleid is de vastlegging van de hoeveelheden van geëmitteerde stoffen. Stoffen met een hoge toxiciteit

(lage MTR, zoals dioxinen, Cl-furanen, Cl-bifenylen) worden soms in kleine hoeveelheden uitgestoten. Bij metalen is het andersom. Ze komen van nature veel voor en spelen ook een rol bij veel industriële processen. Ondanks relatief hoge MTR-waarden zijn ze van belang omdat ze in grote hoeveelheden voorkomen. Deze verhouding van frequentie van voorkomen en omvang van risico is van cruciaal belang voor de keuze van stoffen voor onderzoek en normering.

In het ZZS-beleid wordt bij metalen duidelijker onderscheid gemaakt in de diverse voorkomende verbindingen. Er is een groot verschil in oplosbaarheid van verschillende metaalzouten van hetzelfde metaal en daarmee ook in toxische activiteit. Er is wel een mogelijkheid van verschuiving van oplosbaarheden door veranderingen in pH en redoxactiviteit in de bodem of het water. Verschoor et al., (2006) geeft hiervoor een overzicht van bekende pH-redoxdiagrammen voor een reeks van metalen. Bij barium komt het slecht oplosbare bariumsulfaat als bariet op veel plaatsen van nature in de bodem voor. Alleen de mobiele vorm van barium levert problemen met toxiciteit op. Een bepaling van het totaalgehalte aan barium is daarom niet zinvol. Een voorbeeld is het testen op loodverontreiniging. In de bodem komt dit vaak voor als het slecht oplosbare loodsulfaat, of als het loodwit verontreiniging (basisch loodcarbonaat). De toxiciteitstesten zijn gebaseerd op het goed oplosbare loodnitraat en kunnen dus makkelijk een overschatting geven als wordt uitgegaan van het totaalgehalte aan lood bij de verontreiniging.

Een aparte klasse van metaalverbindingen zijn de metaal-organische verbindingen met vaak een relatief hoge toxiciteit. Ze kunnen bij vrijwel alle metalen voorkomen (zie Tabel B9.4). De meest toxische zijn meestal door de mens geproduceerd, zoals organische kwik-verbindingen en organotin-bestrijdingsmiddelen. Ook metaal-organische verbindingen met nikkel komen veel voor. Een aanbeveling is om metaalorganische verbindingen als een aparte klasse in de systematiek toe te voegen. Een voorbeeld voor het gebruik van de ZZS-lijst is de verdergaande specificatie van metalen, zoals opgenomen in Tabel B9.4.

Tabel B9.4 Metaalverbindingen in de ZZS-lijst.

Metaal in ZZS-lijst	Aantallen en korte omschrijving
Cd en - verbindingen	2 + 9 (*1)
Pb en - verbindingen	2+ 52, waarvan 7 metaal-organisch
Ni en - verbindingen	2+ 139, waarvan 39 metaal-organisch
Hg en - verbindingen	2+ 34, waarvan 15 metaal-organisch
As en - verbindingen	2+ 10, waarvan 1 metaal-organisch (als somparameter)
Sb en - verbindingen	1 verbinding (met Pb)
Ba en - verbindingen	2 verbindingen (met Pb respectievelijk Ni en Ti)
Cr (III) en - verbindingen	1 chromaat (waarin Cr(VI))
Cr (VI) en - verbindingen	6 anorganische verbindingen
Co en - verbindingen	1+ 19, waarvan 1 metaal-organisch (kobaltacetaat)
Cu en - verbindingen	4 verbindingen, waarvan 1 metaal-organisch

Metaal in ZZS-lijst	Aantallen en korte omschrijving
Mo en - verbindingen	4 verbindingen (3x in combinatie met Ni en 1x met Ni en Co)
Zn en - verbindingen	5, waarvan 1 metaal-organisch en 2 chromaten (waarin Cr(VI))
Te en - verbindingen	3 anorganische nikkeltelluur-verbindingen
Ag en - verbindingen	1 (zilverarseniet)
Se en - verbindingen	3 (Ni-seleniet, selenaat en selenide)
Be en - verbindingen	2+ 2 anorganische verbindingen

(*1) vermelding Cd, Cd-verbindingen (2) + 9 afzonderlijke verbindingen.

B9.5 Periodieke evaluatie

Deze bijlage geeft een toelichting op de stoffenlijst Bodem. Daarbij is ingegaan op de oorsprong van de stoffenlijst, de doelstelling van de stoffenlijst en op de verschillen en overeenkomsten die er zijn met de stoffenlijsten voor andere milieucompartmenten.

Geadviseerd wordt om periodiek de stoffenlijsten te evalueren. Een periodieke evaluatie kan de mogelijkheid openen voor een verdere harmonisatie van stoffenlijsten voor bodem, grondwater en water. Eventuele verschillen tussen de genoemde stoffenlijsten kunnen worden onderbouwd en onderlinge afstemming bewerkstelligd.

B9.6 Referenties

Ministerie van VROM, (2000). Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering. Staatscourant 24 februari 2000, nr. 39

Mulder, F. (2005) Het Landsdekkend beeld, omvang en aanpak. Leidraad bodembescherming 69, 3120. Sdu Uitgevers, Den Haag

NOBO (2008) NOBO: Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling. Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005, 2006 en 2007. Ministerie van VROM, Den Haag. Rapport 8395

Verschoor, A.J., Lijzen J.P.A., Van den Broek, H.H., Cleven, R.F.M.J., Comans, R.N.J., Dijkstra, J.J., Vermij, P., (2006). Kritische emissiewaarden voor bouwstoffen. Milieuhygiënische onderbouwing en consequenties voor bouwmaterialen. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 711701043

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven

Nederland

www.rivm.nl

oktober 2023

De zorg voor morgen
begint vandaag