

NOBO: Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling

Onderbouwing en beleidsmatige
keuzes voor de bodemnormen in
2005, 2006 en 2007

Inhoudsopgave

Voorwoord	5		
Het NOBO-rapport: toelichting op de inhoud	6	4	Achtergrondwaarden en Streefwaarden
Samenvatting	7	4.1	Leeswijzer
1 Inleiding	15	4.2	De rol van Achtergrondwaarden en Streefwaarden
1.1 Beleidsmatige keuzes bodemnormen	15	4.3	Onderbouwing Streefwaarden
1.2 Het project NOBO	17	4.4	Onderbouwing Achtergrondwaarden
1.2.1 Inhoudelijk doel van NOBO	17	4.4.1	Onderbouwing algemeen
1.2.2 Werkwijze en mandaat van NOBO	17	4.4.2	Specifieke keuzes voor bepaalde stoffen
1.2.3 Inhoudelijke afperking van NOBO	17	4.4.3	Keuzes voor de uiteindelijke stoffenlijst voor de Achtergrondwaarden
1.3 Doelgroep	18	4.5	Achtergrondwaarden als bouwsteen voor Maximale Waarden en Interventie-waarden
1.4 Leeswijzer en inhoud van deze rapportage	18	5	Interventiewaarden droge bodem
1.4.1 Leeswijzer	18	5.1	Inleiding en leeswijzer
1.4.2 Niet in dit rapport	19	5.2	Onderbouwing Interventiewaarden
1.5 Het normstellingsproces	19	5.3	Aparte Interventiewaarden waterbodems
2 Algemene standpunten	20	5.4	Relatie Interventiewaarden en 'gevallen van ernstige bodemverontreiniging'
2.1 Leeswijzer	20	5.5	Landbouwisico's en Interventiewaarden
2.2 Gebruikte wetenschappelijke informatie	20	5.6	Geurhinder en Interventiewaarden
2.3 Resultaten bodemonderzoek	20	5.7	Interventiewaarden droge bodem per stof
2.4 De stapsgewijze beoordeling	20	5.7.1	Inleiding
2.5 Evalueren beleidsmatige keuzes	20	5.7.2	2e, 3e en 4e-tranche stoffen (onder andere antimoon)
2.6 Bodemtypecorrectie en de rol van de pH hierin	20	5.7.3	Koper en zink
2.7 Meetmethode voor de pH in bodemmateriaal	21	5.7.4	Lood
3 Beschermingsdoelen en -niveaus	22	5.7.5	Cyaniden
3.1 Beschermingsdoelen en leeswijzer	22	5.7.6	PAK
3.2 Humaan beschermingsniveau	23	5.7.7	Vinylchloride
3.2.1 Het MTR-humaan	23	5.7.8	PCB's
3.2.2 Blootstelling uit andere bronnen dan de bodem (achtergrondblootstelling)	23	5.7.9	Drins
3.3 Humane blootstelling	26	5.7.10	Carbofuran
3.3.1 Blootstellingsscenario's en -modellen	26	5.7.11	Asbest
3.3.2 Humane biobeschikbaarheid	28	5.7.12	Minerale olie
3.4 Ecologische beschermingsdoelen	28	5.7.13	MTBE
3.5 Beoordeling van ecologische risico's	29	5.7.14	Dioxine
3.5.1 Toe te passen methode voor ecologische risicobeoordeling	29	5.7.15	Indicatieve niveaus voor ernstige bodemverontreiniging
3.5.2 Totaalgehalte versus ecologisch biobeschikbaar gehalte	31	6	Indeling in bodemfuncties en Maximale Waarden
3.5.3 Meenemen pH bij beoordeling ecologische risico's	31	6.1	Koppeling bodemnormen aan bodemfuncties en leeswijzer
3.6 Bescherming van de landbouwproductie	33	6.2	Onderbouwing Maximale Waarden
3.7 Beoordeling per stof of per mengsel	33	6.2.1	Algemene uitgangspunten
3.7.1 Algemeen	33	6.2.2	Bescherming van de mens
3.7.2 Beschikbare methoden voor het beoordelen van combinatietoxiciteit	33	6.2.3	Bescherming van het ecosysteem
3.7.3 Combinatietoxiciteit in de locatiespecifieke risicobeoordeling	34	6.2.4	Bescherming van de landbouwproductie
		6.3	Koppeling bodemfuncties aan risicoscenario's

6.3.1	Inleiding	53	7.2.2	Keuze tussen verschillende criteria die de LAC2006-waarde onderbouwen	71
6.3.2	Indeling in bodemfuncties	57	7.2.3	De beschikbare gegevens	71
6.3.3	Koppeling humane blootstellingsniveaus aan bodemfuncties	58	7.2.4	Afkappen op Achtergrondwaarde en Interventiewaarde	71
6.3.4	Koppeling ecologische beschermingsniveaus aan bodemfuncties	58	7.2.5	De relatie tussen bodemgehalte en plantgehalte voor metalen	71
6.3.5	Koppeling landbouwriscico's en bodemfuncties	58	7.2.6	Indeling in landgebruik en bodemtype	72
6.4	Beschrijving bodemfuncties	58	8	Normen voor waterbodems	73
6.4.1	Keuzevrijheid bevoegd gezag	59	8.1	Nieuwe normen voor waterbodems	73
6.4.2	Beschrijving per bodemfunctie	59	8.2	Maximale Waarden verspreiden van baggerspecie over aangrenzend perceel	73
6.4.2.1	Wonen met tuin	59	8.2.1	Uitgangspunten en gekozen beoordelingsmethode (ms-PAF)	73
6.4.2.2	Plaatsen waar kinderen spelen	59	8.2.2	Grens voor de ms-PAF en voor de overige stoffen	74
6.4.2.3	Moestuinen en volkstuinen	59	8.2.3	Beoordeling risico's voor doorvergiftiging, voor de mens en voor de landbouw-productie	74
6.4.2.4	Landbouw	60	8.3	Interventiewaarden waterbodems en Maximale Waarden kwaliteitsklasse B	75
6.4.2.5	Natuur	60	8.4	Maximale waarden voor verspreiden baggerspecie in zoet oppervlaktewater en Maximale waarden voor kwaliteitsklasse A	76
6.4.2.6	Groen met natuurwaarden	60	8.5	Maximale waarden voor het verspreiden van baggerspecie in zout oppervlaktewater	76
6.4.2.7	Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie	60	9	Standpunten locatiespecifieke risicobeoordeling	77
6.5	Clustering van bodemfuncties tot bodemfunctieklassen	60	9.1	Leeswijzer	77
6.6	Laagdikte van de bodem en Maximale Waarden/Achtergrondwaarden	61	9.2	pH en cadmium	77
6.7	Keuze stoffen waarbij Maximale Waarden kunnen worden gebaseerd op Landelijke Referentiewaarden	62	9.3	Lood	77
6.8	Maximale Waarden per stof	63	9.4	Risico's voor landbouwproducten en vee en het Saneringscriterium	78
6.8.1	Somwaarden of waarden per individuele stof	63	9.5	PAK	78
6.8.2	Beleidsmatige keuzes voor Maximale Waarden Wonen en Industrie	63	9.6	Combinatietoxiciteit voor de mens	79
6.8.2.1	Algemeen	63	9.7	Combinatietoxiciteit voor het ecosysteem en TRIADE	79
6.8.2.2	Beleidsmatige keuzes voor de Maximale Waarden Wonen	63	10	De toekomst van NOBO	80
6.8.2.3	Beleidsmatige keuzes voor de Maximale Waarden Industrie	64	10.1	Openstaande acties vanuit NOBO	80
6.8.2.4	Keuzes voor asbest	65	10.2	Van NOBO naar NOBOWA	80
6.9	De uiteindelijke bodemconcentraties voor Maximale Waarden	65	11	Literatuur	81
6.10	Het vaststellen van Lokale Maximale Waarden	66			
6.11	Maximale Waarden als vervangers van de Bodemgebruikswaarden	67			
6.12	Normen voor grootschalige toepassingen	68			
6.12.1	Algemeen	68			
6.12.2	Overzicht normstelling voor grootschalige toepassingen	68			
6.12.3	Onderbouwing normen voor grootschalige toepassingen	68			
7	LAC2006-waarden	70			
7.1	Status en functie van LAC2006-waarden	70			
7.2	Onderbouwing LAC2006-waarden	70			
7.2.1	Algemeen	70			

Bijlage 1: Deelnemers aan NOBO	84
Bijlage 2: Streefwaarden grond/sediment en grondwater	85
Bijlage 3: Achtergrondwaarden	89
Bijlage 4: Interventiewaarden droge bodem en grondwater en Indicatieve niveaus voor ernstige verontreiniging	95
Bijlage 5: Maximale Waarden Wonen en Industrie	100
Bijlage 6: Maximale Waarden per bodemfunctie	107
Bijlage 7: LAC2006-waarden	114
Bijlage 8: Normen voor waterbodems	117
Bijlage 9: Grootschalige toepassingen	122
Bijlage 10: Formules bodemtypecorrectie	125
Bijlage 11: Definitie somparameters	132
Colofon	138

Voorwoord

Voor u ligt het eindproduct van een intensieve fase in de ontwikkeling van de bodemnormen in Nederland. Een fase omdat die ontwikkeling al van jaren her dateert en ook niet met dit rapport is afgelopen. Met de jaren is de aandacht in het bodembeleid van vooral bodemsanering naar andere onderdelen van het bodembeheer uitgebreid. Sinds de jaren negentig is er meer aandacht voor het preventiebeleid (denk aan regels voor bouwstoffen) en het functiegericht beheren van de bodemkwaliteit ontstaan, waarbij normering op basis van risico's voor mens en milieu een steeds grotere rol is gaan spelen. De Beleidsbrief Bodem (Tweede Kamer, 2003-2004) legde deze ontwikkeling vast en gaf het startschot voor de gewenste vernieuwing van het bodembeleid, waaronder de vernieuwing van het normenstelsel. Het project NOBO (NOrmstelling en BOdemkwaliteitsbeoordeling) is hieruit voortgekomen.

In de loop van het project NOBO is een heel scala aan te maken keuzes op het scheidsvlak van beleid en wetenschap gepasseerd. In de discussies hierover speelde vaak een rol hoe de bodemnormen in het verleden tot stand waren gekomen en bestond behoefte aan inzicht in de onderliggende keuzes. Die bleken niet altijd gedocumenteerd te zijn, soms moest uit orale getuigenis gereconstrueerd worden hoe een en ander in zijn werk is gegaan. Om herhaling van de geschiedenis te voorkomen, is er uitdrukkelijk voor gekozen om alle gemaakte keuzes en discussies zo goed mogelijk vast te leggen. Opdat na verloop van tijd ook mensen die (relatief) nieuw zijn op dit complexe terrein kunnen begrijpen wat de wereld is achter de keuze van een normgetal. Samen met enkele andere documenten, zoals de Handreiking Besluit bodemkwaliteit (Senter Novem/Bodem+, 2007), wordt hiermee hopelijk bereikt dat in de lokale afweging met betrekking tot het omgaan met normen, partijen zich realiseren dat niet het getal ter discussie moet staan, maar de onderliggende beschermingsdoelen en het niveau van bescherming, gekoppeld aan het gebruik van de bodem.

Na NOBO gaat de ontwikkeling van de normen verder, bijvoorbeeld door het verbeteren van de inzichten in de relatie tussen de grond en de (grond)waterkwaliteit. De systemen van water en bodem worden in toenemende mate aan elkaar gekoppeld, de inzichten in de werkelijke risico's van verontreiniging zullen toenemen en internationaal is sprake van harmonisatie op technisch/wetenschappelijk vlak. Dit zal leiden tot verdere vernieuwing van het normenbouwhuis. Maar voor het moment markeert deze rapportage de stand van onze kennis. Voor ieder die te maken heeft met bodembeheer is dit rapport een naslagwerk dat de aandacht verdient.

Grote dank gaat uit naar alle mensen die een bijdrage aan dit rapport hebben geleverd, in het bijzonder naar de secretaris van de projectgroep, Joke Wezenbeek, zonder wier hulp dit niet tot stand was gekomen.

De voorzitter van de projectgroep NOBO, 2005-2007,

G. Lommers

Het NOBO-rapport: toelichting op de inhoud

NOBO staat voor NORMstelling en BODEMkwaliteitsbeoordeling. Dit 'NOBO-rapport' beschrijft de onderbouwing van de Nederlandse bodemnormen en de Nederlandse methoden voor bodemkwaliteitsbeoordeling anno 2008. De verschillende bodemnormen (onder andere Achtergrondwaarden, Streefwaarden, Maximale Waarden, Interventiewaarden) en beoordelingsmethoden (onder andere het Saneringscriterium) zijn gebaseerd op risico's voor mens en milieu en/of op de bestaande (water)bodemkwaliteit.

Met behulp van wetenschappelijke methoden zijn bodemconcentraties voor verontreinigende stoffen afgeleid, die als basis dienen voor de uiteindelijke bodemnormen. Ten behoeve van deze wetenschappelijke afleiding van bodemconcentraties zijn beleidsmatige keuzes nodig, bijvoorbeeld voor de beschermingsdoelen en de beschermingsniveaus. Ook zijn beleidsmatige keuzes nodig op het raakvlak van wetenschap en beleid, bijvoorbeeld of een bepaalde methode betrouwbaar genoeg is om te gebruiken voor het onderbouwen van bodemnormen en voor welke stoffen normen nodig zijn. De genoemde beleidsmatige keuzes kunnen heel bepalend zijn voor de uiteindelijke bodemconcentratie die wordt afgeleid. Deze keuzes zijn gemaakt binnen de projectgroep NOBO en vastgelegd in dit rapport.

De uiteindelijke wetenschappelijk afgeleide bodemconcentraties zijn beoordeeld op hun consequenties (maatschappelijk, economisch), bijvoorbeeld de hergebruiksmogelijkheden van grond en bagger. Op basis van de consequenties kan vervolgens de beleidsmatige keuze worden gemaakt een andere waarde als bodemnorm vast te stellen, dan de wetenschappelijk afgeleide waarde (=bodemconcentratie). Dit type beleidsmatige keuzes is niet binnen NOBO gemaakt, maar wel vastgelegd in dit rapport. NOBO heeft zich vooral gericht op droge bodems (en dan alleen op concentraties in grond), maar de normen voor waterbodems komen in dit rapport wel aan bod.

De inhoud van dit rapport is aldus een breed en gedetailleerd overzicht van de beleidsmatige keuzes en wetenschappelijke onderbouwing van de bodemnormen anno 2008. In de bijlagen van dit rapport zijn alle bodemnormen anno 2008 opgenomen.

Samenvatting

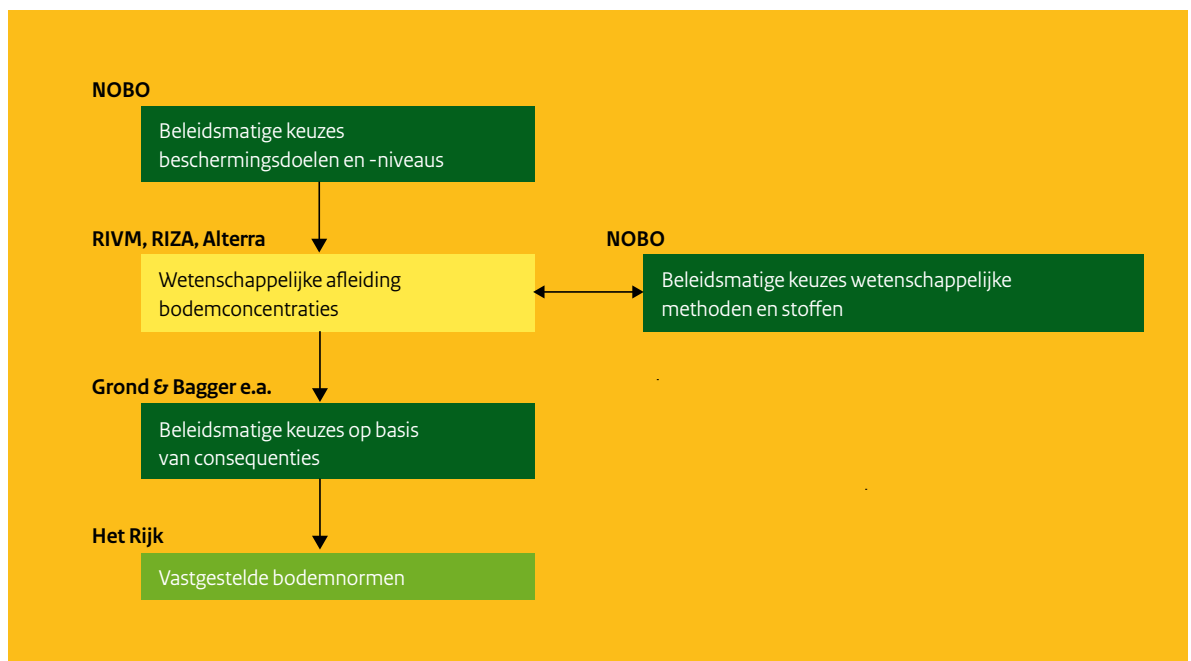
Inleiding

De Beleidsbrief Bodem (Tweede Kamer, 2003-2004) heeft de aanzet gegeven voor het vernieuwen van het normenstelsel voor het beoordelen van de bodemkwaliteit. Het project NOBO (NOrmstelling en BOdemkwaliteitsbeoordeling) heeft hieraan beleidsmatige invulling gegeven. De verschillende bodemnormen en beoordelingsmethoden zijn gebaseerd op risico's voor mens en milieu en/of op de bestaande (water)bodemkwaliteit.

Met behulp van wetenschappelijke methoden zijn bodemconcentraties afgeleid, die als basis dienen voor de uiteindelijke bodemnormen. Ten behoeve van deze wetenschappelijke afleiding zijn beleidsmatige keuzes nodig. Deze beleidsmatige keuzes zijn gemaakt binnen de projectgroep NOBO en staan in dit rapport.

De uiteindelijke wetenschappelijk afgeleide bodemconcentraties worden beoordeeld op hun consequenties. Op basis van de consequenties kan vervolgens de beleidsmatige keuze worden gemaakt een andere waarde als bodemnorm vast te stellen, dan de wetenschappelijk afgeleide waarde (=bodemconcentratie). Dit type beleidsmatige keuzes is in andere projecten (zoals Grond & Bagger) gemaakt, maar wel vastgelegd in dit rapport. Tenslotte legt het Rijk de bodemnormen in regelgeving.

Het hierboven beschreven proces om tot bodemnormen te komen is weergegeven in onderstaande figuur.



NOBO heeft zich vooral gericht op de normen voor stofconcentraties in grond in droge bodems (Achtergrondwaarden, Streefwaarden, Interventiewaarden droge bodem en de Maximale Waarden, inclusief de indeling in bodemfuncties). Hiernaast is aandacht besteed aan specifieke normen voor landbouwfuncties (de LAC2006-waarden), normen voor waterbodems en de locatiespecifieke risicobeoordeling voor droge bodems (het Saneringscriterium voor landbodems).

Aldus geeft dit rapport een breed en gedetailleerd overzicht van de beleidsmatige keuzes en wetenschappelijke onderbouwing van de bodemnormen anno 2008. In de bijlagen van dit rapport zijn alle bodemnormen anno 2008 opgenomen. Voor de rol van de verschillende bodemnormen wordt verwezen naar andere stukken.

Deze samenvatting gaat eerst in op de gekozen beschermingsdoelen en -niveaus en vervolgens op de verschillende bodemnormen en de locatiespecifieke risicobeoordeling.

Beschermingsdoelen en -niveaus

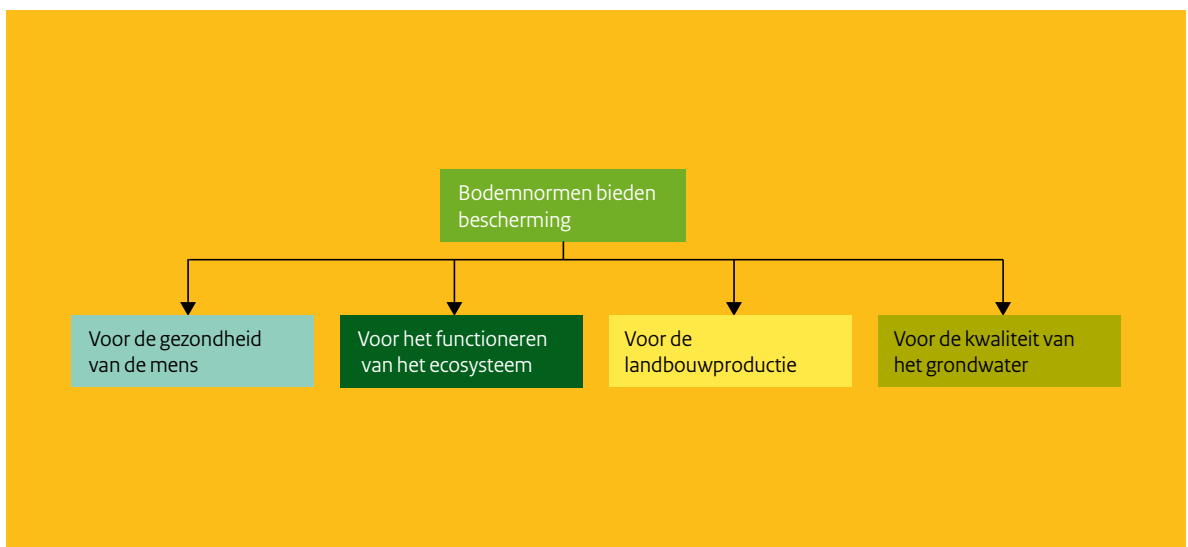
Bodemnormen moeten bescherming bieden. De beschermingsdoelen zijn: de gezondheid van de mens, het ecologisch functioneren van de bodem, de landbouwproductie en de kwaliteit van het grondwater. NOBO heeft de eerstgenoemde drie doelen uitgewerkt. Uitwerking van de bescherming van de grondwaterkwaliteit is doorgeschoven naar de periode 2008-2011.

Bescherming van de gezondheid van de mens

Voor de bescherming van de gezondheid van de mens is vastgesteld tot aan welk niveau blootstelling mag plaatsvinden (in μg of mg verontreinigende stof per kg lichaamsgewicht per dag). Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen stoffen met een drempelwaarde (bij blootstelling onder deze drempelwaarde zijn er geen effecten op de gezondheid) en stoffen zonder drempelwaarde (dit zijn kankerverwekkende stoffen, waarbij elke blootstelling een bepaalde kans op kanker geeft).

De volgende keuzes zijn gemaakt:

- voor stoffen met een drempelwaarde bieden alle bodemnormen (onder andere Interventiewaarden en Maximale Waarden) bescherming op het niveau van die drempelwaarde. Dit heet voor deze stoffen het niveau van het MTR-humaan (Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau voor de mens). Bij blootstelling onder het MTR-humaan zijn er voor stoffen met een drempelwaarde geen effecten op de gezondheid;
- voor stoffen zonder drempelwaarde is beleidsmatig een beschermingsniveau gekozen, omdat er geen niveau is waar er helemaal geen effecten zijn. Het gekozen beschermingsniveau ligt voor de Interventiewaarden en het Saneringscriterium op een extra kans op overlijden van 10^{-6} per jaar. Dit heet voor dit type stoffen het MTR-humaan. Het VR-humaan (Verwaarloosbaar Risiconiveau voor de mens) is een honderd keer strenger beschermingsniveau dat dus ligt op een extra kans op overlijden van 10^{-8} per jaar. Voor de Maximale Waarden is het VR-humaan als beschermingsniveau gekozen voor stoffen zonder drempelwaarde.



Voor de berekening van de blootstelling van de mens wordt gebruik gemaakt van het bestaande en geëvalueerde model CSOIL voor landbodems en het bestaande en geëvalueerde model SEDISOIL voor waterbodems. Om de blootstelling te kunnen berekenen wordt uitgegaan van een bepaald gebruiksscenario van de bodem (bijvoorbeeld 'wonen met tuin').

Het algemene uitgangspunt is dat de biobeschikbaarheid van verontreinigende stoffen uit bodemmateriaal gelijk is aan die uit voedsel. Alleen voor lood is de humane biobeschikbaarheid uit grond over het algemeen lager dan uit voedsel. Daarom wordt voor deze stof een 'relatieve biobeschikbaarheidsfactor' van 0,74 gehanteerd.

Naast blootstelling aan verontreinigende stoffen vanuit de bodem, wordt de mens ook vanuit andere bronnen (voedsel, lucht) blootgesteld aan dezelfde verontreinigende stoffen. Dit heet de achtergrondblootstelling. Bij de onderbouwing van de Interventiewaarden en het Saneringscriterium wordt geen rekening gehouden met deze achtergrondblootstelling. De wetenschappelijk afgeleide bodemconcentratie ligt op het niveau waarbij de berekende blootstelling vanuit de bodem overeen komt met het MTR-humaan. Bij de onderbouwing van de Maximale Waarden gebeurt dit wel voor stoffen met een drempelwaarde (voor stoffen zonder drempelwaarde wordt het extra risico direct aan het gekozen risiconiveau getoetst). De wetenschappelijk afgeleide bodemconcentratie ligt op het niveau waarbij de berekende blootstelling vanuit de bodem overeen komt met het MTR-humaan minus de achtergrondblootstelling.

Bescherming van het functioneren van het ecosysteem

Voor het beschermen van het ecosysteem moest een methode worden gekozen om te beoordelen of en in welke mate het ecosysteem effecten ondervindt van verontreinigende stoffen. Hiervoor is de zogenaamde SSD-methode gekozen. Deze methode koppelt een percentage potentieel aangetaste soorten/processen in een ecosysteem aan een bodemconcentratie. Voor de Interventiewaarden is een percentage gekozen van 50% potentieel aangetaste soorten/processen (HC50, Hazardous Concentration 50%). Voor de Maximale Waarden is dit percentage afhankelijk van de bodemfunctie (50% voor ongevoelige bodemfuncties en een lager percentage voor gevoeligere bodemfuncties). De Streefwaarden horen bij een Verwaarloosbaar Risiconiveau voor het ecosysteem. Hiertoe wordt de bodemconcentratie die hoort bij 5% potentieel aangetaste soorten/processen gedeeld door 100 (HC5/100).

Door NOBO is de uitdrukkelijke wens uitgesproken om bij het beoordelen van ecologische risico's in de toekomst uit te gaan van biobeschikbare gehalten, in plaats van totaalgehalten. Dit bleek bij gebrek aan consensus over de meet- en beoordelingsmethode voor de generieke bodemnormen thans een brug te ver. In specifieke situaties is er door een lage biobeschikbaarheid een slechte relatie tussen het totaalgehalte aan verontreinigende stoffen en effecten op het ecosysteem.

Bescherming van de landbouwproductie

Bescherming van de landbouwproductie wordt overwegend in andere kaders geregeld (Warenwet, veevoedernormen) en dus niet door specifieke bodemnormen. Er zijn wel advieswaarden afgeleid (de LAC2006-waarden), die dienen als kennisbron om de risico's voor de landbouwproductie te beoordelen.

Combinatietoxiciteit

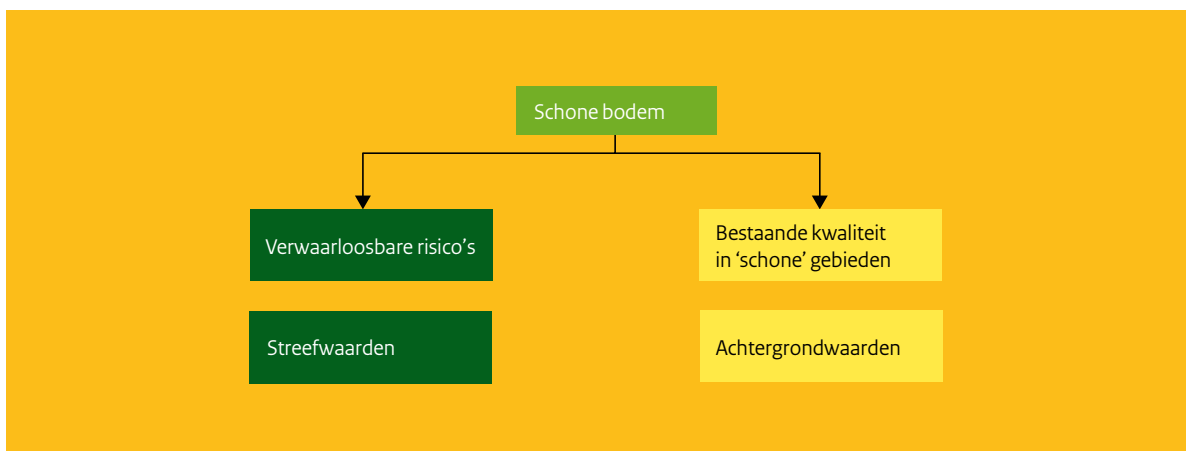
De mens en het ecosysteem worden meestal blootgesteld aan een mengsel aan stoffen. Bij een locatiespecifieke risicobeoordeling worden daarom bij voorkeur de risico's van het aanwezige mengsel van stoffen bepaald. Dit is verwerkt in de methoden voor de locatiespecifieke risicobeoordeling en in de normstelling voor het verspreiden van bagger over het aangrenzende perceel. Voor de generieke bodemnormen is gekozen voor normstelling per stof(groep).

Achtergrondwaarden en Streefwaarden

De Achtergrondwaarden en de Streefwaarden horen bij een relatief schone bodem. Voor het bodembeheer (grondverzet en bodemsanering) hebben de Achtergrondwaarden de rol van de Streefwaarden grotendeels overgenomen. Over de rol van de Streefwaarde in het bodembeleid loopt nog een discussie.

De Streefwaarden horen bij een Verwaarloosbaar Risiconiveau voor het ecosysteem (bodemconcentratie HC₅/100). Voor metalen wordt bij de onderbouwing van de Streefwaarden rekening gehouden met een van nature voorkomende achtergrondconcentratie (de AC).

De Achtergrondwaarden zijn gebaseerd op metingen van de bodemkwaliteit anno 2004 in onverdachte landbouw- en natuurgebieden in Nederland. Als de kwaliteit van grond of bagger voldoet aan de Achtergrondwaarden, is deze geschikt voor elke functie en mag deze overal worden toegepast.



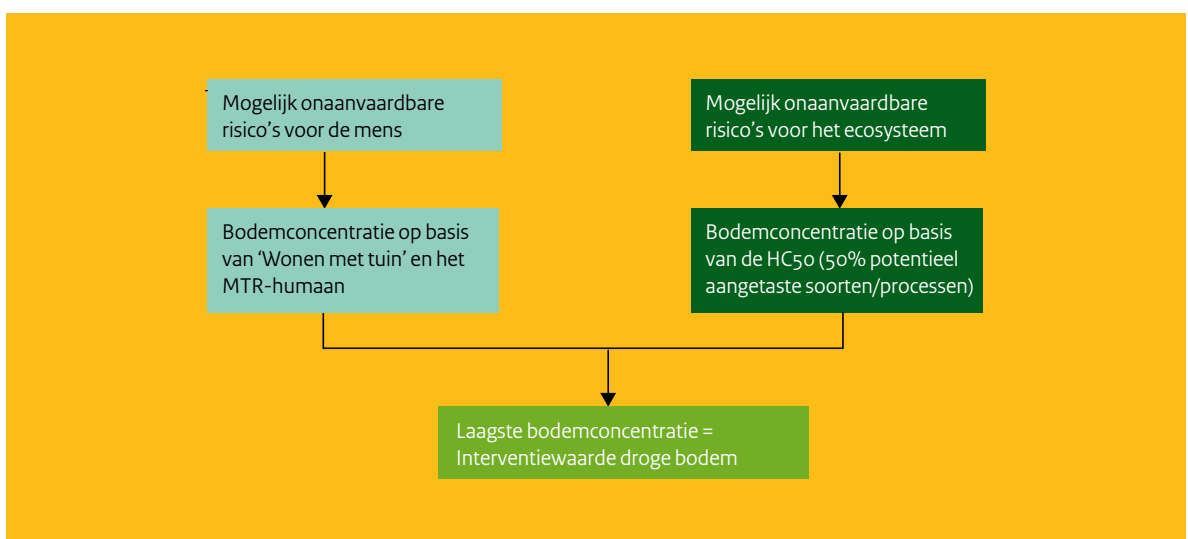
Interventiewaarden droge bodem

De Interventiewaarden droge bodem horen bij een 'ernstige verontreinigde bodem' in de zin van de Wet bodembescherming. Ze zijn gebaseerd op mogelijk onaanvaardbare risico's voor de mens of het ecosysteem en worden als volgt bepaald:

- voor de mens wordt de bodemconcentratie bepaald die in de situatie 'wonen met tuin' leidt tot blootstelling ter hoogte van het MTR-humaan. De situatie 'wonen met tuin' is een relatief gevoelige wijze van bodemgebruik, waarbij alle blootstellingsroutes van de mens van toepassing zijn;
- voor het ecosysteem wordt de bodemconcentratie bepaald die leidt tot 50% potentieel aangetaste soorten/processen (HC50).

De laagste van de twee afgeleide bodemconcentraties is de Interventiewaarde droge bodem.

De Interventiewaarde droge bodem dient als trigger om het Saneringscriterium toe te passen. Het Saneringscriterium beoordeelt of er in de lokale situatie daadwerkelijk sprake is van onaanvaardbare risico's. Voor enkele (heel) gevoelige situaties (onder andere moestuinen) kan er ook beneden het niveau van de Interventiewaarde droge bodem sprake zijn van onaanvaardbare risico's. Dit dient voor deze specifiek genoemde situaties met behulp van het Saneringscriterium te worden beoordeeld.



Indeling in bodemfuncties en Maximale Waarden

De Maximale Waarden horen bij een duurzaam geschikte toestand van de bodem, gegeven het gebruik. Het Besluit bodemkwaliteit staat hergebruik van grond en bagger toe als de kwaliteit voldoet aan de Maximale Waarden behorend bij de bodemfunctie, mits de ontvangende bodem een vergelijkbare kwaliteit heeft.

Voor de onderbouwing van de Maximale Waarden Wonen en Industrie heeft NOBO een indeling in zeven bodemfuncties (waarvan drie met subfuncties) ontwikkeld en deze gekoppeld aan beschermingsniveaus voor het ecosysteem en blootstellingsniveaus voor de mens.

Voor de mens zijn de Maximale Waarden gebaseerd op een veilig beschermingsniveau. Het gaat immers om duurzaam bodemgebruik. Dit niveau is voor stoffen met een drempelwaarde het MTR-humaan rekening houdend met achtergrondblootstelling, en voor stoffen zonder drempelwaarde het VR-humaan. Voor de mens is de mate van blootstelling, die afhankelijk is van de bodemfunctie, bepalend voor de hoogte van het risico. De mate van blootstelling is per bodemfunctie ingedeeld in veel of weinig bodemcontact en in veel, gemiddelde, beperkte of geen gewasconsumptie van de betreffende bodem.

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.

In de tabel hiernaast is de indeling in bodemfuncties, de mate van blootstelling van de mens en het beschermingsniveau van het ecosysteem aangegeven.

Voor de humane blootstellingsrisico's, bescherming landbouwproductie, generieke ecologische risico's en de risico's op doorvergiftiging is door het RIVM per stof en per bodemfunctie een bodemconcentratie bepaald. Per stof is de laagste bodemconcentratie per bodemfunctie bepalend voor de invulling van de Maximale Waarde voor de betreffende bodemfunctie.

De tabel hiernaast met beleidsmatige keuzes vormt het hart van de zogenaamde Risicotoolbox. Bij een keuze voor zogenaamde Lokale Maximale Waarden worden de gekozen waarden met behulp van de Risicotoolbox voor een gekozen

bodemfunctie vergeleken met de bodemconcentraties die horen bij de beleidsmatige keuzes die in de tabel hiernaast staan.

Voor de invulling van de Maximale Waarden Wonen en Industrie zijn bodemfuncties geclusterd tot bodemfunctieklassen (zoals weergegeven in de tabel hiernaast). De Maximale Waarde voor de bodemfunctie Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie is bepalend voor de Maximale Waarde Industrie. De laagste van de Maximale Waarden voor de bodemfuncties Wonen met tuin, Plaatsen waar kinderen spelen en Groen met natuurwaarden is bepalend voor de Maximale Waarde Wonen. Voor de overige functies geldt de Achtergrondwaarde als norm voor de bodemfunctieklassen.

Beleidsmatige keuzes voor bodemfuncties

Bodemfunctie met eventuele subfunctie	Humane risico's, mate bodemcontact	Humane risico's, mate gewasconsumptie	Bescherming landbouwproductie	Ecologische risico's, bescherming generiek	Ecologische risico's, bescherming doorvergiftiging
Wonen met tuin	veel	beperkt	-	gemiddeld	-
Plaatsen waar kinderen spelen, gemiddelde ecologische waarde	veel	geen	-	gemiddeld	-
Plaatsen waar kinderen spelen, weinig ecologische waarde	veel	geen	-	matig	-
Moestuinen en volkstuinten, veel gewasconsumptie	veel	veel	-	gemiddeld	-
Moestuinen en volkstuinten, gemiddelde gewasconsumptie	veel	gemiddeld	-	gemiddeld	-
Landbouw	veel	beperkt	wel	gemiddeld	gemiddeld
Natuur	weinig	geen	-	hoog	hoog
Groen met natuurwaarden	weinig	geen	-	gemiddeld	gemiddeld
Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie, met doorvergiftiging	weinig	geen	-	matig	matig
Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie, zonder doorvergiftiging	weinig	geen	-	matig	-

Clustering bodemfuncties tot bodemfunctieklassen

Bodemfuncties	Bodemfunctieklassen
1. Moes- en volkstuinten	Voldoet aan Achtergrondwaarden, schone grond
2. Natuur	
3. Landbouw	
4. Wonen met tuin	Wonen
5. Plaatsen waar kinderen spelen	
6. Groen met natuurwaarden	Industrie
7. Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie	

LAC2006-waarden

De LAC2006-waarden hebben geen juridische status als bodemnorm, maar dienen als kennisbron om te beoordelen of er mogelijk sprake is van landbouwisico's. De LAC2006-waarden geven aan dat er mogelijk sprake is van overschrijding van Warenwet- of veevoedernormen, van meer dan 10% opbrengstdaling voor gewassen of van ongewenste effecten op de diergezondheid. Er zijn LAC2006-waarden voor drie bodemtypen en voor zes vormen van landbouwkundig gebruik. De LAC2006-waarden en bijbehorende bodem-plant-relaties zijn opgenomen in de Risicoolbox en kunnen daardoor eventueel dienen voor de onderbouwing van Lokale Maximale Waarden voor landbouwfuncties.

Normen voor waterbodems

De beoordelingsmethode voor het verspreiden van bagger op het aangrenzende perceel is gebaseerd op ecologische risico's. Er is wel voor gezorgd dat ook de mens en de landbouwproductie voldoende zijn beschermd.

De ecologische risico's van het aanwezige mengsel aan stoffen worden beoordeeld met behulp van de zogenaamde ms-PAF-methode. Een belangrijk beleidsmatig uitgangspunt bij het trekken van de grens voor het resultaat van deze methode (een percentage potentieel aangetaste soorten) is dat minimaal net zoveel bagger op de kant mag worden verspreid als voor 2008 mogelijk was op basis van de toenmalige indeling in kwaliteitsklassen.

Voor het toepassen van bagger op waterbodems is er een indeling in twee klassen (Maximale Waarden kwaliteitsklasse A en B). De Maximale Waarde kwaliteitsklasse A is gebaseerd op het herverontreinigingsniveau over de periode 1996-2005 en geldt tevens als Maximale Waarde voor het verspreiden van baggerspecie in zoet oppervlaktewater. De Maximale Waarde kwaliteitsklasse B is gebaseerd op de waterbodemkwaliteit in diffuus verontreinigde gebieden en op de Interventiewaarden zoals die golden voor 2008. Deze norm geldt tevens als Interventiewaarde waterbodems.

Locatiespecifieke risicobeoordeling

NOBO heeft voorstellen gedaan voor een aantal specifieke onderwerpen uit de locatiespecifieke risicobeoordeling. Deze onderwerpen zijn: pH en cadmium, beoordeling humane risico's van lood, beoordeling landbouwisico's, beoordeling PAK-verontreiniging en combinatietoxiciteit voor de mens en het ecosysteem.

Het vervolg

NOBO is inmiddels omgedoopt naar NOBOWA: Normstelling Bodem en Water. NOBOWA beoogt de afstemming met water- en grondwaterbeleid nadrukkelijker mee te nemen dan door NOBO is gebeurd. Nieuwe informatie uit wetenschappelijk onderzoek en invloeden vanuit Europa zullen blijven zorgen voor ontwikkelingen in de normstelling. NOBOWA zal in de periode 2008-2011 werken aan een aantal verbeteringen van het normenstelsel voor (water)bodem en grondwater.

1 Inleiding

1.1 Beleidsmatige keuzes bodemnormen

De Beleidsbrief Bodem (Tweede Kamer, 2003-2004) heeft de aanzet gegeven voor het vernieuwen van het normenstelsel voor het beoordelen van de bodemkwaliteit. Het bodembeheer moet meer worden gebaseerd op risico's en moet meer rekening houden met het gebruik van de bodem (de 'bodemfunctie'). Uitgangspunt is dat er sprake moet zijn van duurzaam gebruik. Voor het vernieuwen van het normenstelsel voor de bodem is het beleidsmatige project NOBO (Normstelling en Bodemkwaliteitsbeoordeling) opgezet. Het project NOBO was één van de prioritaire projecten in het Uitvoeringsprogramma, dat is opgesteld voor het uitwerken van de Beleidsbrief Bodem.

De basis voor het baseren van milieunormen op risico's is gelegd in 1989 met de notitie Omgaan met risico's (VROM, 1989). In 1991 is op basis hiervan de notitie 'Milieukwaliteitsdoelstelling bodem en water' (Milbowa) verschenen, waarin op risico's gebaseerd normen voor bodem en water zijn opgenomen (Tweede Kamer, 1990-1991). In 1997 volgde de INS-notitie 'Milieukwaliteitsnormen bodem, water, lucht' (INS, 1997) van de Interdepartementale Werkgroep INS. Het proces om te komen tot milieukwaliteitsnormen is inmiddels omgedoopt tot (Inter)nationale Normen Stoffen vanwege de afstemming binnen de EU. Er zijn diverse aanvullingen verschenen op de INS-notitie uit 1997. Het proces binnen INS levert de algemene wetenschappelijke basis voor de milieukwaliteitsnormen. Binnen het werkveld bodem wordt deze basis gebruikt om beleidsmatig normen voor stoffen in te vullen voor het preventieve beleid, dus om te voorkomen dat de bodem verontreinigd raakt. De Streefwaarden komen uit het INS-proces. Meer informatie over INS vindt u op www.vrom.nl.

Specifiek voor het werkveld bodem loopt het RIVM-project 'Risico's in relatie tot bodemkwaliteit' waarbinnen onder andere de Interventiewaarden zijn afgeleid en geëvalueerd. De tot juli 2008 gehanteerde bodemnormen zijn derhalve deels gebaseerd op de normen die binnen INS zijn afgeleid en vastgesteld (de Streefwaarden) en deels op studies van het RIVM binnen het project 'Risico's in relatie tot bodemkwaliteit' (de Interventiewaarden en de SaneringsUrgentieSystematiek). Voor de bodemnormen die gelden vanaf juli 2008 is tevens gebruik gemaakt van de resultaten van het project AW2000, waarbij concentraties aan verontreinigende stoffen in de bodem zijn bepaald in onverdachte landbouw- en natuurgebieden in Nederland.

Deze rapportage gaat vooral over de onderbouwing van en de beleidsmatige keuzes voor de 'nieuwe' bodemnormen die zijn vastgesteld in het Besluit bodemkwaliteit (VROM, 2007) en de Regeling bodemkwaliteit (VROM, 2007) en die deels gelden vanaf 1 januari 2008 en deels vanaf 1 juli 2008. Het Besluit bodemkwaliteit richt zich op het verantwoord omgaan met het hergebruik van grond en bagger (bodembeheer). Het gaat om het op een aanvaardbare wijze omgaan met 'licht' verontreinigde bodem en het toepassen en verspreiden van grond en bagger. Het gaat voor grond en bagger in het Besluit bodemkwaliteit dus niet om preventief beleid. Deze rapportage gaat hiernaast over de 'nieuwe' bodemnormen en beoordelingssystematiek voor bodemsanering, zoals vastgelegd in de Circulaire bodemsanering (VROM, 2006) en de herziene versie hiervan (VROM, 2008).

Als de discussies midden 2008 nog niet zijn afgerond, is dit aangegeven in dit rapport.

Dergelijke discussies worden opgepakt in het vervolgtraject 'NOBOWA', dat loopt over de periode 2008-2011. De bodemnormen hebben een plaats in de regelgeving voor het omgaan met de bestaande bodem-, grond- en baggerkwaliteit. Ze zijn overwegend gebaseerd op wetenschappelijk afgeleide waarden, die op hun beurt zijn gebaseerd op risico's voor mens en milieu. In het stelsel zijn echter ook normen opgenomen die zijn gebaseerd op de bestaande kwaliteit van de (water)bodem. Omdat het gaat om bodembeheer is het logisch om rekening te houden met de bestaande kwaliteit van de (water)bodem.

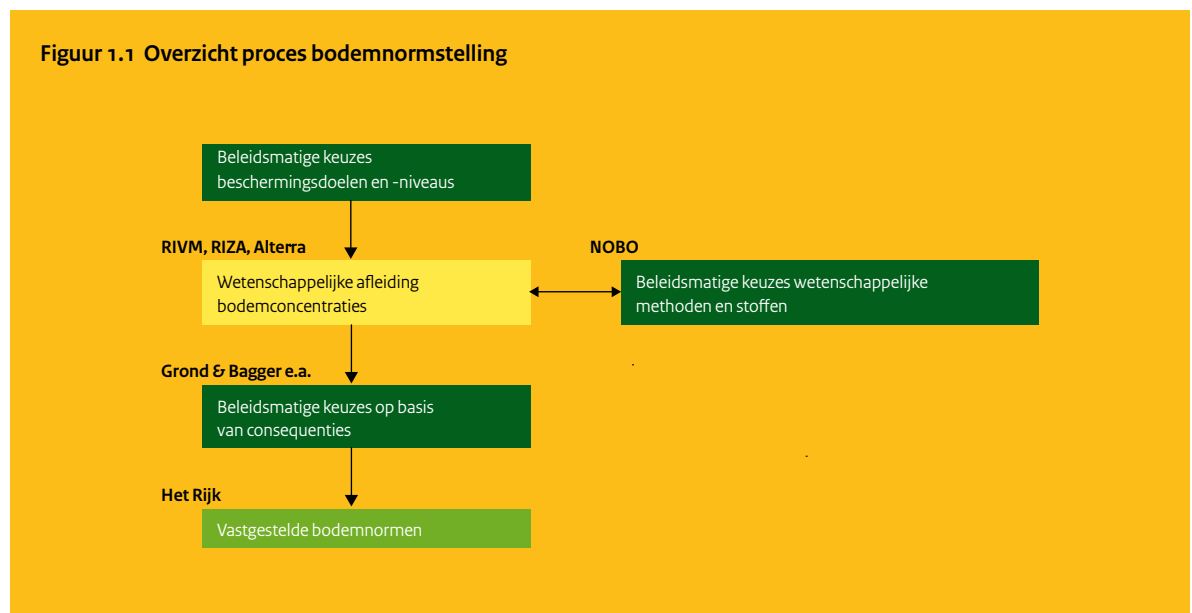
Ten behoeve van de wetenschappelijke afleiding zijn vooraf beleidsmatige keuzes noodzakelijk, bijvoorbeeld voor de beschermdoelen, de beschermingsniveaus en de 'risicoscenario's' die aan de verschillende bodemfuncties zijn verbonden. Ook moeten er gedurende het proces keuzes worden gemaakt die liggen op het raakvlak van wetenschap en beleid, bijvoorbeeld of informatie voldoende betrouwbaar is om te gebruiken voor het onderbouwen van normen. Dit soort beleidsmatige keuzes en keuzes op het raakvlak van wetenschap en beleid zijn gemaakt door de projectgroep NOBO.

Als op basis van de geschetste werkwijze waarden voor bodemconcentraties zijn afgeleid, kan vervolgens worden besloten deze waarden vanwege de consequenties (maatschappelijk, economisch) niet als bodemnorm vast te stellen, bijvoorbeeld omdat de waarden leiden tot een sterke beperking van het hergebruik van grond en bagger. In die gevallen worden achteraf beleidsmatige keuzes gemaakt voor de uiteindelijk te hanteren bodemnorm. Dit type beleidsmatige keuzes is in andere projecten gemaakt (met

name in het project Grond & Bagger), afgestemd met NOBO en wel in voorliggend rapport vastgelegd.

Het hierboven beschreven proces om tot bodemnormen te komen is weergegeven in figuur 1.1.

Aldus geeft dit rapport een compleet overzicht van de beleidsmatige keuzes en wetenschappelijke onderbouwing van de bodemnormen anno 2008. Voor de wetenschappelijk inhoudelijke onderbouwing wordt steeds verwezen naar de onderliggende rapportages van de wetenschappelijke instituten.



1.2 Het project NOBO

1.2.1 Inhoudelijk doel van NOBO

De projectgroep NOBO heeft in 2005, 2006 en 2007 gewerkt aan de beleidsmatige keuzes voor de risico-onderbouwing van bodemnormen voor het bodembeheer (omgaan met licht verontreinigde bodems) en voor bodemsanering. De centrale opdracht voor NOBO was:

- nagaan of de bestaande beleidsmatige keuzes voor de onderbouwing van de verschillende bodemnormen moesten worden aangepast;
- het maken van de benodigde beleidsmatige keuzes om bij de bodemnormen en de risicobeoordeling rekening te houden met de bodemfunctie;
- het maken van de benodigde beleidsmatige keuzes voor de locatiespecifieke risicobeoordeling.

Het uitgangspunt voor NOBO was de inhoud van de Beleidsbrief Bodem (Tweede Kamer, 2003-2004). Hierin staat dat de intensiteit van het bodembeheer beter dient te worden gekoppeld aan het optreden van risico's en dat de bodemfunctie een meer centrale plaats moet krijgen bij de beoordeling van de bodemkwaliteit. Om goede keuzes te kunnen maken is de precieze rol van de bodemnormen belangrijk.

1.2.2 Werkwijze en mandaat van NOBO

De in dit rapport beschreven standpunten zijn bepaald in een groot aantal overleggen met een wisselende samenstelling. Deelnemers aan het NOBO-overleg zijn vertegenwoordigers van de ministeries van VROM, V&W en LNV, van de andere overheden (IPO, VNG en UvW) en van de onderzoeksinstituten (RIVM, Alterra, RIZA). Vanuit VROM hebben de VROM-projectleiders/vertegenwoordigers van de projecten rond de ontwikkeling van het Besluit bodemkwaliteit (onder andere de projectgroep Grond & Bagger) en het Saneringscriterium deelgenomen aan het NOBO-overleg. De deelnemers aan de projectgroep NOBO staan vermeld in bijlage 1. Over uiteenlopende onderwerpen zijn discussies gevoerd en standpunten bepaald. Gedurende het proces is de Werkgroep INS wel geïnformeerd over de resultaten van NOBO, maar niet betrokken bij de besluitvorming op beleidsniveau. Gedurende het project is de TCB om advies gevraagd (TCB, 2006a). Vanwege de tijdsdruk op het project NOBO is de TCB niet in staat geweest om te adviseren over alle technisch inhoudelijke voorstellen die door NOBO zijn gedaan. Dit zal in een later stadium nog wel gebeuren (TCB, 2006b).

Het project NOBO is in 2004 gestart op basis van de Beleidsbrief Bodem (Tweede Kamer, 2003-2004). Vanaf medio 2004 tot aan de zomer van 2005 zijn in het kader van NOBO enkele wetenschappelijk getinte overleggen gevoerd. De meer beleidsmatige overleggen zijn begin 2005 gestart. Vanaf medio 2005 is zeer intensief overleg gevoerd met de

beleidsmatig betrokken partijen en vertegenwoordigers van de onderzoeksinstituten. In het najaar van 2006 is apart overleg gestart over het verbeteren van de normstelling voor lood in de bodem, met deelnemers met een specifieke deskundigheid op dit gebied (zie bijlage 1).

De projectgroep NOBO heeft geen beslissingsbevoegdheid. Zij doet voorstellen en neemt standpunten in, die uiteindelijk pas gelden als ze worden overgenomen en vastgelegd in regelgeving. Hierover beslissen uiteindelijk de ministeries en de politiek. Dit gebeurde in een besluitvormingstraject via afstemming met andere projecten (vooral het project Grond & Bagger), Stuurgroep Bodem (STUBO) en een directeurenoverleg op rijksniveau. Toch staat in dit rapport regelmatig dat NOBO iets geeft besloten of vastgesteld. Dit moet worden opgevat als voorstellen, aanbevelingen of standpunten van de projectgroep NOBO. In het rapport is aangegeven als uiteindelijk in beleid en/of regelgeving is afgeweken van de NOBO-standpunten.

Zoals in paragraaf 1.1 reeds is vermeld, bepaalt NOBO niet de uiteindelijke hoogte van de bodemnormen. In de projecten Grond & Bagger, Herziening Bouwstoffenbesluit en Saneringscriterium worden de maatschappelijke en economische consequenties in kaart gebracht van het toepassen van de NOBO-standpunten. Op basis van deze consequenties zijn soms om beleidsmatige redenen afwijkende keuzes gemaakt voor de uiteindelijke bodemnormen of de uiteindelijke invulling van de locatiespecifieke risicobeoordeling. Voor de locatiespecifieke risicobeoordeling geldt hiernaast dat een aantal NOBO-standpunten nader is besproken binnen het project Saneringscriterium. Dit heeft soms geleid tot bijstelling van de in NOBO gemaakte keuzes.

1.2.3 Inhoudelijke afperking van NOBO

NOBO heeft zich met name bezig gehouden met droge bodems. Normen die zich richten op waterbodems en de invulling van de risicobeoordeling voor waterbodems zijn separaat ontwikkeld binnen het ministerie van V&W. NOBO heeft met name de hierbij gemaakte keuzes voor de waterbodemnormen op het raakvlak van beleid en wetenschap besproken. Zo nodig zijn binnen NOBO afgesproken aanpassingen doorgevoerd. De uiteindelijke keuzes zijn gemaakt op rijksniveau, onder verantwoordelijkheid van het ministerie van V&W en geaccepteerd door NOBO. De beleidsmatige keuzes die te maken hebben met de consequenties van de water-bodemnormen, zijn (net als voor droge bodems) buiten NOBO gemaakt. De locatiespecifieke risicobeoordeling voor waterbodems, zoals vastgelegd in de Circulaire sanering waterbodems (V&W, 2006) is buiten NOBO ontwikkeld en vastgesteld. De genoemde Circulaire is eind 2007 herzien (V&W, 2007).

NOBO heeft zich gericht op de risico-onderbouwde bodemnormen. Bodemnormen die zijn gebaseerd op de bestaande kwaliteit van de bodem (Achtergrondwaarden en herverontreinigingsniveau (HVN)) zijn buiten NOBO ontwikkeld en vastgesteld, maar wel door NOBO overgenomen.

De normstelling voor emissies vanuit bodemmateriaal is separaat van NOBO ontwikkeld, vooral in het kader van de herziening van het beleid voor bouwstoffen in het Besluit bodemkwaliteit. De uiteindelijke keuzes voor de normstelling voor grond en bagger in zogenaamde 'grootschalige toepassingen' zijn volledigheidshalve wel in dit document opgenomen (bijlage 9).

NOBO heeft zich beperkt tot de chemische bodemkwaliteit. Regelmatig is opgemerkt dat biologische of fysische aspecten (doelsoorten, grondwaterstand, bodemsoort, nutriënten) ook heel belangrijk zijn voor de beoordeling van de bodemkwaliteit, maar hier wordt in andere kaders aan gewerkt. Een belangrijk beleidsmatig instrument in dit kader is ontwikkeld in het project Routeplanner BodemAmbities (zie www.bodemambities.nl). Een ander in dit kader relevant project is BIELLS (Bodem informatie, essentieel voor landelijke en lokale sturing, zie www.biells.nl). Tot slot kan het project RBB (Referenties voor de bodembio- logische kwaliteit, zie www.senternovem.nl) worden genoemd en het bijbehorende RIVM-rapport (Rutgers e.a., 2005).

1.3 Doelgroep

Dit rapport is bedoeld voor deskundigen op het gebied van bodemverontreiniging en risicobeoordeling en heeft deels de vorm van een opsomming van standpunten. Er worden korte toelichtingen gegeven op allerlei begrippen en afkortingen. De bijlagen met normwaarden zijn handig en relevant voor deskundigen, die de bodemkwaliteit beoordelen.

Voor een bredere doelgroep is het rapport 'Ken uw (water) bodemkwaliteit, de risico's inzichtelijk' (Senter Novem, 2007) geschreven. Dit rapport geeft een samenhangend overzicht van de onderbouwing van alle normen en beoordelingssystemen voor de chemische kwaliteit van bodem, waterbodem, grond en bagger.

1.4 Leeswijzer en inhoud van deze rapportage

1.4.1 Leeswijzer

Dit rapport is bedoeld ter verantwoording en vastlegging van de beleidsmatige randvoorwaarden en beleidsmatige keuzes, die de basis vormen voor de normen voor de bodemkwaliteit. Het heeft het karakter van een naslagwerk. Daarom is er veel gebruik gemaakt van (tussen)kopjes, zodat gezochte informatie snel kan worden gevonden. De gebruikte termen in dit rapport zijn afgestemd op de terminologie in het Besluit bodemkwaliteit en de Regeling bodemkwaliteit.

Dit document bevat de resultaten van het project NOBO in 2005, 2006 en 2007. Het rapport legt allereerst een aantal algemene NOBO-standpunten vast (hoofdstuk 2). Daarna wordt de algemene basis van het normstellingsgebouw besproken: beschermingsdoelen en -niveaus (hoofdstuk 3). Het rapport geeft steeds de uiteindelijke (beleids)keuzes weer, die eventueel buiten NOBO zijn gemaakt.

Vervolgens worden de verschillende bodemnormen behandeld, waar NOBO zich vooral op heeft gericht. Deze bodemnormen zijn de Achtergrondwaarden en de Streefwaarden (hoofdstuk 4), de Interventiewaarden droge bodem (hoofdstuk 5), de generieke Maximale Waarden (Maximale Waarden per bodemfunctie en voor de klassen Wonen en Industrie) en de Lokale Maximale Waarden (hoofdstuk 6).

Hierna behandelt dit rapport in hoofdstuk 7 de LAC2006-waarden, die als kennisbron kunnen dienen voor het vaststellen van Lokale Maximale Waarden voor de bodemfunctie Landbouw. In hoofdstuk 8 volgt een toelichting op de gemaakte keuzes voor de normen voor waterbodems. Hoofdstuk 9 bevat de NOBO-standpunten over de locatie-specifieke risicobeoordeling. Het rapport eindigt met een kort overzicht van de in de periode 2008 tot en met 2011 te verrichten vervolgwerkzaamheden op het gebied van de bodemnormstelling (hoofdstuk 10).

In de bijlagen 2 tot en met 9 zijn alle normwaarden voor de vanaf juli 2008 geldende bodemnormen opgenomen. Hierbij is vaak aangegeven wat de basis van de betreffende normwaarde is.

Zoals aan het eind van paragraaf 1.1 is toegelicht, zijn beleidsmatige keuzes voor bodemnormen vanwege de consequenties van de afgeleide waarden (die gemaakt zijn buiten NOBO) ook in voorliggend rapport vastgelegd, zodat alle keuzes die een relatie hebben met bodemnormen bij elkaar staan en zijn terug te vinden.

1.4.2 Niet in dit rapport

Voor wat betreft de locatiespecifieke risicobeoordeling geldt dat dit rapport de buiten NOBO gemaakte keuzes binnen de projecten Saneringscriterium voor landbodems en het Saneringscriterium voor waterbodems niet vastlegt. Deze zijn terug te vinden in de Circulaire bodemsanering (VROM, 2006) voor landbodems en in de Circulaire sanering waterbodems (V&W, 2006) voor waterbodems. Zie ook de latere herziene versies van beide Circulaires (VROM, 2008 en V&W, 2007).

In dit rapport wordt de rol van bodemnormen in principe niet of slechts kort beschreven. Dat is gedaan in het Besluit bodemkwaliteit en de bijbehorende Regeling bodemkwaliteit, en dan vooral in de toelichtingen van beide genoemde stukken. Hiernaast is de Handreiking Besluit bodemkwaliteit (Senter Novem/Bodem+, 2007) uitermate geschikt om inzicht te krijgen in de rol van de verschillende bodemnormen. Dit inzicht is belangrijk omdat deze rol een belangrijke basis is voor de te maken keuzes voor de invulling van de bodemnormen. Toch is besloten dit niet in dit rapport op te nemen, omdat er dan veel informatie moet worden toegevoegd en de kans groot is dat er dan door afwijkende formuleringen toch onduidelijkheden ontstaan over de rol van de normen. Als u de rol van de normen onvoldoende kent, wordt sterk aanbevolen eerst de genoemde Handreiking te lezen.

1.5 Het normstellingsproces

Tot slot in deze inleiding enkele opmerkingen over het normstellingsproces met een beschouwelijk karakter.

Van de uitvoeringspraktijk is bekend dat de neiging bestaat zich zeer te concentreren op de uiteindelijke hoogte van de bodemnormen. Dit is vanwege de praktische gevolgen begrijpelijk, maar er zit wel een gevaar aan vast. Men verliest er namelijk gemakkelijk het hart van het normstellingsgebouw mee uit het oog. Dit 'hart' is het antwoord op de vragen:

- wat zijn de beschermingsdoelen?
- en tot welk niveau willen we die doelen beschermen, gekoppeld aan het gebruik van de bodem?

De gekozen risicoscenario's (beschermdoelen en -niveaus) per onderscheiden bodemfunctie vormen de kern voor de gewenste bodemkwaliteit. Tussen deze kern en de uiteindelijke hoogte van de normen per stof zit een wereld aan aannames, ervaringen en wetenschappelijke discussies, die aan verandering onderhevig is. De gepubliceerde normen zijn een vertaling van de onderliggende risicoscenario's. Voor een transparante besluitvorming is het van groot belang of men de risicoscenario's zelf ter discussie wil stellen of de wetenschappelijke en beleidsmatige keuzes in

de afleiding van de normgetallen uitgaande van deze risicoscenario's.

Enigszins in het verlengde van voorgaande beschouwing past de opmerking dat, ondanks de grote inzet van de afgelopen jaren op het transparanter en consistentere maken van het normstellingsgebouw, er nog het nodige staat te gebeuren. Behalve dat dit duidelijk maakt hoe nieuwe inzichten aanleiding kunnen geven tot aanpassingen van het normstellingsgebouw, wordt hiermee ook de samenhang tussen de sectoren bodem en (grond)water beklemtoond. De verbreding en integratie van het bodembeleid met andere sectoren krijgt hiermee gestalte.

De conclusie na jaren bodembeleid en bodemnormstelling is ook dat het geen eenvoudige materie is en dat dit een weerspiegeling is van de complexiteit van bodem (en water) als systeem in combinatie met de behoefte van het beleid en de uitvoeringspraktijk enerzijds aan eenvoud en anderzijds aan maatwerk. De komende jaren zal in ieder geval afstemming plaatsvinden met de implementatie van de EU-Grondwaterrichtlijn (Kaderrichtlijn Water).

2 Algemene standpunten

2.1 Leeswijzer

Dit hoofdstuk legt de algemene NOBO-standpunten vast, die betrekking hebben op alle bodemnormen en op de locatiespecifieke risicobeoordeling.

2.2 Gebruikte wetenschappelijke informatie

Bij de onderbouwing van de bodemnormen op basis van milieurisico's wordt zoveel mogelijk de nieuwste generatie informatie gebruikt (datasets, methoden, modellen, parameterwaarden, etc.). Deze informatie moet wel een breed draagvlak hebben in de wetenschappelijke wereld. Omdat allerlei lopende ontwikkelingen niet meteen kunnen worden geïmplementeerd, is er wel sprake van 'enige datering' van deze informatie. Met name internationale harmonisatie zal in de toekomst naar verwachting weer leiden tot aanpassingen.

2.3 Resultaten bodemonderzoek

Het uit te voeren bodemonderzoek (strategie, bemonstering en laboratoriumanalyse) moet voldoende betrouwbare invoergegevens opleveren om de risico's goed te kunnen bepalen. NOBO pleit ervoor de bestaande bodemonderzoeksprotocollen te verbeteren of aan te vullen, zodat betrouwbare invoergegevens worden verkregen om te kunnen toetsen aan normen en om een risicobeoordeling uit te kunnen voeren. NOBO onderschrijft de lopende actie van de normcommissie Bodemkwaliteit van het NEN, bedoeld om de normen voor vooronderzoek en verkennend (water)bodemonderzoek (NVN 5725, NEN 5740 en NVN 5720) te herzien.

Ook binnen het circuit van de kwaliteitsborging wordt er gewerkt aan verbetering van de kwaliteit van het bodemonderzoek. De inspanningen van Kwalibo en SIKB hebben tot nu toe vooral geleid tot concrete protocollen, met een daaraan gekoppelde erkenningsregeling, voor bemonstering en laboratoriumanalyse. De inspanningen van dit moment richten zich op verbetering en borging van het advieswerk dat daarbij hoort, door het tot stand brengen van soortgelijke protocollen en een erkenningsregeling hiervoor.

2.4 De stapsgewijze beoordeling

Het volgen van de stapsgewijze beoordeling (tiered approach) is het uitgangspunt voor de beoordeling van de bodemkwaliteit. Het algemene principe is: als eerste stap een eenvoudige toetsing die goedkoop, maar conservatief is; in vervolgstappen beter kijken, hetgeen in veel gevallen duurder, maar ook realistischer is. Het toepassen van een tiered approach is ook internationaal gebruikelijk. De systematiek gericht op bodemsanering heeft eveneens de vorm van een stapsgewijze beoordeling. Eerst wordt getoetst aan een generieke norm: de Interventiewaarde. Als deze wordt overschreden volgt een uitgebreidere locatiespecifieke beoordeling met behulp van de systematiek van het Saneringscriterium.

2.5 Evalueren beleidsmatige keuzes

Regelmatig, denk aan bijvoorbeeld een periode van eens in de vijf à acht jaar, moeten de gemaakte keuzes tegen het licht van nieuwe wetenschappelijke inzichten en beleidsmatige standpunten worden gehouden. Dat kan tot bijstellingen leiden. Hieraan gaat een proces vooraf van wegen van de gevolgen van ingrepen in de normstelling. Met andere woorden: er zal niet lichtvaardig tot aanpassing worden overgegaan. Er wordt gestreefd naar een zo stabiel mogelijk normstelsel.

In de periode 2008-2011 moeten procesafspraken worden gemaakt over het omgaan met nieuwe inzichten, die zouden kunnen leiden tot de wens om bodemnormen aan te passen.

2.6 Bodemtypecorrectie en de rol van de pH hierin

De tot juli 2008 gehanteerde bodemnormen (Streef- en Interventiewaarden en de normen voor grond/bagger in het Bouwstoffenbesluit) gelden voor een standaardbodem met 10% organische stof, 25% lutum en een pH van 6. Op basis van het organisch stof en lutumgehalte van een specifieke te beoordelen bodem of partij grond of bagger vindt een omrekening plaats naar de waarde van de bodemnorm voor die specifieke bodem, partij grond of bagger. Dit heet de bodemtypecorrectie. In de bodemtypecorrectieformules speelt de pH van de te beoordelen bodem, grond of bagger geen rol.

NOBO pleit ervoor de invulling van de bodemtypecorrectie voor de bodemnormen vooralsnog te handhaven, ondanks het feit dat de pH een belangrijke factor is voor de biobeschikbaarheid van verontreinigende stoffen. Argumenten voor het standpunt van NOBO zijn: de bodem-pH is geen vast gegeven (te beïnvloeden door de wijze van beheer, kan veranderen bij het verplaatsen van grond), de bodem-pH is weliswaar eenvoudig te meten, maar variabel in diepte en plaats en er is geen eenduidig voorstel voor het opnemen van de bodem-pH in de bodemtypecorrectie. In de Regeling bodemkwaliteit en in de bijlagen bij dit rapport is te vinden voor welke normen de bodemtypecorrectie geldt. De bodemtypecorrectieformules zijn opgenomen in bijlage 10.

Hiernaast is er discussie over het maken van onderscheid in een bodemtypecorrectie gekoppeld aan achtergrondgehalten (op basis van de meetresultaten uit het project AW2000, Spijker e.a, 2008) en een bodemtypecorrectie gericht op verschillen in biobeschikbaarheid. Deze discussie kon niet snel worden afgerond en is doorgeschoven naar 2008-2011. Deze discussie heeft ook een relatie met het meenemen van regionale achtergrondgehalten in de risicobeoordeling en met de vraag welk deel van een achtergrondgehalte 'natuurlijk' is en welk deel antropogeen is veroorzaakt.

2.7 Meetmethode voor de pH in bodemmateriaal

De pH heeft een rol bij de locatiespecifieke risicobeoordeling en moet worden ingevuld bij een beoordeling met behulp van de Risicotoolbox (zie Regeling bodemkwaliteit). Voor het meten van de pH in bodemmateriaal zijn in het verleden verschillende methoden toegepast. NOBO heeft gekozen voor het meten van de pH-CaCl₂ als standaardmethode voor bodem, grond en bagger, conform de keuze in APo4-SG (zie www.sikb.nl). Een beschikbare pH-H₂O of pH-KCl kan worden omgerekend naar de pH-CaCl₂. Dit is aangegeven in Römken et al, 2004 en wordt ondersteund door de Risicotoolbox.

De gekozen rekenregels zijn:

$$\begin{aligned} \text{pH-CaCl}_2 &= -0,37 + 1,13 * \text{pH-KCl} \\ \text{pH-KCl} &= 0,49 + 0,85 * \text{pH-CaCl}_2 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{pH-CaCl}_2 &= -0,46 + 0,94 * \text{pH-H}_2\text{O} \\ \text{pH-H}_2\text{O} &= 0,73 + 1,02 * \text{pH-CaCl}_2 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{pH-H}_2\text{O} &= 0,38 + 1,14 * \text{pH-KCl} \\ \text{pH-KCl} &= 0,12 + 0,80 * \text{pH-H}_2\text{O} \end{aligned}$$

3 Beschermingsdoelen en -niveaus

3.1 Beschermingsdoelen en leeswijzer

In dit hoofdstuk worden de in NOBO gemaakte afspraken over beschermingsdoelen en -niveaus vastgelegd. Hierbij heeft NOBO afspraken hierover uit het verleden heroverwogen en opnieuw vastgesteld.

De basisvragen voor het stellen van (bodemkwaliteits) normen zijn: wat willen we beschermen (wat is het beschermingsdoel) en op welk niveau (wat is het beschermingsniveau)? De beschermingsdoelen zijn: de gezondheid van de mens, het ecologisch functioneren, de landbouwproductie (Warenwet, veevoedernormen, diergezondheid, plantenziekten) en de kwaliteit van het grondwater (bescherming tegen verspreiding vanuit de grond/bagger), zie figuur 3.1.

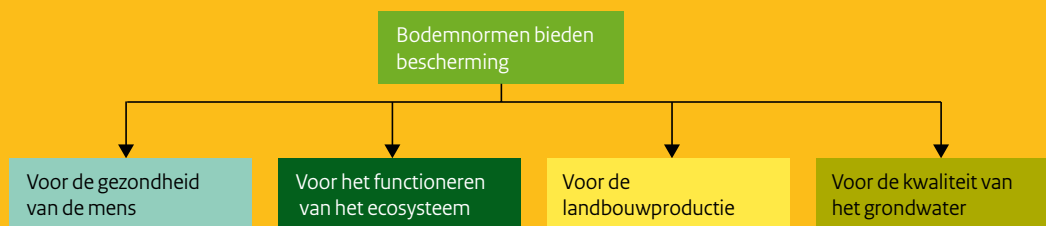
NOBO heeft zich bezig gehouden met het humane beschermingsdoel en -niveau, het ecologische beschermingsdoel en -niveau en met de bescherming van de landbouwproductie. Aan uitloging naar grondwater is in 2005 aandacht besteed, door met behulp van bestaande modellen concentraties in grond om te rekenen naar grondwater. Dit leidde echter niet tot praktisch bruikbare en voldoende betrouwbare resultaten. Daarom is dit doorgeschoven naar de periode 2008-2011, mede gezien de nog af te leiden en vast te stellen 'Drempelwaarden' voor het grondwater in het kader van de EU-Grondwaterrichtlijn en de invulling van artikel 6 uit de EU-Grondwaterrichtlijn. Het genoemde artikel 6 gaat over maatregelen om de inbreng van verontreinigende stoffen in grondwater te voorkomen of te beperken (zie verder paragraaf 6.2.1 en hoofdstuk 10).

NOBO heeft afgesproken het voldoen aan de eisen vanuit het Besluit kwaliteit en gebruik Overige Organische Meststoffen (BOOM) voor compost, niet op te nemen als criterium voor de Maximale Waarden voor de functies waar compost wordt toegepast en/of kan ontstaan. Het BOOM is opgesteld vanuit het preventieve beleid. De bedoeling is erom te zetten op extra belasting van de bodem. Dit past niet bij het omgaan met de aanwezige bodemkwaliteit, waar de Maximale Waarden voor zijn ontwikkeld. Hiernaast is een generieke voorspelling van de compostkwaliteit op basis van een totaalgehalte in de bodem niet erg betrouwbaar. Overigens zijn de regels van het voormalige BOOM nu opgenomen in recentere regelgeving van het Ministerie van LNV.

Paragraaf 3.2 behandelt het beschermingsniveau voor de mens. Vervolgens wordt in paragraaf 3.3 ingegaan op de mate van blootstelling van de mens afhankelijk van de bodemfunctie. Hiertoe wordt gewerkt met blootstellings-scenario's en -modellen (paragraaf 3.3.1). Ook wordt ingegaan op de humane biobeschikbaarheid van stoffen uit bodemmateriaal (paragraaf 3.3.2).

Paragraaf 3.4 behandelt de ecologische beschermingsdoelen. Paragraaf 3.5 gaat in op de methode voor het beoordelen van ecologische risico's en de keuze voor het ecologische beschermingsniveau. Deze paragraaf gaat ook in op de biologische beschikbaarheid van stoffen voor het ecosysteem en de rol van de pH hierbij. Paragraaf 3.6 beschrijft vervolgens de bescherming van de landbouwproductie. In paragraaf 3.7 wordt tot slot ingegaan op de vraag of de risicobeoordeling per stof moet gebeuren of voor het gehele mengsel aan verontreinigende stoffen. Deze vraag speelt voor alle typen risico's.

Figuur 3.1 Overzicht beschermingsdoelen



3.2 Humaan beschermingsniveau

3.2.1 Het MTR-humaan

Het humane beschermingsdoel is het voorkomen van effecten van stoffen, of (indien effecten niet voorkomen kunnen worden, zoals bij carcinogene stoffen) het aan een maximum verbinden van het aantal extra kankergevallen per aantal inwoners. Het belangrijkste humane beschermingsniveau is het MTR-humaan (Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau voor de mens). Dit is een blootstellingsniveau in $\mu\text{g}/\text{kg}$ lichaamsgewicht/dag, waarbij bij levenslange blootstelling voor stoffen met een drempelwaarde geen nadelige effecten zijn te verwachten. Voor stoffen zonder drempelwaarde (genotoxisch carcinogenen) geldt dat er altijd een risico is op een nadelig effect. Voor deze stoffen is beleidsmatig een risiconiveau vastgesteld waaraan het MTR-humaan is gekoppeld. Voor vluchtige stoffen is er tevens een concentratie in lucht in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, die ook geldt als MTR-humaan (de TCL: Toxicologisch Toelaatbare Concentratie in Lucht). Bij het afleiden van het MTR-humaan wordt rekening gehouden met gevoelige individuen door een veiligheidsfactor 10 toe te passen (de vastgestelde waarde is dus een factor 10 strenger dan de afgeleide waarde). Bij het afleiden van het MTR-humaan wordt ook rekening gehouden met mogelijke effecten in gevoelige levensfasen (bijvoorbeeld effecten op embryo's en effecten op kleine kinderen). Voor meer informatie over het afleiden van het MTR-humaan wordt verwezen naar Baars e.a., 2001.

Naast het MTR-humaan wordt voor stoffen zonder drempelwaarde ook gebruik gemaakt van een lager risiconiveau (een factor 100 strenger dan het MTR-humaan). Dit niveau wordt beleidsmatig aangeduid als het Verwaarloosbaar Risiconiveau voor de mens (VR-humaan). Binnen het RIVM is afgesproken om deze term niet meer te gebruiken, maar steeds het gehanteerde risiconiveau te noemen. Binnen de beleidswereld wordt de term VR-humaan nog wel gebruikt.

De waarden voor het MTR-humaan die in 2001 door het RIVM zijn afgeleid (Baars e.a., 2001), worden de nieuwe standaardwaarden voor de normstelling voor bodem. Alleen het MTR-humaan voor dioxinen is daarna specifiek vastgesteld op 2 picogr/kilogram lichaamsgewicht/dag, conform de keuze binnen de Europese Unie (Baars e.a., 2004).

De Gezondheidsraad (GR) heeft de waarden voor het MTR-humaan niet geëvalueerd. Ze merkt wel op dat het gebruik van onzekerheidsfactoren, om rekening te houden met het ontbreken van gegevens, over het algemeen zal leiden tot voldoende veilige waarden. Voor lood zijn echter veel gegevens voorhanden, die ook direct betrekking hebben op de mens. Daarom is voor deze stof geen onzekerheidsfactor gebruikt. De GR heeft vanwege het

ontbreken van deze onzekerheidsfactor twijfels over de juistheid van het MTR-humaan voor lood (Gezondheidsraad, 2004). De GR wijst in dit kader op onderzoek dat aangeeft dat er mogelijk geen drempelwaarde is voor de toxiciteit van lood (elke concentratie heeft dan dus effect).

NOBO vindt dat het MTR-humaan voor lood op dit moment niet hoeft te worden verlaagd. Bij het afleiden van een MTR-humaan volgt het RIVM een zorgvuldige procedure, die volgens NOBO voldoende zekerheid biedt. De voor lood vastgestelde waarde is overgenomen van de Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives and Contaminants (Baars e.a., 2001, Lijzen e.a., 2006) en het is hiermee ook internationaal een gangbare waarde. De waarde is gebaseerd op een loodgehalte in het bloed van 50 $\mu\text{g}/\text{l}$. Hiernaast is de huidige tendens dat de blootstelling van de mens aan lood afneemt, waardoor het probleem in totaliteit kleiner wordt. Recent onderzoek in Rotterdam naar de loodbloedgehalten bij kinderen (Peeters, 2006) laat zien dat deze gehalten de afgelopen decennia sterk zijn gedaald, tot onder de in de Verenigde Staten gehanteerde norm van 100 $\mu\text{g}/\text{l}$. Ook de voorgestelde verscherpte norm van 50 $\mu\text{g}/\text{l}$ wordt nauwelijks overschreden. Dit hangt samen met de afname van de hoeveelheid lood in lucht, voedsel, drinkwater en verf.

Bij het bepalen van het te hanteren humane beschermingsniveau wordt onderscheid gemaakt tussen stoffen met en zonder drempelwaarde:

- voor stoffen met een drempelwaarde is het niveau van het MTR-humaan het te hanteren humane beschermingsniveau voor alle bodemnormen en in de humane risicobeoordeling. Een strenger beschermingsniveau voor bepaalde bodemnormen wordt hiervoor dus niet voorgesteld. Dit is conform het Nederlandse beleid in het verleden;
- voor stoffen zonder drempelwaarde (genotoxisch carcinogenen) ligt het humane beschermingsniveau voor het MTR-humaan op een extra risico op overlijden van 10^{-6} per jaar (dit is conform het algemene Nederlandse beleid voor het omgaan met risico's van stoffen en komt overeen met 10^{-4} levenslang). Dit MTR-humaan wordt gebruikt voor de Interventiewaarden (en ook voor het Saneringscriterium). De enige uitzondering hierop is asbest, waarbij vanwege afstemming met de regelgeving voor arbeidsomstandigheden een risico-niveau van 10^{-8} per jaar (VR-humaan) als grens wordt gehanteerd. Voor de Maximale Waarden geldt (net als voor de vroegere Bodemgebruikswaarden) voor de stoffen zonder drempelwaarde een beschermingsniveau op het VR-humaan (extra risico op overlijden van 10^{-8} per jaar = 10^{-6} levenslang). De keuzes voor stoffen zonder drempelwaarde zijn conform het in het Nederlandse milieubeleid gehanteerde tweegrenzen systeem (omgaan met risico's, 1989): een MTR-niveau op 10^{-6} per jaar (basis

Interventiewaarden voor stoffen zonder drempelwaarde) en een VR-niveau op 10^{-8} per jaar (basis Maximale Waarden voor stoffen zonder drempelwaarde).

Bovengenoemde humane beschermingsniveaus zijn Nederlandse beleidsmatige keuzes. In NOBO is gediscussieerd over het hanteren van een risicogrens van 10^{-7} per jaar voor de onderbouwing van de Maximale Waarden, omdat het verschil van een factor 100 tussen het beschermingsniveau van de Interventiewaarden en van de Maximale Waarden erg groot werd gevonden en omdat ook internationaal wel wordt gewerkt met het genoemde risiconiveau. Een dergelijke algemene keuze zou echter in een veel breder verband moeten worden gemaakt en dat was op korte termijn niet mogelijk. Daarom heeft NOBO besloten deze discussie vooralsnog te laten liggen.

In andere landen kunnen andere beleidsmatige keuzes zijn gemaakt. Dit kan leiden tot verschillen in de risicobeoordeling aan weerszijden van de grens (dit speelt bijvoorbeeld in de Nederlandse en Belgische Kempen).

3.2.2 Blootstelling uit andere bronnen dan de bodem (achtergrondblootstelling)

Achtergrondblootstelling is blootstelling uit andere bronnen dan de bodem (bijvoorbeeld via lucht, water en voedsel (niet uit eigen tuin)).

Het al dan niet rekening houden met achtergrondblootstelling speelt alleen een rol voor stoffen met een drempelwaarde, omdat hier pas een risico ontstaat na het overschrijden van een drempel. Voor stoffen zonder drempelwaarde wordt beoordeeld welk extra risico de blootstelling aan deze stof oplevert en dit wordt direct getoetst aan de vastgestelde risicogrenswaarde.

Voor de Interventiewaarden is in het verleden beleidsmatig besloten geen rekening te houden met achtergrondblootstelling. Het gehele MTR-humaan (in de vorm van een blootstellingsdosis in $\mu\text{g}/\text{kg}$ lichaamsgewicht/dag) mag bij de berekening van de Interventiewaarde worden opgevuld door blootstelling vanuit de bodem. Het idee achter deze keuze is dat bodemsanering pas noodzakelijk is als het de bodem is die leidt tot overschrijding van het MTR-humaan. Dezelfde keuze is destijds doorgetrokken naar de SaneringsUrgentieSystematiek (SUS; de voorloper van het Saneringscriterium).

In NOBO zijn deze beleidsmatige keuzes gehandhaafd: bij de Interventiewaarden droge bodem en waterbodem en het Saneringscriterium wordt geen rekening gehouden met de achtergrondblootstelling. Wel zou het Saneringscriterium 'in een voetnoot' moeten aangegeven dat ook blootstelling aan dezelfde stoffen uit andere bronnen mogelijk een probleem is. Dit maakt duidelijk dat er naast blootstelling

vanuit de bodem ook andere bronnen zijn, die kunnen leiden tot overschrijding van het beschermingsniveau.

Maximale Waarden staan voor een 'duurzame kwaliteit' van de bodem gegeven de bodemfunctie. De bodem moet blijvend geschikt zijn voor de betreffende functie. Hiervoor is het wel logisch om rekening te houden met een normale achtergrondblootstelling. Voor sommige stoffen geldt echter dat de achtergrondblootstelling in belangrijke mate het MTR-humaan al opvult of zelfs overschrijdt. Als men hier volledig rekening mee houdt mag de bodem niet of nauwelijks meer aan de blootstelling bijdragen. De bodem moet dan dus heel schoon zijn om aan de Maximale Waarden te voldoen. Dit is een onredelijke eis omdat het blootstellingsprobleem vooral het gevolg is van andere bronnen. Maatregelen om de blootstelling terug te dringen, moeten zich in dat geval ook richten op die andere bronnen.

Figuur 3.2 illustreert met getallenvoorbeelden de bovenbeschreven keuzes voor het humane beschermingsniveau en het omgaan met de achtergrondblootstelling voor de Interventiewaarde en de Maximale Waarde voor Wonen met tuin.

Figuur 3.2 Getallenvoorbeelden humane onderbouwing bodemnormen

Getallenvoorbeeld voor arseen, een stof met een drempelwaarde

Gevens:

MRT-humaan = 1,0 µg/kg lichaamsgewicht per dag

Achtergrondblootstelling (blootstelling uit andere bronnen dan bodem) = 0,3 µg/kg lichaamsgewicht per dag

Onderbouwing normen:

Humane onderbouwing Interventiewaarde: blootstelling mag vanuit de bodem tot aan het MRT-humaan, dus tot 1,0 µg/kg/d; dit gebeurt bij een gehalte van 576 mg/kg d.s. aan arseen in de bodem.

Humane onderbouwing Maximale Waarde Wonen met tuin = blootstelling mag vanuit de bodem tot aan het MRT-humaan, minus de achtergrondblootstelling, dus tot 0,7 µg/kg/d; dit gebeurt bij een gehalte van 430 mg/kg d.s. aan arseen in de bodem

Getallenvoorbeeld voor hexachloorbenzeen, een stof zonder drempelwaarde

Gegevens

MTR-humaan = 0,16 µg/kg lichaamsgewicht per dag

VR-humaan = 0,0016 µg/kg lichaamsgewicht per dag

Achtergrondblootstelling (blootstelling uit andere bronnen dan bodem) speelt voor stoffen zonder drempelwaarde geen rol, het extra risico wordt getoetst aan het risiconiveau

Onderbouwing normen:

Humane onderbouwing Interventiewaarde: blootstelling mag vanuit de bodem tot aan het MRT-humaan, dus tot 0,16 µg/kg/d; dit gebeurt bij een gehalte van 2,7 mg/kg d.s. aan hexachloorbenzeen in de bodem

Humane onderbouwing Maximale Waarde Wonen met tuin = blootstelling mag vanuit de bodem tot aan het VR-humaan, dus tot 0,0016 µg/kg/d; dit gebeurt bij een gehalte van 0,027 mg/kg d.s. aan hexachloorbenzeen in de bodem

Toelichting bij bovenstaande getallenvoorbeelden

De gebruikte getallen zijn voor de Interventiewaarden terug te vinden in Lijzen e.a. (2001) en voor de Maximale Waarden in Dirven - Van Breemen (2007). Het verband tussen de blootstelling van de mens en het gehalte in de bodem is soms lineair, maar soms ook niet. Voor bijvoorbeeld individuele PAK is dit verband helemaal niet lineair, omdat er binnen het model CSOIL rekening wordt gehouden met de maximale oplosbaarheid in het poriënwater.

Om bij een hoge achtergrondblootstelling toch bodemnormen te kunnen stellen dient er een beleidsmatige grens te worden getrokken. NOBO heeft voorgesteld deze grens te trekken bij een achtergrondblootstelling die meer dan 50% van het MTR-humaan opvult. Zo is dus altijd minimaal 50% van het MTR-humaan 'beschikbaar' voor blootstelling vanuit de bodem.

De stoffen waarvoor geldt dat de achtergrondblootstelling hoger is dan 50% van het MTR-humaan zijn (Baars et al, 2001):

- lood (55% voor kinderen van 1-4 jaar) en zink (60%);
- PCB's (100%);
- mogelijk γ -HCH (de achtergrondblootstelling is < 0,03 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lichaamsgewicht/dag en het MTR-humaan is 0,04 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lichaamsgewicht/dag);
- alifaten EC8-EC16 (550%);
- thiocynaat (670%), waarbij moet worden opgemerkt dat thiocynaat van nature voorkomt in bepaald voedsel;
- ftalaten (125–225%), vooral als gevolg van vrijkomende ftalaten uit kunststof verpakkingen voor voedsel en opname van ftalaten uit cosmetische producten als tandpasta en zeep.

Ook voor enkele stoffen waarvan het MTR-humaan niet in 2001 is geëvalueerd, geldt dat de achtergrondblootstelling mogelijk hoger is dan 50%. Dit betreft onder andere beryllium, vanadium en tributyltinoxide.

3.3 Humane blootstelling

3.3.1 Blootstellingsscenario's en -modellen

Voor het afleiden van bodemnormen zijn blootstellingsscenario's ontwikkeld, waarin keuzes zijn gemaakt voor de mate waarin de mens wordt blootgesteld, afhankelijk van de bodemfunctie. Dit wordt verder toegelicht bij de verschillende bodemnormen.

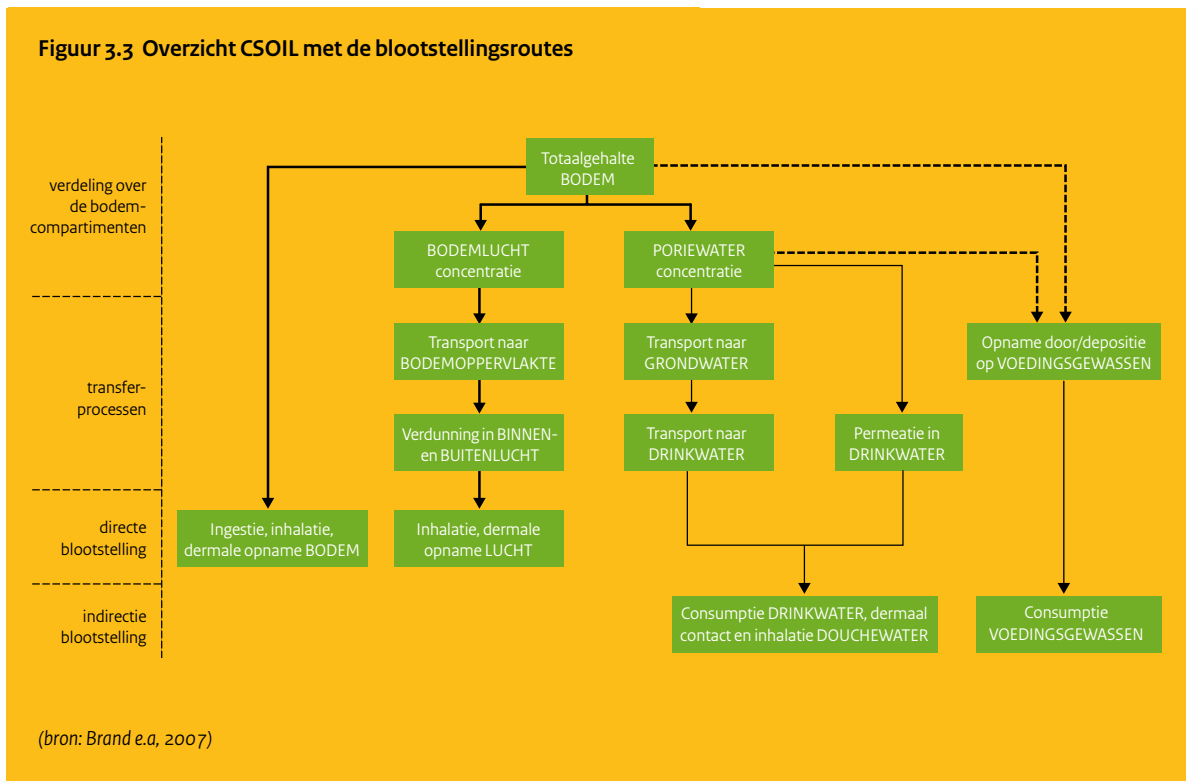
De blootstellingsscenario's zijn gebaseerd op redelijk gemiddeld gedrag van de mens. Alleen bij grote onzekerheid worden conservatieve waarden gekozen binnen de blootstellingsscenario's. De Gezondheidsraad (Gezondheidsraad, 2004) vindt dat de keuze voor het gemiddelde niet past bij de algemene beleidsmatige keuze voor het beschermen van gevoelige groepen en individuen. NOBO vindt dat door het gebruik van een veiligheidsfactor van 10 voor het bepalen van de hoogte van het MTR-humaan, voldoende rekening wordt gehouden met gevoelige individuen. Ook wordt bij het afleiden van het MTR-humaan rekening gehouden met gevoelige groepen, zoals kinderen. NOBO wil met het oogpunt op 'nuchter omgaan met risico's' (VROM, 2004) niet zekerheid op zekerheid stapelen en kiest daarom bij de blootstelling voor gemiddeld gedrag.

Sterk afwijkend gedrag van individuen (bijvoorbeeld PICA-gedrag: kinderen met dit gedrag stoppen veel grond in hun mond) wordt niet met behulp van bodemnormstelling beschermd. Burgers moeten kunnen begrijpen dat het niet goed is als kinderen veel grond binnen krijgen en dan zelf ingrijpen. Burgers zullen ook ingrijpen als een kind slootwater drinkt en PICA-gedrag wordt hiermee vergeleken. Dit zou wel 'in een voetnoot' in de regelgeving moeten worden aangegeven.

Overigens hoort bij 'gemiddeld gedrag' in woonsituaties ook het eten van groenten uit de eigen tuin. In de standaard situatie 'wonen met tuin' gaat het om 10% van de totale gewasconsumptie. De gemiddelde Nederlander zal dit percentage niet halen. Bij de bodemnormen wordt er hiernaast rekening mee gehouden dat er bijzondere gevoelige situaties zijn, zoals moestuinen waaruit veel meer gewassen worden gegeten. Hiervoor gelden dan aparte regels (zie para-graaf 5.4).

De humane blootstelling aan bodemverontreiniging wordt modelmatig berekend. Het model CSOIL berekent de blootstelling van de mens aan verontreinigende stoffen in droge bodems (Brand e.a, 2007). Het model SEDISOIL doet hetzelfde voor waterbodems. Beide modellen bevatten allerlei blootstellingsroutes. Voor CSOIL zijn dit bijvoorbeeld ingestie ('opeten') van grond door hand-mond-gedrag, blootstelling via de binnenlucht na uitdamping uit de bodem en blootstelling via het eten van voedingsgewassen uit de eigen verontreinigde tuin. Voor SEDISOIL zijn dit bijvoorbeeld het inslikken van oppervlaktewater met zwevend stof bij het zwemmen en het eten van vis uit eigen vangst. De nieuwe versies van het CSOIL-model en het SEDISOIL-model (Brand e.a, 2007 en www.akwa.info) zijn door NOBO als standaard vastgesteld. Een overzicht van CSOIL kunt u zien in figuur 3.3.

Figuur 3.3 Overzicht CSOIL met de blootstellingsroutes



In CSOIL zit een aantal blootstellingsroutes die slechts zeer beperkt bijdragen aan de opvulling van het MTR-humaan. Dit zijn: inhalatie van buitenlucht, consumptie van drinkwater na permeatie van kunststof drinkwaterleidingen, inhalatie bij baden en douchen en dermaal contact bij baden en douchen. NOBO heeft ervoor gekozen deze routes toch in CSOIL te handhaven, omdat zo de irrelevantie van deze blootstellingsroutes duidelijk is. Later bleek dat er sprake is van uitzonderingen: voor enkele ftalaten is de blootstellingsroute ‘consumptie van drinkwater na permeatie van kunststof drinkwaterleidingen’ wel degelijk relevant (Dirven-Van Breemen en Otte, 2008).

Het model CSOIL werkt met veel parameters en modelberekeningen, bijvoorbeeld voor de hoeveelheid grondingestie, de samenstelling van het voedselpakket, de uitdamping vanuit de bodem en de opname van verontreinigende stoffen door voedingsgewassen, waarbij rekening wordt gehouden met de beschikbaarheid van de betreffende stoffen voor voedingsgewassen. Al deze parameters zijn in 2001 door het RIVM geëvalueerd (Otte e.a., 2001). De jaargemiddelde hoeveelheid grondingestie voor kinderen wordt op basis van de RIVM-voorstellen uit 2001 in CSOIL voor de situatie ‘wonen met tuin’ gewijzigd in 100 mg/dag. De TCB en de Gezondheidsraad hebben geadviseerd de eerder gehanteerde waarde van 150 mg/dag voor kinderen te handhaven (TCB, 2002; Gezondheidsraad, 2004). Deze

adviezen worden door NOBO niet gevolgd. Argumenten voor deze keuze zijn dat dit aansluit bij de bescherming van de ‘gemiddelde mens’ en de beleidsmatige wens ‘nuchter om te gaan met risico’s’ (VROM, 2004). Ook hanteren de meeste EU-landen een hoeveelheid grondingestie tussen de 80 en 100 mg/dag. Het RIVM heeft haar voorstel gebaseerd op de informatie waarop de eerder gehanteerde waarde is gebaseerd, maar er is ook gebruik gemaakt van nieuwe informatie. Een recente evaluatie van de hoeveelheid grondingestie door het Belgische VITO (Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek) op basis van huidbelading (de hoeveelheid grond op de huid) gaf geen aanleiding om de hoeveelheid grondingestie in CSOIL van 100 mg/dag voor kinderen aan te willen passen (Dirven-Van Breemen e.a., 2007).

Voor het stellen van normen wordt de modelmatig berekende blootstelling (levenslang gemiddeld in mg/kg lichaamsgewicht per dag) getoetst aan het MTR-humaan. Voor lood is aangetoond dat voor het uitsluiten van gezondheidseffecten het MTR-humaan tijdens de kinderjaren gemiddeld niet mag worden overschreden. Daarom wordt alleen voor lood de modelmatig berekende blootstelling gedurende de kinderjaren (0-6 jaar) getoetst aan het MTR-humaan.

3.3.2 Humane biobeschikbaarheid

De normstelling voor de blootstellingsdosis (MTR-humaan) is gebaseerd op experimenten waarbij blootstelling plaatsvindt via de consumptie van voedsel. Bij blootstelling aan bodemverontreiniging vindt zowel blootstelling plaats via voedsel (gewasconsumptie uit eigen tuin), als via directe inname van grond. Voor de bodemnormstelling is tot nu toe aangenomen dat de humane biobeschikbaarheid van verontreinigende stoffen uit bodemmateriaal gelijk is aan de humane biobeschikbaarheid uit voedsel. Er is daarom een 'relatieve biobeschikbaarheidsfactor' van 1 gehanteerd. Voor specifieke situaties is soms duidelijk dat de verontreinigende stof veel sterker is gebonden aan het bodemmateriaal, dan in voedsel. De relatieve biobeschikbaarheidsfactor kan in een dergelijke situatie locatiespecifiek lager zijn dan 1. De opname van verontreinigingen uit het bodemmateriaal is dan dus lager dan de opname uit voedsel en water (waarop het MTR-humaan is gebaseerd). Bij het hanteren van een relatieve biobeschikbaarheidsfactor van 1 in een dergelijke situatie worden de humane risico's overschat.

Het wetenschappelijke onderzoek naar de relatieve biobeschikbaarheidsfactor heeft zich met name gericht op lood. Het vermoeden bestaat dat de biobeschikbaarheid van lood uit grond in veel situaties lager is dan de biobeschikbaarheid van lood uit voedsel. Andere bodemverontreinigende stoffen waarbij humane risico's belangrijk kunnen zijn, zijn arseen en cadmium. Voor arseen geldt echter dat de ecologisch risico's veel meer doorslaggevend zijn (voor arseen komt de humane 'ernstig-risico-grens' uit op 576 mg/kg d.s. en het ecologische op 85 mg/kg d.s. (Lijzen e.a., 2001), zie hoofdstuk 5 voor een nadere toelichting). Voor cadmium is blootstelling via gewasconsumptie veel belangrijker dan blootstelling via directe inname van grond (in de standaard situatie wonen met tuin 93% via gewassen versus 7% ingestie grond (Lijzen e.a., 2001), zie hoofdstuk 5 voor een nadere toelichting). Daarom is ook voor dit metaal een afwijkende relatieve biobeschikbaarheidsfactor minder relevant.

Voor lood is door het RIVM in 1999 (Lijzen e.a., 1999) bekeken of er een andere relatieve biobeschikbaarheidsfactor dan 1 kan worden gehanteerd. Het RIVM heeft toen voorgesteld voor lood een relatieve biobeschikbaarheidsfactor van 0,6 te gaan hanteren in de normstelling en in de risicobeoordeling. De TCB heeft geadviseerd de op dat moment gehanteerde factor op 1 te handhaven (TCB, 2002). Vervolgens heeft het RIVM uitgebreid onderzoek uitgevoerd naar de orale biobeschikbaarheid van lood (Oomen e.a., 2006). Op basis van dit onderzoek uit 2006 wordt voorgesteld voor lood in de eerste stap van de tiered approach (dus in het Saneringscriterium) een relatieve biobeschikbaarheidsfactor van 1 te hanteren. Dit is ongeveer de P90-waarde van de gemeten biobeschikbaarheidsfactoren van bodems met een organisch stofgehalte kleiner dan 20%. Bodems

met een hoger organisch stofgehalte hebben een relatieve biobeschikbaarheidsfactor van 0,42 à 0,47. Deze waarden kunnen in een tweede stap in de risicobeoordeling worden gebruikt. Dit zijn overigens conservatieve waarden, omdat er is gemeten onder 'nuchtere omstandigheden'. In een gevoede toestand is de humane biobeschikbaarheid lager. Tevens is door het RIVM in 2006 een briefrapport geschreven (Lijzen e.a., 2006) over de consequenties van de orale biobeschikbaarheid voor de generieke humane risicobeoordeling. In dit rapport zijn de keuzemogelijkheden voor de humane biobeschikbaarheidsfactor voor lood en de consequenties daarvan op de Interventiewaarde voor lood verder uitgewerkt. Om pragmatische redenen is er door NOBO voor gekozen voorlopig een relatieve biobeschikbaarheidsfactor van 0,74 te hanteren. Dit wordt verder toegelicht in paragraaf 5.7.4. Hiernaast is vanuit NOBO het initiatief genomen om onderzoek te gaan doen naar de orale humane biobeschikbaarheid van lood in ophooglagen in steden. Dit onderzoek is in 2007 gestart en wordt in 2008 afgerond.

Tot slot wordt voor een totaaloverzicht van de humane risicobeoordeling van bodemverontreiniging verwezen naar een recent overzichtsrapport van het RIVM (Lijzen e.a., 2008).

3.4 Ecologische beschermingsdoelen

Het ecologische beschermingsdoel is het voorkomen van (te veel) effecten van stoffen op de structuur en de functie van ecosystemen. Dit is geoperationaliseerd door het beschermen van soorten organismen en processen in de bodem, waarbij de strengste van deze twee de norm bepaalt. Deze beoordeling richt zich op het functioneren van het ecosysteem in brede zin. Er wordt daarom gesproken over 'generieke ecologische risico's'. De Interventiewaarden houden rekening met dit type generieke risico's.

Voor de generieke Maximale Waarden wordt voor de bodemfuncties waarbij sprake kan zijn van grotere groene gebieden tevens (te veel) doorvergiftiging naar vogels en zoogdieren als specifiek extra beschermingsdoel in beschouwing genomen. 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 zijn diffuus verontreinigde ophooglagen in oud-stedelijke gebieden, loswallen voor baggerspecie, uiterwaarden of via de lucht

belaste gebieden (bijvoorbeeld de Kempen). Een ander argument voor het meenemen van doorvergiftiging bij de onderbouwing van de Interventiewaarden is dat dit een criterium is binnen het Saneringscriterium, waarbij de Interventiewaarde dient als triggerwaarde om het Saneringscriterium toe te passen.

Er is gezocht naar bredere mogelijkheden om de aspecten 'duurzaamheid' en 'ecologische diensten' van de bodem te vertalen naar concrete chemische normen per bodemfunctie, maar dit kon nog niet worden ingevuld.

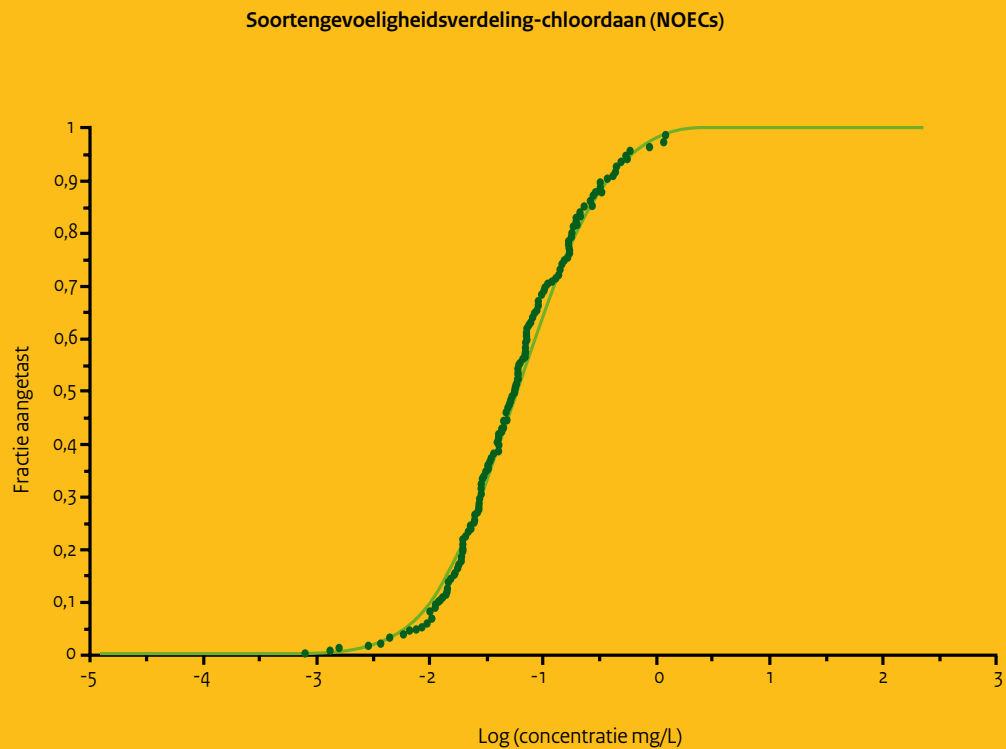
Er is overwogen om fytotoxiciteit als extra beschermingsdoel op te nemen. Besloten is dit niet te doen, omdat het gekozen beschermingsniveau voor de generieke ecologische risico's voor de bodemfuncties waar groen belangrijk wordt gevonden (zie paragraaf 6.3.4), naar verwachting voldoende is om niet te leiden tot zichtbare schade aan planten.

3.5 Beoordeling van ecologische risico's

3.5.1 Toe te passen methode voor ecologische risicobeoordeling

Om soorten organismen en processen in de bodem te kunnen beschermen is een methode nodig om toxiciteitsgegevens van een stof voor één organisme te vertalen in generieke risico's voor het ecosysteem. Tot nu toe wordt hiervoor de SSD-methode toegepast (SSD = Species Sensitivity Distribution) (Posthuma e.a, 2002). Dit houdt in dat een curve wordt 'gefit' die de relatie geeft tussen de concentratie van een stof en de fractie van soorten of processen waarvoor een bepaalde risicogrens wordt overschreden. De SSD-methode is het basisprincipe, binnen deze methode kunnen keuzes worden gemaakt. Figuur 3.4 geeft een voorbeeld van een SSD-curve.

Figuur 3.4 Voorbeeld van een SSD-curve



Bij de SSD-methode, zoals toegepast in het RIVM-project 'Risico's in relatie tot bodemkwaliteit', wordt zowel een SSD-curve gemaakt voor soorten als voor processen. De curve is gebaseerd op de resultaten van toxiciteitstesten met allerlei verschillende soorten bodemorganismen en -processen. Op deze curven is te zien bij welke concentratie van een verontreinigende stof voor welk percentage soorten/processen de NOEC (No Observed Effect Concentration) wordt overschreden. Dit percentage wordt aangeduid als de PAF: de Potentieel Aangetaste Fractie. Bij gebrek aan toxiciteitsgegevens van terrestrische organismen, wordt regelmatig gebruik gemaakt van gegevens van aquatische organismen. Ook wordt soms gebruik gemaakt van acute toxiciteitsgegevens in plaats van NOEC's. Bij het gebruik van dergelijke gegevens is omrekening of extrapolatie noodzakelijk. Er kan dan niet worden gewerkt met een echte SSD-curve (Verbruggen e.a., 2001).

Welk percentage potentieel aangetaste soorten/processen bij welke bodemnorm hoort is een beleidsmatige keuze. Voor de Interventiewaarden (die zich richten op reeds aanwezige bodemverontreinigingen) is in het verleden de HC50 (50% overschrijding van NOEC's; Hazardous Concentration 50%; PAF van 50%) gekozen als niveau waarboven er sprake is van 'ernstige bodemverontreiniging' (Ernstig Risiconiveau; ER-niveau). Als beschermingsniveau voor het preventieve beleid en in de normstelling voor sediment en oppervlaktewater is gebruik gemaakt van een beschermingsniveau van 95%. Dit hoort bij de HC5 en heet het MTR-eco: Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau voor ecologische risico's. Bij het MTR-eco is tenminste 95% van de soorten en functies beschermd tegen enig effect van een stof en wordt beleidsmatig aangenomen dat de functie en structuur van het ecosysteem zijn beschermd. De Streefwaarden horen bij een nog hoger beschermingsniveau (HC5/100 of MTR-eco/100; dit heet het VR-eco: Verwaarloosbaar Risiconiveau voor ecologische risico's). Dit is gekozen om bij een stofgerichte normering toch rekening te kunnen houden met de aanwezigheid van een mengsel aan stoffen. Overigens is voor het bodembeheer de Streefwaarde als 'ondergrens' losgelaten en vervangen door de Achtergrondwaarde. Dit wordt toegelicht in hoofdstuk 4. Binnen NOBO is voorgesteld voor de generieke Maximale Waarden te gaan werken met een beschermingsniveau tussen de HC5/MTR-eco en de HC50 in: het Middenniveau. Voor de Maximale Waarden voor ongevoelige functies wordt ook het HC50-niveau als beschermingsniveau gehanteerd (zie verder paragraaf 6.2.3).

Als er onvoldoende gegevens zijn om een SSD-curve op te baseren, worden andere methoden toegepast om toch een HC50 en een MTR-eco te kunnen vaststellen (Verbruggen e.a., 2001). Een op deze wijze afgeleid MTR-eco is dus eigenlijk geen echte 'HC5'. Toch is er in deze rapportage voor gekozen de term HC5 te gebruiken om het bescher-

mingsniveau van het MTR-eco aan te duiden. Deze keuze is gemaakt om verwarring met het MTR-humaan te voorkomen.

Voor stoffen die van nature in de bodem voorkomen (metalen) geldt dat de natuurlijk aanwezige concentratie ook al (veel) effect kan hebben op het ecosysteem. Voor de bodemnormstelling gericht op bestaande verontreinigingen is besloten dit soort natuurlijke effecten/risico's niet mee te wegen. Hiervoor is de zogenaamde 'toegevoegd risico benadering' ontwikkeld: voor metalen wordt de concentratie in de grond die bij het gekozen risiconiveau hoort, opgeteld bij de natuurlijke achtergrondconcentratie (AC). Het op basis van een SSD-curve afgeleide 95% beschermingsniveau is dan het toegevoegde risicodeel dat wordt aangeduid met de term MTT: Maximaal Toelaatbare Toevoeging. De term HC5 of MTR-eco wordt voor van nature voorkomende stoffen gebruikt voor de som van de natuurlijke achtergrondconcentratie plus de MTT. Organische verontreinigende stoffen zijn vrijwel altijd antropogeen van oorsprong. Hiervoor is het dus niet nodig om de toegevoegd risico benadering toe te passen en geldt het 95% beschermingsniveau uit de SSD-curve direct als HC5 of MTR-eco.

Voor metalen geldt dus: $HC5 \text{ of MTR-eco} = AC + 95\% \text{ beschermingsniveau uit de SSD-curve} = AC + MTT$. Soms wordt in plaats van de term MTT toch de term HC5 gebruikt, omdat het om het 95% beschermingsniveau gaat. De term HC5 heeft dan twee verschillende betekenissen en dat wekt wel eens verwarring.

Voor organische stoffen geldt dus: $HC5 \text{ of MTR-eco} = 95\% \text{ beschermingsniveau uit de SSD-curve}$.

Het NOBO-standpunt is dat de SSD-methode zoals toegepast in het RIVM-project 'Risico's in relatie tot bodemkwaliteit' inclusief de toegevoegd risico benadering op dit moment de generieke manier is om ecologische risico's te beoordelen voor bodemnormen die zich richten op bodemsanering en bodembeheer (het omgaan met licht verontreinigde bodems). Voor meer informatie over deze methode wordt verwezen naar Verbruggen e.a., 2001. De argumenten voor deze keuze zijn dat de SSD-methode een internationaal geaccepteerde methode is en dat dit het beste is dat momenteel voorhanden is. De generieke beoordeling van ecologische risico's blijft ook gebaseerd op NOEC's. Binnen de EU is ook gekozen voor het werken op basis van NOEC's. De 'strengere' NOEC is te compenseren met de keuze voor een 'soepel' beschermingsniveau (bijvoorbeeld HC50). Binnen NOBO is wel bediscussieerd of het niet beter is om gebruik te maken van bijvoorbeeld het EC50-niveau (het niveau waarop 50% van de testorganismen een effect ondervindt). Dit is nauwkeuriger te bepalen en er zijn meer meetgegevens beschikbaar. Gezien het brede gebruik van NOEC's is hier niet voor gekozen bij de

Maximale Waarden en de Interventiewaarden. Voor de locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling is ervoor gekozen om in stap 2 van het Saneringscriterium wel gebruik te maken van een EC (Effect Concentratie) als basis voor het toetsingscriterium. Dit kan ook worden gebruikt in het chemische spoor van de zogenaamde 'TRIADE' in stap 3 van het Saneringscriterium (zie hoofdstuk 9).

Internationaal zijn de SSD-methode volgens de EU Guidance Document en de iets afwijkende methode van het Fraunhofer Instituut (FHI) voor Nederland van belang. Ook hier vormt de SSD-methode de basis, maar er worden onder andere hogere eisen gesteld aan het aantal verschillende organismen waarvoor toxiciteitsgegevens beschikbaar moeten zijn, dan bij de RIVM-methode gericht op de bestaande bodemkwaliteit. Binnen INS ((Inter)nationale Normen Stoffen) is voor het preventieve beleid zo veel mogelijk aangesloten bij de in de EU gehanteerde methode. Deze methode is ook voorgeschreven voor water door de Kaderrichtlijn Water (KRW). Als er te weinig gegevens zijn wordt bij EU en FHI overgestapt op een systeem met veiligheidsfactoren, hetgeen leidt tot veel strengere normen, dan het toch toepassen van de SSD-methode met minder gegevens. Op basis van meer toxiciteitsgegevens als basis voor de SSD-curve kunnen meestal betere uitspraken worden gedaan, dan op basis van minder gegevens. Het bij gebrek hieraan toepassen van veiligheidsfactoren voor een behoorlijk aantal stoffen, in plaats van het toepassen van de SSD-methode, roept de vraag op wat in totaal de beste keuze is.

Vooralsnog heeft volgens NOBO de huidige methode van het RIVM gericht op de bestaande bodemkwaliteit de voorkeur. Daarbij komt dat voor de meeste stoffen de methodiek van de EU nog niet is toegepast.

3.5.2 Totaalgehalte versus ecologisch biobeschikbaar gehalte

Bodemnormen blijven op dit moment uitgedrukt in de vorm van een totaalgehalte (gemeten op basis van extractie met koningswater) in de bodem. Er is binnen NOBO een uitdrukkelijke wens om voor de bodemnormen in de toekomst meer uit te gaan van biobeschikbare gehalten in plaats van totaalgehalten. Er zijn veel voorbeelden van een slechte relatie tussen de effecten op het ecosysteem en het totaalgehalte aan een verontreinigende stof in de bodem. De relatie met een gemeten biobeschikbaar gehalte is vaak beter, maar dit verschilt sterk per locatie. Anno 2008 is er echter geen overeenstemming over een generiek toe te passen meetmethode voor het meten van het biobeschikbare gehalte in landbodems. Bovendien is nog onvoldoende consensus binnen de wetenschappelijke wereld over hoe een dergelijk meetresultaat dan moet worden beoordeeld. Hiernaast is er een discussie over de bruikbaarheid van het biobeschikbare gehalte als norm onder wijzigende plaatselijke omstandigheden (bijvoorbeeld wijziging pH of

redoxpotentiaal). Het is de vraag of bij grondverzet of bij wijzigende bodembeheersmaatregelen ook het biobeschikbare gehalte wezenlijk verandert.

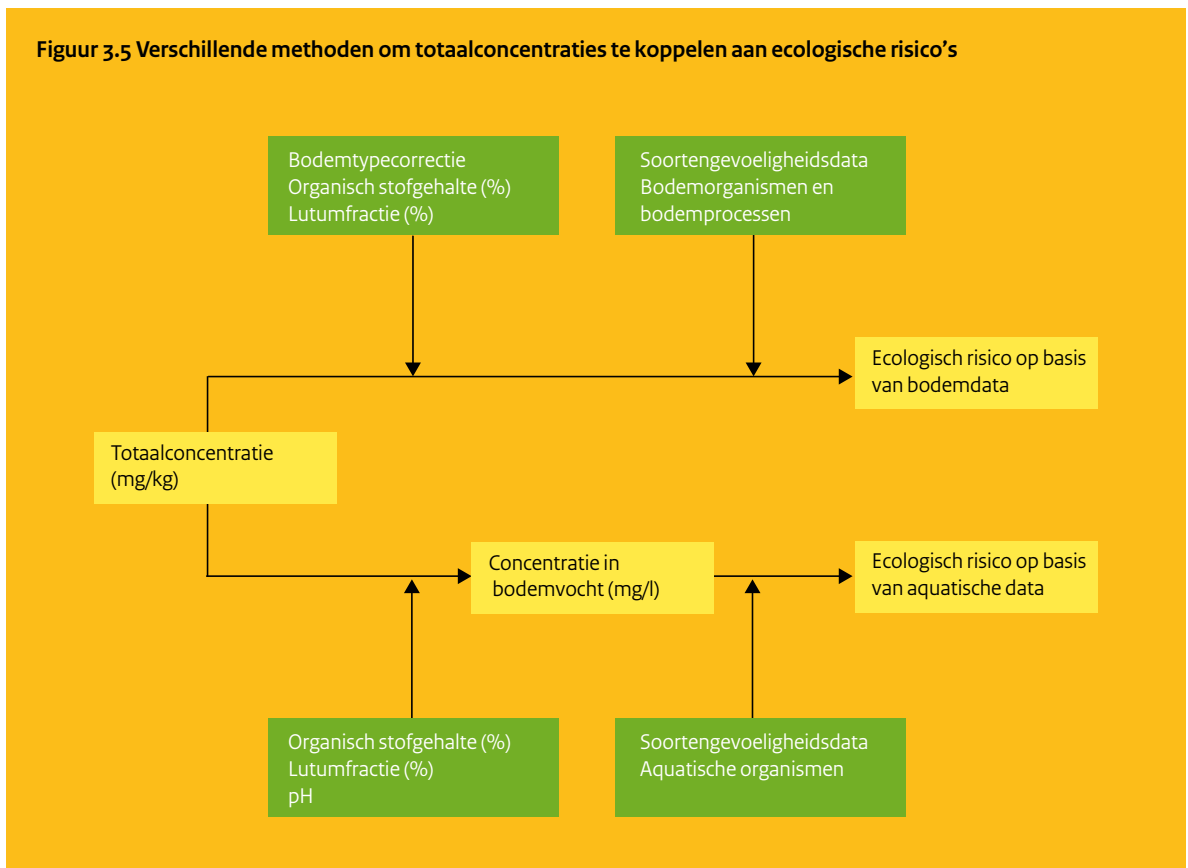
Het is de bedoeling voor landbodems vanaf 2008 eerst voor de locatiespecifieke beoordeling van de bestaande bodemkwaliteit meer invulling te geven aan het beoordelen van ecologische risico's op basis van gemeten biobeschikbare gehalten. Voor waterbodems is hierin al een stap gezet bij de beoordeling van de noodzaak tot spoedige sanering (V&W, 2007). Hier is ook een keuze gemaakt voor een meetmethode. Een overstap naar het baseren van generieke bodemnormen op gemeten (ecologische) biobeschikbare gehalten is thans nog een brug te ver.

3.5.3 Meenemen pH bij beoordeling ecologische risico's

De zuurgraad (pH) is een belangrijke factor als het gaat om de ecologische risico's. In zure bodems is de biobeschikbaarheid over het algemeen groter, waardoor het ecosysteem eerder effecten ondervindt dan in bodems met een hoge pH. Om die reden is het gewenst om in de locatiespecifieke risicobeoordeling, maar ook bij het beoordelen van de aanwezige bodemkwaliteit in een gebied rekening te houden met de pH. Voor het vaststellen van Lokale Maximale Waarden bestond daarom binnen NOBO de wens om rekening te kunnen houden met de pH.

Het meenemen van de pH bij de beoordeling van ecologische risico's heeft echter vrij grote gevolgen voor de toe te passen methode voor het beoordelen van ecologische risico's. In figuur 3.5 is dit aangegeven. Rekening houden met de pH betekent dat er moet worden omgerekend van de totaalconcentratie naar de concentratie in bodemvocht en dat er vervolgens wordt getoetst aan de toxiciteitsgegevens van aquatische organismen. Dit is aangegeven in de onderste route in figuur 3.5. De bovenste route in figuur 3.5 geeft de tot nu toe gebruikte methode weer voor het afleiden van Interventiewaarden. Dit is tevens de route die binnen INS is gekozen voor het afleiden van generieke bodemnormen voor het preventieve stofgerichte beleid.

Figuur 3.5 Verschillende methoden om totaalconcentraties te koppelen aan ecologische risico's



Door het RIVM is uitgewerkt hoe groot de verschillen zijn tussen het volgen van beide methoden voor de ecologische risicobeoordeling voor acht metalen (zie www.risicotoolboxbodem.nl). Deze verschillen blijken soms behoorlijk groot te zijn. Een totaalconcentratie ter hoogte van de HC50 (Potentieel Aangetaste Fractie (PAF) van 50%) op de tot nu toe gangbare methode, kan volgens de alternatieve methode voor de ene stof uitkomen op een PAF van 10% en voor de andere stof op een PAF van 90%. Daarom is besloten dat voor de normen voor droge bodems de alternatieve methode via het bodenvocht nog niet kan worden toegepast voor de generieke normstelling per stof. Als dit voor de Lokale Maximale Waarden wel zou gebeuren (vanuit de wens rekening te houden met de pH), zou dit leiden tot grote verschillen vergeleken met een beoordeling conform de Interventiewaarden en Maximale Waarden per bodemfunctieklasse en per bodemfunctie (die zijn gebaseerd op de gebruikelijke methode in de bovenste route in figuur 3.5). Dat is beleidsmatig niet wenselijk, omdat het onduidelijk is voor de gebruiker van de normen. De enige mogelijkheid om het geheel consistent te houden is om de overstap voor alle normen (generieke Maximale Waarden, Lokale Maximale Waarden en Interventiewaarden) in één keer te maken. Daar is door NOBO om verschillende redenen niet voor gekozen (invoeren extra omrekeningstap naar bodenvocht; toxiciteitsgegevens van aquatische in plaats

van bodemorganismen; maatschappelijke consequenties zijn onduidelijk). Op basis van de gevoerde discussie is rekening houden met de pH voor het beoordelen van de ecologische risico's slechts een informatieve optie bij het afleiden van Lokale Maximale Waarden (zie verder paragraaf 6.10).

Specifiek voor waterbodems is door het ministerie van V&W besloten wel de overstap te maken naar de alternatieve methode met omrekening naar het bodenvocht. Vanuit de 'waterwereld' is het toetsen aan aquatische toxiciteitsgegevens logischer dan het toetsen aan terrestrische toxiciteitsgegevens. Gelijktijdig is hierbij de overstap gemaakt naar normstelling die rekening houdt met de toxiciteit van het gehele aanwezige mengsel aan verontreinigende stoffen (zie paragraaf 3.7). Omdat er in dit systeem niet meer wordt gewerkt met normen per stof, vervalt dan het bovenbeschreven bezwaar van moeilijk te hanteren verschillen tussen normen voor individuele stoffen gebaseerd op de gebruikelijke of op de alternatieve methode.

3.6 Bescherming van de landbouwproductie

Het landbouwkundig beschermingsdoel is het beschermen van de landbouwproductie. Dit betekent dat moet worden voldaan aan productnormen en dat landbouwgewassen en vee voldoende gezond moeten zijn. Onder landbouwriscico's wordt meer concreet verstaan: het overschrijden van hetzij Warenwetnormen in gewas of dierlijke producten, dan wel veevoedernormen, meer dan 10% opbrengstdaling door fytotoxiciteit en/of ongewenste effecten op diergezondheid. Over het beschermingsniveau voor landbouwriscico's zijn in NOBO geen discussies gevoerd. Hiervoor zijn de keuzes gemaakt door het ministerie van LNV op basis van voorstellen van Alterra. Meer informatie is te vinden in Römken e.a., 2007.

In NOBO is gesproken over de relatie tussen landbouwriscico's en Interventiewaarden. Er is besloten het bestaande beleid te continueren en landbouwriscico's niet te laten meewegen in de onderbouwing van de Interventiewaarden (zie verder paragraaf 5.5). Voor de Maximale Waarden is besloten wel rekening te houden met landbouwriscico's, maar dan alleen in gebiedsspecifiek beleid voor de bodemfunctie Landbouw. Als generieke grens om te beschermen voor landbouwriscico's is gekozen voor de Achtergrondwaarden (zie paragraaf 6.3.5). Ten behoeve van de onderbouwing van Lokale Maximale Waarden zijn voor de bescherming van de landbouwproductie de LAC2006-waarden ontwikkeld. Deze zijn bedoeld als kennisbron en afgeleid voor verschillende typen landgebruik. Meer informatie hierover staat in hoofdstuk 7.

3.7 Beoordeling per stof of per mengsel

3.7.1 Algemeen

In NOBO zijn uitgebreide discussies gevoerd over de voor- en nadelen van een beoordeling van de bodemkwaliteit per stof(groep) of voor het totale mengsel van stoffen dat in de te beoordelen bodem voorkomt. Dit laatste wordt het beoordelen van de combinatietoxiciteit genoemd. Vanuit het oogpunt van riscico's geeft het beoordelen van het aanwezige mengsel van stoffen de beste inschatting van de aanwezige riscico's. Beleidsmatig is er bezwaar tegen het uitsluitend baseren van de beoordeling van de kwaliteit op het aanwezige mengsel aan stoffen, omdat dit betekent dat er dan geen normen per stof kunnen worden gesteld (immers: de toegestane concentratie van een bepaalde stof hangt af van het feit of er nog andere stoffen in verhoogde concentraties aanwezig zijn). Bovendien is er geen algemeen geaccepteerde methode voor het beoordelen van combinatietoxiciteit.

De discussie over combinatietoxiciteit heeft betrekking op alle typen te beoordelen riscico's (humaan, ecologie,

landbouw). Hieronder wordt eerst ingegaan op de beschikbare methoden om combinatietoxiciteit te beoordelen. Vervolgens wordt ingegaan op de toepassing hiervan in de locatiespecifieke risicobeoordeling en voor de generieke normstelling.

3.7.2 Beschikbare methoden voor het beoordelen van combinatietoxiciteit

Door het RIVM is uitgewerkt hoe vanuit de wetenschap en met enig pragmatisme rekening kan worden gehouden met combinatietoxiciteit voor de mens (Baars, 2005). Vervolgens is hierover geadviseerd door de TCB (TCB, 2007), die een iets veiligere koers kiest.

Voor het beoordelen van landbouwriscico's zijn geen methoden ontwikkeld om rekening te houden met combinatietoxiciteit.

Voor het beoordelen van ecologische riscico's is de zogenaamde ms-PAF-methode (meer stoffen Potentieel Aangetaste Fractie) beschikbaar. Het basisprincipe van deze methode is hetzelfde als voor het afleiden van ecologische beschermingsniveaus als de HC50 (PAF = 50%) en de HC5 (PAF = 5%) per individuele stof. Als meerdere stoffen in verhoogde concentraties voorkomen, veroorzaakt dit een grotere PAF, dan de PAF per individuele stof. Deze methode is ontwikkeld binnen het project Bagger en Bodem en wordt verder toegelicht in Posthuma e.a., 2006. Het resultaat van een ms-PAF-berekening wordt de Toxische Druk (TD) genoemd.

De ms-PAF-methode kan zowel worden toegepast op basis van terrestrische gegevens (bovenste route in figuur 3.5) als op basis van aquatische gegevens (onderste route in figuur 3.5). Binnen het project Bagger en Bodem zijn de resultaten van beide routes in beeld gebracht. Uiteindelijk is gekozen voor de onderste route in figuur 3.5 (omrekenen naar concentratie in bodemvocht en beoordelen op basis van aquatische toxiciteitsgegevens), omdat men in dat stadium van de ontwikkeling van beoordelingsmethoden zo goed mogelijk rekening wilde kunnen houden met de bodemeigenschappen. Zoals in figuur 3.5 is te zien, biedt de onderste route de mogelijkheid om rekening te houden met de pH en de bovenste niet. De pH is een belangrijke bodemeigenschap met betrekking tot ecologische riscico's. Bovendien zijn er veel meer aquatische toxiciteitsgegevens beschikbaar dan terrestrische en dat pleit ook voor een keuze voor de onderste route in figuur 3.5, omdat er dan veel vaker een PAF-curve beschikbaar is. Zoals in paragraaf 3.5.3 is toegelicht levert deze methode per stof andere uitkomsten op dan het volgen van de gangbare methode (bovenste route in figuur 3.5) om ecologische riscico's te beoordelen. Voor een beoordeling van de combinatie van stoffen op basis van de ms-PAF zijn deze verschillen geen probleem, omdat het uiteindelijke beoordelingsresultaat voor de

combinatie van stoffen op zich al anders is dan het beoordelingsresultaat per stof.

Figuur 3.6 geeft getallenvoorbeelden om de beoordeling van ecologische risico's per stof en per mengsel te illustreren.

3.7.3 Combinatietoxiciteit in de locatiespecifieke risicobeoordeling

Voor de locatiespecifieke risicobeoordeling heeft het beoordelen van combinatietoxiciteit sterk de voorkeur. Het is voor ecologische en humane risico's ook al op een eenvoudige manier opgenomen in Sanscrit-versie van 2006 (VROM, 2006) (en zat al in SUS) en in SEDISOIL.

NOBO vindt dat in een nieuwe versie van Sanscrit een verbeterde methode voor het beoordelen van combinatietoxiciteit voor de mens (zie vorige paragraaf) moet worden doorgevoerd. Bij de locatiespecifieke risicobeoordeling wordt zo beter rekening gehouden met de effecten van de aanwezige combinatie van stoffen. Dezelfde aanbeveling kan worden doorgetrokken naar SEDISOIL. De uiteindelijke

keuzes op stofniveau (voor welke stoffen wel combinatie-toxiciteit en voor welke niet) zijn te vinden in de Sanscrit-versie van 2008 (VROM, 2008).

Voor de ecologische risico's heeft NOBO besloten in stap 2 van het Saneringscriterium voor landbodems gebruik te maken van een beoordeling met behulp van de ms-PAF-methode. Dit kan worden doorgetrokken in het chemische spoor van de zogenaamde 'TRIADE' in stap 3 van het Saneringscriterium (zie hoofdstuk 9).

Voor waterbodems is er door het ministerie van V&W voor gekozen de ms-PAF-methode in te voeren als 1^e stap in de locatiespecifieke risicobeoordeling om te bepalen of het Saneringscriterium mogelijk wordt overschreden (zie Circulaire sanering waterbodems, V&W, 2007). De keuze voor de ms-PAF-methode is ook doorgetrokken naar de droge delen van de waterbodems (bijvoorbeeld uiterwaarden), waarbij getoetst wordt aan terrestrische toxiciteitsgegevens. Ook hier is dit een 1^e stap. Bij overschrijding van een gekozen norm, wordt met behulp van een TRIADE-onderzoek beter gekeken naar eventuele ecologische

Figuur 3.6 Getallenvoorbeelden en toelichting beoordeling ecologische risico's per stof of per mengsel

Getallenvoorbeelden beoordeling ecologische risico's per stof of per mengsel

Beoordeling per stof (bovenste route figuur 3.5)

5 mg/kg d.s. stof x → PAF = 35%
50 mg/kg d.s. stof x → PAF = 80%

Beoordeling per stof en per mengsel (onderste route figuur 3.5)

5 mg/kg d.s. x → PAF = 20%	} resultaat ms-PAF-methode = TD = 47%
3 mg/kg d.s. stof y → PAF = 30%	
10 mg/kg d.s. stof z → PAF = 5%	
5 mg/kg d.s. x → PAF = 20%	} resultaat ms-PAF-methode = TD = 62%
10 mg/kg d.s. stof y → PAF = 50%	
5 mg/kg d.s. stof z → PAF = 4%	

Toelichting bij bovenstaande getallenvoorbeelden

De beoordeling van de ecologische risico's van de individuele stof x hangt af van de gevolgde methode. De PAF (potentieel aangetaste fractie) bij 5 mg/kg d.s. van stof x is 35% volgens de bovenste beoordelingsmethode in figuur 3.5 en 20% volgens de onderste beoordelingsmethode in figuur 3.5.

Bij het toepassen van de ms-PAF-methode hangt het uiteindelijke beoordelingsresultaat af van het mengsel en kunnen er geen normen per stof worden gesteld. De aanwezigheid van 5 mg/kg d.s. van stof x op zich kan niet worden beoordeeld: afhankelijk van de concentraties van de stoffen y en z komt de TD uit op 47 of 62%.

De TD is geen directe optelling van de PAF per stof. Als een organisme voor stof x al behoort tot de potentieel aangetaste fractie telt dit organisme voor stof y niet nogmaals mee. De TD kan nooit hoger zijn dan 100%.

risico's. De ms-PAF-methode wordt ook gebruikt voor de beoordeling van de mogelijkheid van het verspreiden van bagger op aangrenzende percelen, maar dit is een generieke beoordeling (zie volgende paragraaf).

3.7.4 Combinatietoxiciteit en generieke normen

Beleidsmatig is tot op heden op een andere wijze rekening gehouden met combinatietoxiciteit in generieke normen, door voor de Streefwaarden een ecologisch beschermingsniveau te kiezen, dat een factor 100 strenger is dan de HC5. Deze veiligheidsfactor 100 verdisconteert eventuele effecten van het aanwezige mengsel van stoffen in de bodem. De Streefwaarden zelf gelden per stof. Er wordt dus geen rekening gehouden met het daadwerkelijke aanwezige mengsel van stoffen in de bodem. Dit is een logische keuze omdat de Streefwaarden zijn ontwikkeld ten behoeve van het preventieve beleid.

Hiernaast werd bij de in het verleden gehanteerde klassenindeling voor waterbodems (met behulp van het programma ToWaBo) op een eenvoudige manier rekening gehouden met het voorkomen van combinaties aan stoffen.

Voor het stellen van nieuwe generieke normen voor het beheer van de reeds verontreinigde bodem is het meenemen van combinatietoxiciteit niet eenvoudig. Kiezen voor een veiligheidsfactor is voor het bodembeheer of voor bodemsanering binnen NOBO niet aan de orde gesteld. Kiezen voor de ms-PAF-methode betekent dat er alleen nog een norm is voor het risiconiveau, maar niet meer per stof(groep). Deze omslag werd te groot gevonden voor de meeste (land)bodemnormen. Hiernaast geldt voor het toepassen van de ms-PAF-methode dat niet duidelijk is wat de consequenties zijn van de benodigde beleidsmatige keuze voor een grens voor het risiconiveau (bijvoorbeeld een ms-PAF van 50%). Dat maakt het moeilijk deze beleidsmatige keuze verantwoord te maken. Een volledige overstap naar bodemnormen op basis van combinatietoxiciteit zou bovendien betekenen dat alle beschikbare inventariserende informatie naar bodemverontreiniging opnieuw moet worden beoordeeld en dit vergt een grote inspanning.

Binnen NOBO, maar ook daarbuiten, is besloten dat de generieke normen (de Interventiewaarden en de Maximale Waarden per bodemfunctieklasse) per stof(groep) gelden en dat bij de beoordeling van de bodemkwaliteit op basis hiervan geen rekening wordt gehouden met combinatietoxiciteit. Op het niveau van 'duurzame kwaliteit' zijn de keuzes voor het ecologische beschermingsniveau afgestemd op de waarde van het ecosysteem bij het betreffende gebruik (zie verder paragraaf 6.2.3). Boven de Interventiewaarden wordt via het Saneringscriterium en via de Circulaire sanering waterbodems (V&W, 2007) op het niveau van de onaanvaardbare risico's wel rekening gehouden met combinatietoxiciteit (zie vorige paragraaf).

Lokale Maximale Waarden worden eveneens per stof vastgesteld en combinatietoxiciteit speelt bij de vaststelling in principe geen rol. Hiervoor is gekozen omdat zo de aansluiting met de Maximale Waarden per bodemfunctie en per bodemfunctieklasse (die ook per stof zijn bepaald) in stand blijft. Om het bevoegd gezag te ondersteunen bij het vaststellen van Lokale Maximale Waarden is de zogenaamde Risicotoolbox beschikbaar gesteld (toelichting zie Regeling bodemkwaliteit, Handreiking Besluit bodemkwaliteit (Senter Novem/Bodem+, 2007) en www.risicotoolboxbodem.nl). In de Risicotoolbox zit een optie om voor de aanwezige bodemkwaliteit inzicht te verkrijgen in de ecologische risico's van het mengsel waarvoor Lokale Maximale Waarden worden vastgesteld. Dit wordt verder toegelicht in paragraaf 6.10.

Lokale Maximale Waarden mogen niet hoger worden gesteld, dan de grens die het Saneringscriterium trekt. Omdat het Saneringscriterium (zie vorige paragraaf) wel rekening houdt met combinatietoxiciteit en dit bij het Lokale Maximale Waarden in principe niet gebeurt, is er een beoordelingsprobleem. Het RIVM-briefrapport 'Sanscrit-toets, De handreiking' (Otte en Wintersen, 2007) beschrijft hoe hiermee moet worden omgegaan.

De enige generieke normstelling waarbij er wel voor is gekozen rekening te houden met combinatietoxiciteit zijn de Maximale Waarden voor verspreiden van baggerspecie over het aangrenzende perceel. De ms-PAF-methode wordt in het generieke beleid van de Regeling bodemkwaliteit toegepast om te beoordelen of bagger kan worden verspreid op het aangrenzende perceel. Voor deze toepassing was het mogelijk om een beleidsmatige keuze te maken voor de grens voor het risiconiveau van het in de bagger aanwezige mengsel. Beleidsmatig was namelijk vooraf vastgesteld dat de hoeveelheid baggerspecie die conform het klassensysteem mocht worden verspreid (klasse 1 en 2-specie) niet kleiner mag worden. Met behulp van een groot bestand met kwaliteitsgegevens van baggerspecie is onderzocht waar dan de grens moest liggen. Meer informatie hierover is te vinden in paragraaf 8.2.

4 Achtergrondwaarden en streefwaarden

4.1 Leeswijzer

Dit hoofdstuk gaat over de generieke normen die horen bij het omgaan met een (relatief) schone bodem en voor het preventieve beleid. Voor het omgaan met de aanwezige bodemkwaliteit (grondverzet en bodemsanering) waren dit tot 1 juli 2008 de Streefwaarden, maar deze worden specifiek voor dit beleidsterrein voor grond/sediment in een groot deel van de regelgeving vervangen door de Achtergrondwaarden. Het gaat in dit rapport om generieke landelijke waarden voor de Achtergrondwaarden, die in de Regeling bodemkwaliteit zijn vastgelegd (vandaar het gebruik van een hoofdletter) en dus niet om lokale achtergrondwaarden/-concentraties.

Dit hoofdstuk gaat eerst kort in op de rol van de beide genoemde normen en beschrijft vervolgens de onderbouwing voor grond/sediment. Kortweg zijn de Streefwaarden gebaseerd op het Verwaarloosbaar Risiconiveau en de Achtergrondwaarden op de bestaande kwaliteit in relatief schone gebieden (zie figuur 4.1)

De Streefwaarden zijn te vinden in bijlage 2 (zowel voor grond/sediment als voor grondwater). De Achtergrondwaarden (die alleen bestaan voor grond) staan in bijlage 3.

4.2 De rol van Achtergrondwaarden en Streefwaarden

Voor het bodembeheer vormen in het nieuwe beleid de Achtergrondwaarden de 'altijd-grens'. Beneden dit niveau wordt beheer beleidsmatig niet voorgeschreven. Het idee hierachter is dat we aan de reeds opgetreden diffuse verontreiniging in onverdachte gebieden nu niets meer kunnen veranderen. Ook voor het Saneringscriterium zijn de Achtergrondwaarden de ondergrens voor de saneringsdoelstelling, althans als het gaat om historische verontreinigingen (voor 1987) en afhankelijk van het actuele dan wel voorgenomen gebruik van de bodem. Meer informatie hierover is te vinden in de Regeling bodemkwaliteit, de Handreiking Besluit bodemkwaliteit (Senter Novem/Bodem+, 2007) en in de Circulaire bodemsanering (VROM, 2008).

Figuur 4.1 De basis van de normen voor de 'schone' bodem



Bij nieuwe verontreinigingen kan de Streefwaarde voor grond/sediment nog een functie hebben als de nulsituatie niet bekend is, omdat dan de verontreinigende stof uit de bodem moet worden verwijderd, eventueel tot aan de detectiegrens of tot aan de Streefwaarde. De discussie over de saneringsdoelstelling bij nieuwe verontreinigingen is op dit moment nog niet afgerond. Meer informatie hierover is te vinden in de Circulaire bodemsanering (VROM, 2008). Voor grondwater blijven de Streefwaarden grondwater van kracht.

NOBO vindt dat voor grond/sediment naast de Achtergrondwaarde een waarde voor de Streefwaarde moet worden gehandhaafd. Die waarde heeft een functie voor het preventieve beleid ter voorkoming van bodemverontreiniging, vooral het beleid dat zich richt op diffuse bronnen. Deze keuze is gebaseerd op het feit dat de Streefwaarde is gebaseerd op risico's en de Achtergrondwaarden niet (zie respectievelijk paragraaf 4.3 en 4.4).

Voor het grondverzet heeft de Streefwaarde geen betekenis meer en wordt haar rol overgenomen door de Achtergrondwaarden. Het is niet zinvol te streven naar grondstromen die voldoen aan de Streefwaarde als deze lager (strenger) is dan de Achtergrondwaarde in relatief onbelaste gebieden. Schonere grond is in de praktijk waarschijnlijk vaak niet te vinden. Ook is het niet nodig om uit te gaan van de Streefwaarde als deze hoger (minder streng) is dan de Achtergrondwaarde in relatief onbelaste gebieden. Het signaal dat hiervan zou uitgaan is dat de grond nog wel iets meer verontreinigd zou mogen zijn en dat is niet de bedoeling.

4.3 Onderbouwing Streefwaarden

De Streefwaarden worden afgeleid en vastgesteld binnen het INS-proces. Meer informatie hierover is te vinden in INS, 1997.

De Streefwaarden horen bij het Verwaarloosbaar Risiconiveau. De waarden zijn met name gebaseerd op ecologische risico's en zijn in het algemeen vastgesteld door het 95% be-schermingsniveau uit de SSD-curve te delen voor een veiligheidsfactor van 100 (zie paragraaf 3.5). Het risiconiveau van de Streefwaarden wordt vaak aangeduid als HC5/100 of MTR-eco/100, maar dat is voor metalen niet helemaal juist. Voor de metalen heet de waarde voor het 95% beschermingsniveau het MTT in plaats van de HC5. Deze waarde is gedeeld door 100 en hierbij is de natuurlijk voorkomende achtergrondconcentratie (AC) opgeteld (de 'toegevoegd risico benadering', zie paragraaf 3.5). De voor de Streefwaarden toegepaste AC is gebaseerd op meetwaarden uit de jaren tachtig in gebieden met een lage antropogene belasting.

Figuur 4.2 geeft de onderbouwing van de Streefwaarden schematisch weer.



NOBO stelt voor om voor metalen de Achtergrondwaarden (recent afgeleid in AW2000, zie volgende paragraaf) te kiezen als invulling voor de 'natuurlijke achtergrondconcentratie' in plaats van de AC. Volgens een aantal betrokkenen in de discussie is dit niet helemaal juist omdat in AW2000 ook antropogene invloeden zijn mee gemeten. Een argument van NOBO is dat de betreffende Achtergrondwaarden voor metalen over het algemeen lager zijn dan de gehanteerde AC, waardoor ze dus dichterbij de daadwerkelijke natuurlijke achtergrondconcentraties zullen liggen. Bovendien is in het project AW2000 veel aandacht besteed aan de keuze van en het aantal monsterlocaties. Om deze twee redenen verdienen de nieuwe lagere en goed onderbouwde Achtergrondwaarden beleidsmatig om pragmatische redenen volgens NOBO de voorkeur in plaats van de AC. Een andere nog verder uit te werken mogelijkheid voor een nieuwe invulling van de AC voor metalen in de Streefwaarde is het overnemen van de Achtergrondwaarden, maar dan gecorrigeerd voor de antropogene invloed.

Hiernaast geldt dat voor de meeste metalen de Streefwaarde overeenkomt met de Achtergrondwaarde, omdat het risicodeel (MTT/100) vaak wegvalt ten opzichte van de 'natuurlijke achtergrondconcentratie'. De keuze voor de Achtergrondwaarde in plaats van de AC als onderdeel van de Streefwaarden voor metalen is hiermee bevorderend voor de consistentie in het normenstelsel.

Op dit moment is door de werkgroep INS nog niet besloten om de Streefwaarden voor grond/sediment aan te passen. Momenteel vormt de Achtergrondwaarde dus nog geen onderdeel van de Streefwaarden voor metalen in grond/sediment, maar wordt nog de AC gebruikt.

4.4 Onderbouwning Achtergrondwaarden

4.4.1 Onderbouwning algemeen

De Achtergrondwaarden zijn gebaseerd op de resultaten van het project AW2000. Voor meer informatie over dit project wordt verwezen naar de rapportage van het project (Lamé e.a., 2007) en naar de rapportage van het beleidsmatig vervolg van het project (Lamé en Nieuwenhuis, 2007).

In het project AW2000 zijn concentraties aan verontreinigende stoffen bepaald in onverdachte landbouw- en natuurgebieden in Nederland. Er is alleen gemeten in landbodems, dus niet in waterbodems of in grondwater. Door de beleidsgroep AW2000 is voorgesteld de P95-waarde van de (naar de standaardbodem gestandaardiseerde) concentraties gemeten in de bovenste 0,10 m van de bodem vast te stellen als normwaarde: de Achtergrondwaarde. Voor de afronding van de getallen is gekozen voor twee signifi-

cante cijfers en afronding naar boven op een nul of een vijf. Bij waarden boven de honderd is naar boven afgerond op twee significante cijfers.

Voor een aantal stoffen kan geen betrouwbare P95-waarde worden afgeleid, omdat er onvoldoende meetwaarden boven de bepalingsondergrens uitkomen. In die gevallen is de Achtergrondwaarde gebaseerd op de bepalingsgrens (is drie maal de aantoonbaarheidsgrens). Dit is in de Regeling bodemkwaliteit nader toegelicht. NOBO neemt deze voorstellen over.

Eind 2007 bleek dat de oorspronkelijk in het project AW2000 gerapporteerde bepalingsgrenzen niet haalbaar zijn voor routinematig te verrichten metingen. In het project AW2000 is extra inspanning geleverd om zeer lage bepalingsgrenzen te halen in zand met weinig organische stof. Als een dergelijke bepalingsgrens als norm wordt gesteld voor een standaardbodem, is deze norm als gevolg van de bodemtypecorrectie in een bodem met weinig organische stof een factor 5 lager en zijn concentraties ter hoogte van deze omgerekende norm niet meer meetbaar. Om meetbare normen te krijgen zijn de bepalingsgrenzen uit AW2000 met een factor 5 verhoogd. Hiernaast geldt dat er voor routinematig meten conform AS3000 sprake moet zijn van intralaboratorium reproduceerbaarheid. Hiertoe is de bepalingsgrens vervolgens met een factor 1,5 verhoogd. De Achtergrondwaarden die zijn gebaseerd op de (intralaboratorium reproduceerbaarheid) bepalingsgrens zijn door deze keuzes routinematig te meten. NOBO staat achter deze keuzes, omdat normen meetbaar moeten zijn. Hierbij hoort wel de kanttekening dat er een drijvende kracht zou moeten zijn om meetmethoden te blijven verbeteren.

Indien Achtergrondwaarden voor somparameters zijn gebaseerd op bepalingsgrenzen is er voor gekozen de som van de bepalingsgrenzen te vermenigvuldigen met een factor 0,7. Het is gebruikelijk om bij het optellen van gehalten beneden de bepalingsgrens een waarde van 0,7 maal de bepalingsgrens in te vullen. Deze methode is hier doorgevoerd, zodat geen onnodig hoge Achtergrondwaarden worden vastgesteld.

Bij een betrouwbare P95-waarde voor organische stoffen wordt aangenomen dat de Achtergrondwaarde het gevolg is van antropogene beïnvloeding. Voor de Achtergrondwaarden voor metalen kan niet eenvoudig worden bepaald welk deel het gevolg is van antropogene beïnvloeding en welk deel van nature al aanwezig is. Op basis van geochemische relaties en statistische modellen kan wel een inschatting worden gemaakt, maar er is nog geen wetenschappelijke consensus over de optimale methode hiervoor. Opvallend is dat de vastgestelde Achtergrondwaarden voor metalen veelal lager zijn dan de eerder in de normstelling gebruikte AC. Voor organische

stoffen zijn de Achtergrondwaarden in veel gevallen hoger dan de Streefwaarden. De Achtergrondwaarden kunnen dus hoger en lager zijn dan de Streefwaarden. Dit komt doordat de onderbouwing verschilt. Een recent RIVM-rapport gaat hier uitgebreid op in (Spijker en van Vlaardingen, 2007).

4.4.2 Specifieke keuzes voor bepaalde stoffen

Voor enkele stoffen konden op de genoemde wijze geen Achtergrondwaarden worden bepaald:

- voor asbest is geen Achtergrondwaarde in de tabel opgenomen, omdat dit niet in het meetprogramma van AW2000 zat;
- voor dihydroxybenzenen (catechol, resorcinol en hydrochinon) en maneb is de meetmethode niet goed genoeg. Daarom zijn hiervoor geen Achtergrondwaarden beschikbaar. Deze stoffen zijn uit de lijst verwijderd;
- voor ftalaten is het niet gelukt Achtergrondwaarden vast te stellen, omdat deze stoffen werden geïntroduceerd bij de monsterneming en/of analyse. Om het normenstelsel werkbaar te houden is besloten de bepalingsgrenzen van de diverse individuele ftalaten en voor de som ftalaten op te nemen als Achtergrondwaarden. De aantoonbaarheidsgrenzen voor de ftalaten zijn afkomstig uit de Jong e.a, 2004;
- hexachloorbutadien zat niet in het meetpakket van AW2000. Omdat het een belangrijke stof is in het waterbeleid zijn hiervoor wel andere normen dan Achtergrondwaarden vastgesteld. Om het normenstelsel werkbaar te houden is besloten de bepalingsgrens op te nemen als Achtergrondwaarde.

Door de beleidsgroep AW2000 is voorgesteld om voor de meeste stofgroepen de Achtergrondwaarde te baseren op de gemeten somwaarde voor een stofgroep, in plaats van het vaststellen van een Achtergrondwaarde op basis van de meetresultaten per individuele stof (of subgroep van stoffen). In NOBO is ervoor gekozen om voor een aantal stofgroepen toch Achtergrondwaarden vast te stellen voor de individuele stoffen (of voor subgroepen van stoffen). Dit betreft de chloorbenzenen, de chloorfenolen, DDT/DDE/DDD en de HCH-verbindingen. Deze keuze is gemaakt omdat de risico's van de stoffen/subgroepen binnen de genoemde stofgroepen zoveel verschillen, dat ook de Interventiewaarden droge bodem en Maximale Waarden per individuele stof (of voor een subgroep van stoffen) zijn vastgesteld. Om hier bij aan te sluiten zijn de meetwaarden uit AW2000 opgesplitst naar de individuele stoffen (of subgroepen van stoffen).

Om beleidsmatige redenen zijn er enkele afwijkende keuzes gemaakt voor de invulling van Achtergrondwaarden:

- voor chloride is de in AW2000 gemeten waarde 120 mg/kg d.s. Beleidsmatig is er (buiten NOBO) echter voor gekozen om alleen voor het toepassen van zeezand normen voor chloride te stellen. De oude samenstellingswaarde voor schone grond van 200 mg/kg d.s. wordt hiervoor gehandhaafd. Bij contact met brak of zout water geldt deze norm niet (zie verder Regeling bodemkwaliteit of bijlage 3);
- voor organotinverbindingen is de in AW2000 gemeten waarde 2,5 mg/kg d.s. Achteraf is geconstateerd dat het hier, gezien het gebruik als bestrijdingsmiddel op landbouwgronden, niet gaat om meetgegevens uit 'onverdachte gebieden'. De nu opgenomen Achtergrondwaarde van 0,15 mg/kg d.s. is de P95-waarde van de meetgegevens uit AW2000 in de ondergrond (tussen 0,5-1,0 m -mv). Qua ordegrootte lijkt dit een goede waarde. Aanvullend onderzoek in 2008 - 2011 zal meer zicht moeten geven op een goede Achtergrondwaarde voor organotinverbindingen;
- voor tributyltin (TBT) is besloten de gemeten waarde in AW2000 apart als Achtergrondwaarde vast te stellen (naast de somwaarde voor organotinverbindingen), omdat dit een belangrijke stof is in het waterbeleid;
- voor nikkel is op basis van de bedrijfseffectentoets (BET) besloten de waarde op basis van AW2000 (30 mg/kg d.s.) niet vast te stellen als Achtergrondwaarde, maar de bestaande Streefwaarde voor nikkel (35 mg/kg d.s.) te kiezen voor de invulling van de Achtergrondwaarde. De bedrijfseffecten van een Achtergrondwaarde voor nikkel van 30 mg/kg d.s. werden te groot geacht. Bij deze keuze kan worden opgemerkt dat de gekozen Achtergrondwaarde van 35 mg/kg d.s. wel binnen de betrouwbaarheidsmarges van AW2000 valt. Als AW2000 had gekozen voor het baseren van de Achtergrondwaarden op gegevens van de ondergrond, dan zou de Achtergrondwaarde voor nikkel uitkomen op 35 mg/kg d.s.;
- voor vinylchloride en carbofuran ligt de bepalingsgrens (die als basis zou moeten dienen voor de Achtergrondwaarde) boven de Interventiewaarde droge bodem. Daarom is besloten de Achtergrondwaarden voor deze stoffen vast te stellen op de hoogte van de Interventiewaarde droge bodem;
- voor acrylonitril en formaldehyde ligt de bepalingsgrens boven het Indicatieve niveau voor ernstige bodemverontreiniging (zie paragraaf 5.7.15). Voor deze stoffen is gezien de (lage) status van een Indicatief niveau voor ernstige bodemverontreiniging toch de bepalingsgrens als basis voor de Achtergrondwaarde gekozen. Mogelijk wordt dit in de toekomst nog aangepast, omdat het verwarrend is dat de Achtergrondwaarde hoger (minder streng) is dan een Indicatief niveau voor ernstige bodemverontreiniging.

4.4.3 Keuzes voor de uiteindelijke stoffenlijst voor de Achtergrondwaarden

Door NOBO zijn diverse discussies gevoerd over de uiteindelijke stoffenlijst in de Regeling bodemkwaliteit. Het gaat dan om het wel of niet opnemen van stoffen waarvoor in de Circulaire Streef- en Interventiewaarden (VROM, 2000) geen Interventiewaarden zijn opgenomen, maar wel zogenaamde Indicatieve niveaus voor ernstige bodemverontreiniging (zie paragraaf 5.7.15). De resultaten hiervan zijn:

- de 'exotische' metalen, waarvoor geen Interventiewaarden zijn vastgesteld, zijn uit de lijst verwijderd. Dit betreft beryllium, selenium, tellurium, thallium en zilver. Tin en vanadium zijn wel in de lijst blijven staan, omdat deze stoffen wel met enige regelmaat in concentraties boven de Achtergrondwaarden voorkomen in grond;
- van de chlooranilinen worden met name monochlooranilinen (waarvoor overigens wel een Interventiewaarde bestaat) en pentachlooraniline milieurelevant geacht. Daarom zijn di-, tri- en tetrachlooranilinen uit de lijst verwijderd;
- de overige stoffen waarvoor Indicatieve niveaus voor ernstige bodemverontreiniging zijn vastgesteld zijn in de stoffenlijst blijven staan, omdat deze wel milieurelevant kunnen zijn. Daarom zijn voor deze stoffen wel Achtergrondwaarden in de lijst opgenomen. Dit betreft dodecylbenzeen, aromatische oplosmiddelen, 4-chloor-methylfenolen, dioxine, azinfos-methyl, acrylonitril, butanol, butylacetaat, ethylacetaat, diethyleen-glycol, ethyleenglycol, formaldehyde, isopropanol, methanol, MTBE (methyl-tert-butyl-ether) en methylethylketon.

Omdat het project AW2000 ook rekening heeft gehouden met de normstelling in het kader van het Bouwstoffenbesluit en de daarbij behorende Vrijstellingsregeling Samenstellings- en Immissiewaarden (VROM, 1999) zijn er ook Achtergrondwaarden in de lijst opgenomen voor organochloorhoudende bestrijdingsmiddelen en voor niet-chloorhoudende bestrijdingsmiddelen.

De uiteindelijk vastgestelde Achtergrondwaarden zijn te vinden in de Regeling bodemkwaliteit en in bijlage 3.

4.5 Achtergrondwaarden als bouwsteen voor Maximale Waarden en Interventiewaarden

Bij de invulling van de Maximale Waarden voor metalen voor de bodemfunctieklassen Wonen en Industrie en de Interventiewaarden moet (net als bij de Streefwaarden) rekening worden gehouden met de natuurlijke achtergrondconcentratie. NOBO koos ervoor (net zoals is voorgesteld voor de Streefwaarde) de Achtergrondwaarden die zijn vastgesteld in het project AW2000 te gebruiken als waarde voor de 'natuurlijke' achtergrondconcentratie. De antropogene beïnvloeding die voor metalen onderdeel is van de Achtergrondwaarden wordt voor lief genomen, omdat de Achtergrondwaarden dichter bij de daadwerkelijke natuurlijke achtergrondconcentraties zullen liggen dan het alternatief, het handhaven van de AC als waarde voor de 'natuurlijke' achtergrondconcentraties (zie paragraaf 4.3).

De bovengenoemde beleidsmatige keuze voor de Achtergrondwaarde voor nikkel wordt ook doorgevoerd als bouwsteen voor de Maximale Waarden en de Interventiewaarde voor nikkel. Als dit niet zou worden gedaan ligt de Maximale Waarde Wonen lager dan de Achtergrondwaarde en dat past niet in het normenstelsel.

Voor organische verontreinigende stoffen geldt de 'toegevoegd risico benadering' niet (zie paragraaf 3.5) en wordt voor de invulling van de Maximale Waarden voor de bodemfunctieklassen Wonen en Industrie en de Interventiewaarden (net als bij de Streefwaarden) geen rekening gehouden met een achtergrondconcentratie.

5 Interventiewaarden droge bodem

5.1 Inleiding en leeswijzer

De Interventiewaarden zijn belangrijke bodemnormen die bepalen of er sprake is van een geval van ernstige bodemverontreiniging in de zin van de Wet bodembescherming (Wbb). Overschrijding van de Interventiewaarden heeft belangrijke gevolgen. Tot eind 2007 was er één Interventiewaarde, die gold voor droge bodem en waterbodem. In de Regeling bodemkwaliteit wordt gewerkt met een aparte Interventiewaarde voor droge bodem ('Interventiewaarde bodem, niet zijnde bodem onder oppervlaktewater') en een aparte Interventiewaarde voor waterbodems ('Interventiewaarde bodem onder oppervlaktewater'). De waarden voor de Interventiewaarde droge bodem staan overigens niet in de Regeling bodemkwaliteit vermeld, maar in de Circulaire bodemsanering (VROM, 2008). Overigens is er veel overlap in de onderbouwing van beide waarden voor de meeste stoffen. In dit hoofdstuk wordt dan ook regelmatig de toevoeging 'droge bodem' of 'waterbodems' weggelaten, als de beschrijving voor beide typen Interventiewaarden geldt.

In NOBO is besloten op dit moment de Interventiewaarden voor grondwater niet te wijzigen, hoewel hiervoor nieuwe voorstellen van het RIVM uit 2001 beschikbaar zijn (Lijzen e.a., 2001). Het is beter besluiten hierover te koppelen aan besluiten over de toekomstige Drempelwaarden, die worden vastgesteld in het kader van de EU-Grondwaterrichtlijn (zie paragraaf 6.2), zodat dan een consistent geheel wordt verkregen. In dit kader worden de resultaten van lopend onderzoek naar de relatie tussen concentraties in grond en in grondwater afgewacht. Bovendien moeten de consequenties van een overstap op nieuwe Interventiewaarden voor grondwater eerst nog in beeld worden gebracht. Dit betekent dat voor de Interventiewaarden voor grondwater nog geen gebruik wordt gemaakt van de meest recente wetenschappelijke informatie.

Paragraaf 5.2 beschrijft de algemene onderbouwing van de Interventiewaarden. Daarna worden diverse onderwerpen behandeld, die een relatie hebben met de Interventiewaarden:

- aparte Interventiewaarden voor waterbodems (paragraaf 5.3);
- relatie Interventiewaarden en 'gevallen van ernstige bodemverontreiniging' (paragraaf 5.4);
- landbouwisico's en Interventiewaarden (paragraaf 5.5); geurhinder en Interventiewaarden (paragraaf 5.6).

In paragraaf 5.7 wordt tenslotte informatie gegeven per stof over de uiteindelijk vastgestelde Interventiewaarden droge bodem. Deze waarden zijn te vinden in de Circulaire bodemsanering (VROM, 2008) en in bijlage 4.

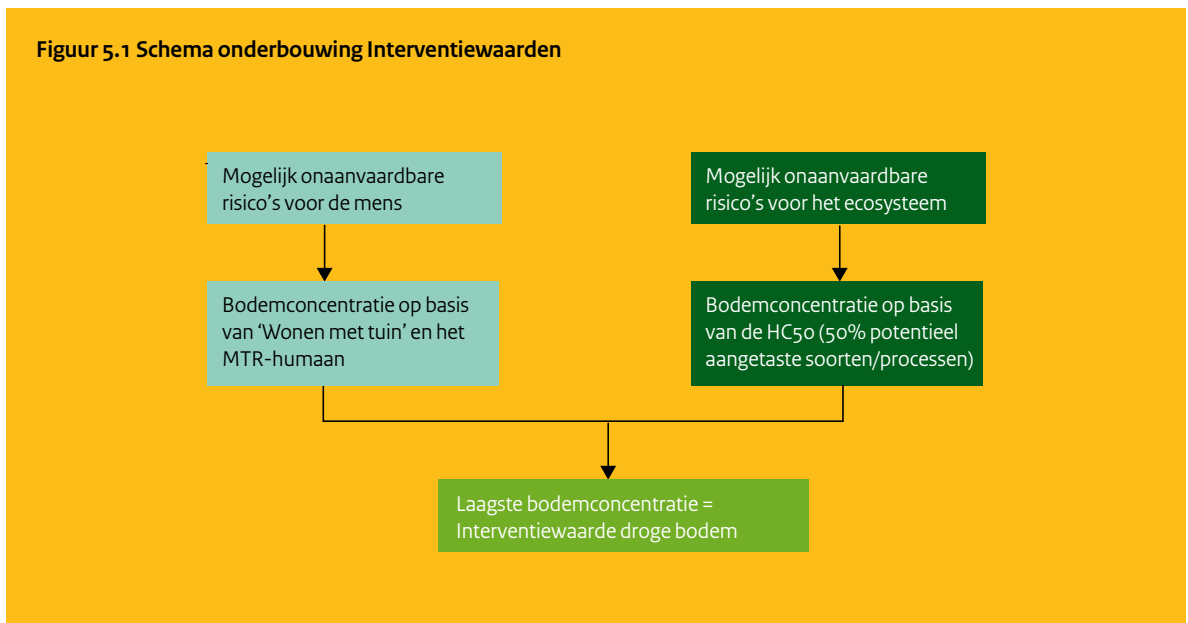
5.2 Onderbouwing Interventiewaarden

De Interventiewaarden zijn gebaseerd op humane en ecologische risico's. Voor beide type risico's wordt een 'ernstig-risico-grens' bepaald, die hoort bij mogelijk onaanvaardbare risico's. De laagste waarde van de twee onderbouwt in principe de Interventiewaarde. Voor enkele stoffen is de hoogste concentratiewaarde gekozen, omdat deze veel betrouwbaarder kon worden afgeleid. Deze afwijkende keuzes staan overigens niet ter discussie. De gekozen systematiek betekent dat de Interventiewaarde voor de ene stof aanduidt dat er potentiële 'ernstige' risico's zijn voor het ecosysteem, terwijl de Interventiewaarde voor de andere stof duidt op potentiële 'ernstige' risico's voor de mens.

De humane 'ernstig-risico-grens' is de concentratie in de bodem waarbij, uitgaande van een standaard blootstellingsscenario, blootstelling van de mens plaatsvindt tot aan het MTR-humaan (zie paragraaf 3.2.1 en 3.3). Het gehanteerde blootstellingsmodel is CSOIL. Het gehanteerde standaard blootstellingsscenario is 'wonen met tuin'. Dit scenario is gekozen omdat hierin alle gangbare blootstellingsroutes in redelijke mate bijdragen aan de blootstelling. Er is uitgegaan van normaal bodemcontact door de mens (volwassenen en kinderen) in geval van een huis met een tuin en beperkte (10%) consumptie van gewassen uit de eigen tuin. Zoals in paragraaf 3.2.2 is aangegeven wordt er bij het afleiden van Interventiewaarden geen rekening gehouden met blootstelling van de mens uit andere bronnen dan de bodem. De ecologische 'ernstig-risico-grens' is de HC50 (zie paragraaf 3.5.1). Zoals in paragraaf 3.5.1 is toegelicht geldt hierbij voor metalen de zogenaamde 'toegevoegd risico benadering'. Deze uitgangspunten zijn niet gewijzigd ten opzichte van het oude beleid.

Figuur 5.1 geeft het hierboven beschreven principe schematisch weer.

Figuur 5.1 Schema onderbouwing Interventiewaarden



NOBO wil de bovenbeschreven systematiek handhaven. Gezien de keuze van NOBO om bij het onderbouwen van de bodemnormen gebruik te maken van de nieuwste generatie wetenschappelijke informatie, moeten de Interventiewaarden worden gewijzigd op basis van de resultaten van de Evaluatie Interventiewaarden door het RIVM in 2001 (Lijzen e.a., 2001). Er wordt dus onder andere gebruik gemaakt van de nieuwe versie van de HC50, de nieuwe MTR-humaan en de nieuwe versie van CSOIL.

De RIVM-voorstellen uit 2001 hebben betrekking op de zogenaamde 1^e tranche van stoffen. Dit zijn de stoffen waarvoor in 1994 Interventiewaarden zijn vastgesteld (VROM, 1994). Het betreft een groot aantal stoffen en stofgroepen, die regelmatig als bodemverontreiniging worden aangetroffen. Na 1994 zijn Interventiewaarden vastgesteld voor de zogenaamde 2^e, 3^e en 4^e tranche van stoffen (zie VROM, 2000). De onderbouwing hiervan is te vinden in respectievelijk van de Berg e.a. (1994), Kreule e.a. (1995) en Kreule en Fwartjes (1998). Voor de 2^e, 3^e en 4^e tranche van stoffen is voor een echte verbetering van de onderbouwing van de Interventiewaarden een herziening van de stofspecifieke gegevens nodig. Tot op heden zijn voor de 2^e, 3^e en 4^e tranche van stoffen geen nieuwe stofspecifieke gegevens verzameld en er zijn ook geen herberekeningen uitgevoerd uitgaande van de bestaande gegevens en de nieuwe versies van de modellen en methoden. De bestaande Interventiewaarden voor de 2^e, 3^e en 4^e tranche van stoffen blijven dus gehandhaafd (uitgezonderd antimoon, zie paragraaf 5.7).

De Gezondheidsraad (GR) heeft in 2004 geadviseerd over de Interventiewaarden (Gezondheidsraad, 2004). De GR vindt de met CSOIL berekende blootstelling via gewasconsumptie

en inhalatie van binnenlucht te onbetrouwbaar om generieke Interventiewaarden op te baseren. Ze pleit voor meer aandacht voor het verrichten van metingen in contactmedia (gewassen, binnenlucht) om de bodemkwaliteit te beoordelen. De Interventiewaarde zou veel meer het karakter moeten krijgen van een signaalwaarde, waaronder in ieder geval geen gezondheidsrisico is te verwachten. De bestaande Interventiewaarden vindt de commissie hiervoor niet conservatief genoeg. NOBO gaat hier niet in mee. Het volgen van het GR-advies leidt tot (veel) strengere Interventiewaarden voor bepaalde stoffen en dit heeft, bij het handhaven van de functie van de Interventiewaarden, grote maatschappelijke gevolgen. NOBO vindt dat het bestaande systeem, inclusief aandacht voor gevoelige functies (zie paragraaf 5.4) voldoende bescherming biedt. Modelmatig is er geen betere methode beschikbaar om blootstelling via gewasconsumptie en inhalatie te berekenen dan CSOIL. Meten in contactmedia is inderdaad een goede vervolgstap, maar dit onderzoek is relatief ingewikkeld en het is maatschappelijk niet haalbaar om dit in heel veel situaties te moeten toepassen om de bodemkwaliteit te beoordelen.

Door de TCB is in 2002 geadviseerd (TCB, 2002) om de meeste bestaande Interventiewaarden op dat moment niet aan te passen aan de RIVM-voorstellen uit 2001. De eindconclusie van de TCB was dat de afleidingsmethodiek voor Interventiewaarden op onderdelen en voor sommige stoffen zeker was verbeterd. De resultaten blijven echter afhankelijk van onzekere invoerdata en de TCB heeft aanbevolen om op een aantal punten verbeteringen aan te brengen. De TCB vond de verbetering van de onderbouwing van de Interventiewaarden niet opwegen tegen de maatschappelijke gevolgen die een wijziging teweeg brengt.

Daarom werd de pragmatische aanpak geadviseerd om de nieuwe Interventiewaarden alleen over te nemen als er sprake was van een aanzienlijke verandering. 'Aanzienlijk' werd gedefinieerd als een verschil van meer dan een factor twee en een meer dan gemiddelde betrouwbaarheid. De TCB heeft er in 2002 op gewezen dat de gevolgen van het wijzigen van Interventiewaarden groot zijn en dat het dan de vraag is of relatief geringe veranderingen moeten worden doorgevoerd en of het ene onzekere getal moet worden vervangen door het andere onzekere getal. In een TCB-advies over onder andere NOBO-voorstellen begin 2006 (TCB, 2006a) blijft de TCB bij haar zorgen over de maatschappelijke gevolgen van een wijziging van Interventiewaarden.

In de afgelopen periode moesten echter Maximale Waarden worden afgeleid en vastgesteld en werd de locatiespecifieke risicobeoordeling herzien en verder uitgewerkt. Door NOBO is ervoor gekozen hiervoor de meest recente kennis te gebruiken (de nieuwe HC50, nieuwe MTR-humaan, etc.). NOBO vindt dat voor alle bodemnormen zoveel mogelijk dezelfde bouwstenen moeten worden gebruikt, om de consistentie in het gehele normenbouwwerk te bewaren en de risico-onderbouwing van de bodemnormen uitlegbaar te houden. Uitzonderingen om beleidsmatige of wetenschappelijke redenen blijven mogelijk en worden in voorliggend rapport toegelicht.

5.3 Aparte Interventiewaarden waterbodems

Door het RIVM zijn in 2001 voorstellen gedaan voor eventuele aparte Interventiewaarden voor natte waterbodems. Voordeel van de voorgestelde waarden is dat deze qua risicobeoordeling beter aansluiten bij de situatie van de natte waterbodem, waardoor ze in die situatie realistisch zijn. Nadeel is dat er in 2001 vooral is gezocht naar extra terrestrische ecologische toxiciteitsgegevens en niet naar aquatische. Er zijn voor metalen bij het RIVM ook twijfels over de hoogte van de berekende waarden. Ook de TCB zette vraagtekens bij de betrouwbaarheid van de berekende waarden voor waterbodems (TCB, 2002). Nadeel van een aparte Interventiewaarde waterbodem is dat waterbodem (bagger) soms landbodem wordt, waardoor dan voor hetzelfde materiaal andere normen gelden. In het verleden was dit een belangrijk argument om één Interventiewaarde te hanteren.

In 2005 is door NOBO voorgesteld vooralsnog geen aparte Interventiewaarden voor waterbodems in te voeren. Argumenten hiervoor waren:

- het is handig één ingangscriterium te hebben voor het van toepassing zijn van de Wbb;
- uiterwaarden lopen gedurende de winterperioden soms

onder water en als ze onder invloed staan van de getijden, kan dit zelfs twee keer per dag gebeuren;

- in een 2^e stap kan direct goed naar de risico's voor de waterbodem worden gekeken en dat is ook al de huidige praktijk;
- voor waterbodems zal de Kaderrichtlijn Water (KRW) in de toekomst de doelen gaan bepalen. Dit wordt meegenomen bij de in ontwikkeling zijnde Waterwet en dat lijkt een goed moment om waterbodems eventueel apart te normeren.

In 2006 is echter door het ministerie van V&W in overleg met het ministerie van VROM besloten bij de inwerkingtreding van de Regeling Bodemkwaliteit aparte Interventiewaarden voor waterbodems in te voeren. Een belangrijk argument hiervoor is dat de risico's voor de mens en het ecosysteem in heel verschillende milieus (landbodems en natte waterbodems) verschillend zijn.

De in het verleden gehanteerde afstemming tussen beide milieus had ook nadelen. Als belangrijk voorbeeld hiervoor geldt de in het verleden gehanteerde Interventiewaarde voor lood, die is gebaseerd op gehalten in nieuw gevormd sediment. Hierdoor kon onvoldoende rekening worden gehouden met humane en ecologische risico's van lood in landbodems (zie paragraaf 5.7.4). Voor de invulling van de Interventiewaarden voor waterbodems zijn beleidsmatige keuzes gemaakt. Dit wordt verder toegelicht in hoofdstuk 8.

5.4 Relatie Interventiewaarden en 'gevallen van ernstige bodemverontreiniging'

Overschrijding van de Interventiewaarden in 25 m³ grond/sediment of in het grondwater in 100 m³ bodemvolume betekent dat er sprake is van een 'geval van ernstige bodemverontreiniging' in het kader van de Wbb.

Hiernaast worden binnen het Saneringscriterium gevoelige functies/situaties onderscheiden, waarbij er al onaantoonbare risico's kunnen zijn beneden de Interventiewaarden. Deze gevoelige functies zijn expliciet omschreven in de Circulaire bodemsanering (VROM, 2008). Het betreft met name moestuinen en situaties met ondiep grondwater/slechte ventilatie en mogelijke uitdamping naar de binnenlucht. Ook verontreinigingen met lood waarbij er mogelijk sprake is van een verhoogde humane biobeschikbaarheid, vergeleken met de gekozen insteek voor de Interventiewaarde voor lood (zie paragraaf 5.7.4), vallen hieronder. Voor vrije cyanide geldt dat al bij overschrijding van de Achtergrondwaarden rekening moeten worden gehouden met de mogelijkheid van uitdamping. Indien uitdamping naar binnenlucht op zou kunnen treden moet

worden gemeten in de bodemlucht en getoetst aan de TCL (zie Regeling bodemkwaliteit).

Indien voor deze gevoelige functies/situaties de grens van het Saneringscriterium wordt overschreden, is ook hier sprake van een geval van ernstige bodemverontreiniging, ook al worden de Interventiewaarden niet overschreden.

5.5 Landbouwriscico's en Interventiewaarden

Binnen NOBO is besloten dat landbouwfuncties niet vallen onder de hierboven beschreven gevoelige functies. Er moet helder onderscheid worden gemaakt tussen bodemkwaliteitsnormen gebaseerd op milieurisico's en bodemkwaliteitsnormen gebaseerd op landbouwriscico's. De normen in de Warenwet zijn gebaseerd op voorzorg en ALARA (As Low As Reasonable Achievable). Stoffen die schadelijk kunnen zijn voor de mens, moeten zo min mogelijk in de producten voorkomen. De Wet bodembescherming (Wbb) en de Warenwet moeten niet worden gemengd. Daarom blijft het zo dat landbouwriscico's geen criterium zijn voor de onderbouwing van Interventiewaarden.

5.6 Geurhinder en Interventiewaarden

Geurhinder is niet als criterium opgenomen voor de risico-onderbouwing van de Interventiewaarden. Door NOBO is in 2005 bekeken hoe de waarden voor de mediane geurdrempel zich verhouden tot de TCL. Uit de toen beschikbare informatie is geconcludeerd dat de TCL altijd strenger is dan de mediane geurdrempel, zodat de Interventiewaarden automatisch ook beschermen tegen geurhinder. Bij een nadere beschouwing in 2006 blijkt echter dat de mediane geurdrempels van tetrahydrothiofeen en MTBE mogelijk wel lager zijn dan de TCL. Overigens geldt er in 2006 (op basis van de Circulaire Streef- en Interventiewaarden (VROM, 2000)) voor MTBE geen Interventiewaarde, maar wel een Indicatief niveau voor ernstige verontreiniging. Er loopt een discussie of er voor MTBE wel een Interventiewaarde moet worden vastgesteld, omdat het bij MTBE niet gaat om een zogenaamde 'historische verontreiniging' (waar de Interventiewaarden en de Circulaire bodemsanering betrekking op hebben). Voor de Circulaire bodemsanering (VROM, 2008) is besloten de bestaande normstelling te handhaven en nu geen nieuwe normen te stellen.

Voor tetrahydrothiofeen en MTBE zijn, als geen rekening wordt gehouden met geurhinder, de ecologische risico's bepalend voor de invulling van de (eventuele) Interventiewaarde. Als wel rekening wordt gehouden met geurhinder wordt de humane 'ernstig-risico-grens' mogelijk

lager, maar thans is nog onduidelijk of dit dan beneden de ecologische 'ernstig-risico-grens' uit komt. Dit wordt in 2008 uitgezocht, waarna moet worden besloten of dit consequenties heeft voor de Interventiewaarden van tetrahydrothiofeen en eventueel MTBE.

De reden om eventueel toch rekening te houden met geurhinder bij de onderbouwing van de Interventiewaarden is afstemming met de Circulaire bodemsanering.

Geurhinder is door de projectgroep voor het Saneringscriterium in de Circulaire bodemsanering (VROM, 2006) opgenomen als criterium dat ertoe kan leiden dat er spoedig moet worden gesaneerd. Als criterium voor geurhinder worden mediane geurdrempels aangehouden. Dit is niet consistent met de onderbouwing van de (eventuele) Interventiewaarden op basis van humane risico's, waarin geurdrempels geen rol spelen.

5.7 Interventiewaarden droge bodem per stof

5.7.1 Inleiding

In deze paragraaf wordt per stof ingegaan op de gevoerde discussies over de Interventiewaarden droge bodem. Over stoffen die hieronder niet worden genoemd is geen discussie gevoerd en zijn de RIVM-voorstellen uit 2001 (Lijzen e.a., 2001) overgenomen. Voor sommige hieronder niet genoemde stoffen (bijvoorbeeld chroom en nikkel) betekent het overnemen van de RIVM-voorstellen uit 2001 wel een flinke wijziging van de hoogte van de Interventiewaarde. Op basis van het binnen het project Grond & Bagger uitgevoerde onderzoek naar de maatschappelijke consequenties, worden hiervan (voor de hieronder niet genoemde stoffen) geen grote uitvoeringsproblemen verwacht.

Voor de metalen wordt de in 2001 nog gehanteerde AC (als 'natuurlijke' achtergrondconcentratie voor de 'toegevoegd risico benadering') vervangen door de Achtergrondwaarde (zie paragraaf 4.5). Aan het eind van deze paragraaf wordt kort ingegaan op de Indicatieve niveaus voor ernstige bodemverontreiniging. Dit zijn indicatieve waarden in plaats van een 'echte' Interventiewaarde.

Door het RIVM is ervoor gekozen de voorstellen voor de Interventiewaarden af te ronden op twee significante cijfers, omdat meer precisie wetenschappelijk niet verantwoord is. NOBO kan zich hierin vinden.

De uiteindelijk vastgestelde Interventiewaarden droge bodem zijn te vinden in de Circulaire bodemsanering (VROM, 2008) en in bijlage 4. Ten opzichte van de Circulaire Streef- en Interventiewaarden (VROM, 2000) ontbreken Interventiewaarden voor de dihydroxybenzenen (catechol,

resorcinol en hydrochinon) en voor maneb. In het project AW2000 (Lamé en Nieuwenhuis, 2007) is geconcludeerd dat er voor deze stoffen geen geschikte meetmethode is en dat de normstelling hiervoor daarom moet vervallen. Deze conclusie is overgenomen voor de Interventiewaarden.

Voor chroom en kwik blijkt het doorvoeren van de RIVM-voorstellen uit 2001 in de praktijk vragen op te roepen. Met de Circulaire bodemsanering (VROM, 2008) zijn er nu namelijk aparte Interventiewaarden droge bodem voor chroom III en chroom VI en voor kwik (anorganisch) en kwik (organisch). Dit komt doordat de risico's van beide vormen van chroom en beide vormen van kwik verschillend zijn.

Bij het onderbouwen van Landelijke Referentiewaarden ter onderbouwing van de Maximale Waarden (zie paragraaf 6.1) voor chroom en kwik heeft het RIVM de risico-onderbouwing voor chroom III respectievelijk voor kwik (anorganisch) als uitgangspunt gekozen. Deze keuze is gemaakt omdat chroom VI alleen voorkomt in specifieke verontreinigingssituaties. Ook het voorkomen van organisch kwik is niet gebruikelijk. Gezien deze keuzes is het logisch op de gangbare manier totaal chroom en kwik te meten en te toetsen aan de Interventiewaarden droge bodem voor chroom III en kwik (anorganisch). Alleen bij specifieke verontreinigingen met chroom of kwik moet worden bekeken of er sprake is van de aanwezigheid van verhoogde concentraties aan chroom VI of kwik (organisch).

5.7.2 2^e, 3^e en 4^e-tranche stoffen (onder andere antimoon)

De 2^e, 3^e en 4^e tranche betreffen een beperkt aantal stoffen of stofgroepen. Voor de volgende stoffen uit deze tranches zijn Interventiewaarden vastgesteld: antimoon, 1,1-dichloorethaan, 1,1-dichlooretheen, 1,2-dichlooretheen (cis en trans), dichloorpropanen, 1,1,1-trichloorethaan, 1,1,2-trichloorethaan, monochlooranilinen, chloordaan, endosulfan, heptachloor, heptachloorepoxide, organotinverbindingen, MCPA en tribroommethaan. De Interventiewaarden voor deze stoffen zijn in 2001 niet geëvalueerd. Voor deze stoffen zijn de Interventiewaarden uit de Circulaire Streef- en Interventiewaarden uit 2000 (VROM, 2000) gehandhaafd.

Alleen antimoon vormt hierop een uitzondering. De Interventiewaarde voor deze stof is gebaseerd op humane risico's. Besloten is voor deze stof de humane 'ernstig-risico-grens' te herberekenen met de nieuwe versie van CSOIL (uit de Evaluatie Interventiewaarden 1^e tranche in 2001). De uitkomst van deze berekening is 22 mg/kg d.s. Dit besluit is genomen omdat de Maximale Waarde voor de bodemfunctieklasse Wonen, die ook is berekend met de nieuwe versie van CSOIL, op exact hetzelfde getal uitkomt als de Interventiewaarde uit de Circulaire Streef- en

Interventiewaarden van 2000 (namelijk 15 mg/kg d.s.). Dit werd verwarrend gevonden. Voor de overige stoffen uit de 2^e, 3^e en 4^e tranche is besloten deze herberekening nu nog niet uit te voeren, aangezien de voorkeur uitgaat naar een volledige evaluatie van de risico-onderbouwing (dus inclusief evaluatie van onder andere fysische en chemische parameters, MTR-humaan en ecologische toxiciteitsgegevens).

5.7.3 Koper en zink

Door de TCB is in 2002 geadviseerd voor de essentiële metalen koper en zink, die wel aan de destijds door de TCB gestelde criteria voor overname als nieuwe norm voldeden, het lopende onderzoek naar normstelling voor essentiële metalen af te wachten, alvorens over te gaan tot wijziging van Interventiewaarden (TCB, 2002). Het wetenschappelijke onderzoek naar eventuele afwijkende normstelling voor essentiële metalen heeft sindsdien niet geleid tot concrete andere voorstellen voor Interventiewaarden voor deze stoffen.

Voor koper en zink waren de voorgestelde Interventiewaarden van het RIVM uit 2001 veel lager (strenger) dan de Interventiewaarden uit de Circulaire Streef- en Interventiewaarden uit 2000. De Interventiewaarden voor koper en zink zijn gebaseerd op ecologische risico's. De humane 'ernstig-risico-grenzen' voor deze stoffen liggen veel hoger. Omdat het verlagen van deze Interventiewaarden erg grote maatschappelijke consequenties heeft voor het grondverzet en de saneringsoperatie is binnen het project Grond & Bagger en op Rijksniveau besloten de bestaande Interventiewaarden voor koper en zink uit de Circulaire Streef- en Interventiewaarden uit 2000 te handhaven. Voor deze stoffen hanteren we dus beleidsmatig een Interventiewaarde die, naar de recente inzichten, gepaard gaat met een hoger ecologisch risiconiveau dan voor de overige stoffen.

5.7.4 Lood

De Interventiewaarde voor lood is in 1994 vastgesteld op 530 mg/kg d.s. De toen afgeleide humane 'ernstig-risico-grens' was 301 mg/kg d.s. en de ecologische 'ernstig-risico-grens' was 290 mg/kg d.s. Beleidsmatig was echter besloten dat de Interventiewaarde zowel geldt voor landbodems als voor waterbodems. De Interventiewaarden mochten daarom nooit strenger zijn dan de meetwaarden in nieuw gevormd sediment in de Rijn. De waarde hiervoor was 530 mg/kg d.s. en deze waarde is hiermee bepalend geweest voor de in 1994 vastgestelde hoogte van de Interventiewaarde voor lood.

Voor lood zijn in 1999 door het RIVM nieuwe risicogrenzen voorgesteld: een humane 'ernstig-risico-grens' van 622 mg/kg d.s. en een ecologische 'ernstig-risico-grens' van 580 mg/kg d.s. (als de AC wordt vervangen door de Achtergrondwaarde komt dit uit op 540 mg/kg d.s.).

Bij de humane waarde is uitgegaan van een relatieve humane biobeschikbaarheidsfactor van 0,6 en een gemiddelde hoeveelheid grondingestie van 100 mg/dag. Gezien de discussie over de humane biobeschikbaarheidsfactor in 2006 (zie paragraaf 3.3.2) is het in 1999 voorgestelde humane 'ernstig-risico-grens' inmiddels achterhaald.

In 2006 zijn door het RIVM nieuwe voorstellen gedaan voor risicogrenzen voor lood (Lijzen e.a, 2006). In 2007/2008 wordt vervolgonderzoek uitgevoerd om tot een betere onderbouwing van de Interventiewaarde voor lood te komen en volgt nog een adviesaanvraag hierover aan de Technische Commissie Bodembescherming en de Gezondheidsraad. Het uit te voeren onderzoek richt zich onder andere op de vraag of er voor de oude stedelijke ophooglagen, die een historische loodverontreiniging bevatten, een generieke relatieve biobeschikbaarheidsfactor kan worden toegepast.

In het RIVM-briefrapport uit 2006 staat een voorstel voor een humane 'ernstig-risico-grens' voor lood van 533 mg/kg d.s. Dit hoort bij de P80 van de biobeschikbaarheidsgegevens van bodems met een organisch stof gehalte kleiner dan 20% (dit zijn bodems met een hogere biobeschikbaarheid dan bodems met een organisch stofgehalte boven de 20%) en bij de P80 van de biobeschikbaarheidsgegevens waarbij rekening is gehouden met deels nuchtere en deels gevoede omstandigheden. De voor deze berekening gehanteerde relatieve biobeschikbaarheidsfactor is 0,74 en voor het overige is standaardprocedure voor het afleiden van de humane 'ernstig-risico-grens' gevolgd, waarbij rekening is gehouden met de gevoeligheid van kinderen voor lood. Dit laatste gebeurt door de gemiddelde blootstelling gedurende de kindperiode (0-6 jaar) te toetsen aan het MTR-humaan (in plaats van de levenslang gemiddelde blootstelling). Gezien het lopende onderzoek vindt NOBO het op basis van deze gegevens verantwoord om de Interventiewaarde voor lood op dit moment te handhaven op 530 mg/kg d.s.

5.7.5 Cyaniden

Voor cyaniden zijn door het RIVM bij de evaluatie van de Interventiewaarden in 2001 (Lijzen e.a, 2001) geen voorstellen voor nieuwe Interventiewaarden gedaan. Wel is de blootstelling via gewasconsumptie verwaarloosbaar gevonden, omdat planten cyaniden afbreken en omzetten in andere niet toxische stoffen. Het RIVM adviseert vooral te letten op mogelijke uitdamping van vrije cyanide (Köster, 2001). In 2006 door het RIVM voor NOBO uitgevoerde berekeningen met CSOIL aan de uitdamping van vrije cyanide leiden tot een kritische bodemconcentratie die lager ligt dan de Achtergrondwaarde. Ook bij graven in grond die verontreinigd is met cyanide-complex, kan vrije cyanide ontstaan en kan uitdamping optreden. Dit kan met behulp van (bodem)luchtmetingen worden vastgesteld. Ook is geconcludeerd dat het onderscheid voor cyanide-complex

tussen bodems met pH < 5 en met pH > 5 kan vervallen, omdat de pH geen duidelijke relatie heeft met de risico's.

In NOBO is besloten de bestaande Interventiewaarden voor cyanide-vrij, cyanide-complex en thiocynaat te handhaven, omdat er geen beter onderbouwde nieuwe waarden zijn.

Voor cyanide-complex is hierbij voor de laagste van de twee beschikbare waarden gekozen. Voor cyanide-vrij geldt dat uitdappingsrisico's bij concentraties boven de Achtergrondwaarde niet kunnen worden uitgesloten. In een voetnoot in de Regeling bodemkwaliteit is aangegeven dat men bedacht moet zijn op uitdamping bij concentraties aan cyanide-vrij boven de Achtergrondwaarde. Om dit te controleren moet in situaties waar uitdamping aan de orde kan zijn, worden gemeten in de bodemlucht en getoetst aan de TCL (Toxicologisch Toelaatbare Concentratie in Lucht).

In NOBO is afgesproken dat een gemeten gehalte aan cyanide-complex gelijk mag worden gesteld aan het gehalte aan cyanide-totaal, indien geen cyanide-vrij wordt verwacht. Dit staat in een voetnoot in de Regeling bodemkwaliteit.

5.7.6 PAK

Voor PAK is door het RIVM in 2001 voorgesteld om over te stappen op de zogenaamde TU-benadering (Toxic Unit benadering). Dit houdt in dat per individuele PAK de gemeten concentratie wordt gedeeld door de risicogrens van deze individuele PAK. De uitkomsten van deze quotiënten worden opgeteld en getoetst aan de waarde 1. De samenstelling van de bodemverontreiniging met PAK bepaalt dan of de 'norm' (TU=1) wordt overschreden. Een overstap op de TU-benadering heeft ook de voorkeur van de TCB (TCB, 2006a).

NOBO pleit ervoor om op termijn toe te werken naar een overstap op de TU-benadering voor PAK. Een overstap op dit moment heeft niet de voorkeur van NOBO, omdat er dan geen concentratienorm voor PAK(10) meer is te geven. Dit levert discontinuïteit op met de gegevens uit het verleden. Het voorstel van NOBO in 2005 was daarom, om een landelijk standaard PAK-profiel vast te stellen en op basis hiervan met behulp van de TU-benadering een som PAK(10) te berekenen. Deze som PAK(10) kan de bestaande Interventiewaarde voor som PAK(10) vervangen en kan worden gehanteerd voor diffuse bodemverontreinigingen met PAK. Door het RIVM zijn op basis van beschikbare PAK-profielen berekeningen uitgevoerd. Hierbij is echter aangegeven dat de berekende waarde erg onzeker is en dat het de voorkeur heeft toch altijd per locatie de TU te berekenen.

Door NOBO is vervolgens in 2006 besloten op dit moment de bestaande Interventiewaarde voor de som PAK(10) te handhaven. Het is beter de normstelling voor PAK in een keer helemaal goed te wijzigen, in plaats van nu over te stappen op de TU-benadering op basis van enigszins verouderde gegevens. De redenen hiervoor zijn dat de EU

heeft gekozen voor een beoordeling van 17 PAK en dat er veel nieuwe informatie is over de ecologische risico's van PAK (uit EU-onderzoek). Dit leidt tot discussie over de vraag of moet worden vastgehouden aan het meten van 10 PAK of dat het meetpakket moet worden uitgebreid of gewijzigd. Als voor de beoordeling van meer of andere dan de huidige 10 PAK wordt gekozen, betekent dit een tweede breuk met het verleden.

5.7.7 Vinylchloride

Voor vinylchloride is door het RIVM in 2001 een Interventiewaarde ruim beneden de bepalingsgrens voorgesteld. Vervolgens is in 2006 door RIVM nieuwe informatie over vinylchloride bekeken. Dit leidde weer tot een voorgestelde Interventiewaarde ruim beneden de bepalingsgrens. Dit is moeilijk werkbaar en daarom is het voorstel van NOBO om de bestaande Interventiewaarde voor vinylchloride te handhaven. Ook deze waarde ligt nog beneden de bepalingsgrens (voor intralaboratorium reproduceerbaarheid), maar gezien de risico-informatie ligt verruimen van de norm niet voor de hand. In de Regeling bodemkwaliteit en de Circulaire bodemsanering (VROM, 2008) staat een voetnoot dat de betreffende waarde lager is dan de bepalingsgrens en dat bij het aantonen van deze stof de risico's nader moet worden onderzocht. Indien de bepalingsgrens verandert, moet de hoogte van de Interventiewaarde opnieuw worden bekeken.

5.7.8 PCB's

Voor de 'gewone' PCB's is door het RIVM vanuit pragmatisch oogpunt geadviseerd de risico's op te tellen en hierbij de rekenmethode van de TU-benadering toe te passen (Lijzen e.a, 2001, Baars, 2005). De beslissing om in de toekomst over te gaan op een TU-benadering is aan het beleid. Vanwege de breuk met de beoordeling in het verleden (zie hierboven bij PAK) is op dit moment voor de Interventiewaarde droge bodem niet gekozen voor een overstap op de TU-benadering. Vooralsnog is beleidsmatig besloten de bestaande Interventiewaarde voor de som PCB's (7) te handhaven.

5.7.9 Drins

Voor drins kan op basis van de RIVM-voorstellen (Dirven-Van Breemen e.a., 2007) een keuze worden gemaakt tussen:

- een Interventiewaarde voor de som van aldrin, dieldrin en endrin;
- een Interventiewaarde voor de som van aldrin en dieldrin en een aparte Interventiewaarde voor endrin.

NOBO heeft vanwege de eenvoud gekozen voor de 1^e optie. Voor drins gaat de concentratiewaarde voor de Interventiewaarde hiermee sterk naar beneden. In het onderzoek naar de maatschappelijke consequenties vanuit Grond & Bagger is geconstateerd dat drins in een beperkt aantal situaties voorkomen, waardoor wordt verwacht dat de uitvoeringsproblemen aanvaardbaar zullen zijn.

5.7.10 Carbofuran

Voor carbofuran is door het RIVM een Interventiewaarde enigszins beneden de bepalingsgrens (voor intralaboratorium reproduceerbaarheid) voorgesteld. Deze waarde is nu toch als Interventiewaarde vastgesteld, met een voetnoot dat de betreffende waarde lager is dan de bepalingsgrens en dat bij het aantonen van deze stof de risico's nader moet worden onderzocht.

5.7.11 Asbest

In de beleidsbrief 'Asbest in bodem, grond en puin(granulaat)' van 3 maart 2004 is een Interventiewaarde voor asbest vastgesteld. Deze is onderbouwd in Swartjes e.a, 2003. Voor asbest is een strenger humaan risiconiveau gehanteerd dan voor andere stoffen (namelijk extra risico op overlijden van 10⁻⁸ per jaar), vanwege afstemming met de regelgeving voor arbeidsomstandigheden. De Interventiewaarde voor asbest is een gewogen norm (concentratie serpentijn asbest + 10 x concentratie amfibool asbest). Dezelfde waarde geldt ook als hergebruiksgrens.

5.7.12 Minerale olie

Voor minerale olie heeft een beoordeling op basis van een indeling in fracties en toetsing via een TU-benadering vanuit wetenschappelijk oogpunt de voorkeur van NOBO. In 2001 heeft het RIVM hiervoor een voorstel gedaan voor de beoordeling van de humane risico's (Franken e.a, 1999 en Lijzen e.a, 2001). In 2004 zijn er door het RIVM ook voorstellen gedaan voor risicogrenzen voor de ecologische risico's van de verschillende alifatische en aromatische oliefracties (Verbruggen, 2004). Over minerale olie worden internationale discussies gevoerd in CEN-ISO-kader. Het gaat om een beoordeling in fracties en de bijbehorende analysemethoden. Hierbij wordt ook aandacht besteed aan de oliefracties tussen C6-C10 die thans in Nederland buiten de olieanalyse vallen (er worden overigens wel individuele oliecomponenten beoordeeld die in het traject C6-C10 vallen). Het voorstel van NOBO is thans de Interventiewaarde voor minerale olie (C10-C40) niet aan te passen, maar te participeren in de internationale discussies en de resultaten hiervan af te wachten.

Ook in Nederland is een discussie over de normering van minerale olie in bredere zin gestart. Er is een meetmethode ontwikkeld (de Risk Based Mineral Oil Test; Hutter, 2007) en het is de bedoeling hier in 2008 ervaring mee op te doen. Een probleem is dat voor de lichtere oliefractie de bepalingsgrenzen hoger zijn dan de risicogrenzen. Mogelijk zijn de risicogrenzen voor de lichtere fracties dusdanig streng, dat invoering hiervan qua consequenties te grote gevolgen heeft. Daarom wordt eerst gewerkt aan het verzamelen van meetgegevens, zodat de consequenties van een eventuele overstap in beeld kunnen worden gebracht. Ook voor minerale olie geldt dat een wijziging in één keer goed moet zijn. De discussie loopt door in de periode 2008-2011.

5.7.13 MTBE

Hoewel de verwachting is dat verontreinigingen met MTBE veelal na 1987 zijn ontstaan, is er toch behoefte aan een Interventiewaarde om verontreinigingen met MTBE te kunnen beoordelen. Interventiewaarden zijn conform de regelgeving alleen van toepassing op historische verontreinigingen (van voor 1987) (zie Circulaire Bodemsanering, VROM, 2006 en 2008). In de Circulaire Streef- en Interventiewaarden (VROM, 2000) was voor MTBE al een 'Indicatief niveau voor ernstige bodemverontreiniging' vastgesteld (zie paragraaf 5.7.15). Voor MTBE is nu een eventuele Interventiewaarde onderbouwd in een RIVM-rapport uit 2004 (Swartjes e.a, 2004). Deze waarde is beter onderbouwd dan het eerder vastgestelde Indicatieve niveau voor ernstige bodemverontreiniging en heeft daarom de voorkeur van NOBO. De discussie of om beleidsmatige redenen nu wel of geen Interventiewaarde voor MTBE moet worden vastgesteld is nog niet afgerond. Daarom is in de Circulaire bodemsanering (VROM, 2008) het bestaande Indicatieve niveau voor ernstige bodemverontreiniging gehandhaafd.

5.7.14 Dioxine

In de Circulaire Streef- en Interventiewaarden (VROM, 2000) was voor dioxine een zogenaamd 'Indicatief niveau voor ernstige bodemverontreiniging' opgenomen (zie paragraaf 5.7.15). In 2001 is door het RIVM (Lijzen e.a, 2001) in plaats hiervan een Interventiewaarde afgeleid van 0,00036 mg TEQ/kg d.s. Deze waarde is gebaseerd op een MTR-humaan van 4 picogr/kg lichaamsgewicht/dag. Omdat conform de keuze in de EU door NOBO is besloten het MTR-humaan te verlagen naar 2 picogr/kg lichaamsgewicht/dag (zie paragraaf 3.2.1) is de Interventiewaarde voor dioxine vastgesteld op 0,00018 mg TEQ/kg d.s.

De norm voor dioxine wordt vastgesteld in mg I-TEQ/kg d.s. (Internationale Toxische Equivalenten) op basis van de meest toxische stof binnen deze groep. Voor de andere stoffen binnen deze groep worden TEF's gebruikt (Toxische Equivalentie Factoren) om de concentratie om te rekenen naar die van de meest toxische stof. De TEF's worden internationaal vastgesteld. Voor de normstelling wordt gerekend met de meest recente TEF's uit 2006 (Van den Berg e.a, 2006).

5.7.15 Indicatieve niveaus voor ernstige bodemverontreiniging

In de Circulaire Streef- en Interventiewaarden (VROM, 2000) is voor een aantal stoffen uit de 2^e, 3^e en 4^e tranche een zogenaamd 'Indicatief niveau voor ernstige bodemverontreiniging' opgenomen. Er kon destijds geen Interventiewaarde worden vastgesteld omdat de risico-onderbouwing te zwak was of omdat er is geen goede meetmethode was vastgesteld. Besloten is voor de betreffende stoffen ook nu geen Interventiewaarde vast te stellen. De Indicatieve niveaus voor ernstige bodemverontreiniging zijn ter informatie beschikbaar in bijlage 4 en ze zijn opgenomen in de Circulaire bodemsanering (VROM, 2008).

Voor de 1^e tranche van stoffen is nog geen onderscheid gemaakt tussen Interventiewaarden en Indicatieve niveaus voor ernstige bodemverontreiniging. Het is de bedoeling hier in de periode 2007/2008 aandacht aan te besteden en eventueel te zwak onderbouwde Interventiewaarden voor stoffen uit de 1^e tranche te laten vervallen, dan wel te zorgen voor beter onderbouwde waarden. Voor de 2^e, 3^e en 4^e tranche stoffen zijn in 2007 in overleg met NOBO prioriteiten gesteld voor de stoffen, waarvan de onderbouwing wordt geëvalueerd in de periode 2007-2008.

6 Indeling in bodemfuncties en Maximale Waarden

6.1 Koppeling bodemnormen aan bodemfuncties en leeswijzer

Een belangrijk doel van het Besluit bodemkwaliteit is dat er bij het bodembeheer meer rekening wordt gehouden met de bodemfunctie (= de vorm van gebruik van de bodem voor de mens in een bepaald gebied). Bovendien moet er een koppeling zijn met risico's.

Voor het generieke toetsingskader in het Besluit bodemkwaliteit zijn hiertoe de zogenaamde Maximale Waarden voor de bodemfunctieklassen Wonen en Industrie ontwikkeld. Deze twee waarden liggen binnen het 'grijze gebied' (licht verontreinigde grond) tussen de Achtergrondwaarde (de grens voor vrij grond- en baggerverzet) en de Interventiewaarden in. Deze waarden dienen voor een eenvoudige, pragmatische besluitvorming over grond- en baggerverzet.

Ten behoeve van de onderbouwing van deze Maximale Waarden per bodemfunctieklasse heeft NOBO een indeling in zeven bodemfuncties ontwikkeld en deze gekoppeld aan beschermingsniveaus voor het ecosysteem en blootstellingsniveaus voor de mens. Voor een bij een bodemfunctie gekozen beschermings- en blootstellingsniveau wordt de term 'risicoscenario' gebruikt. Op basis hiervan heeft het RIVM Landelijke Referentiewaarden afgeleid voor de zeven bodemfuncties (Dirven-Van Breemen e.a., 2007 en 2008). Door NOBO zijn tijdens het proces aanvullende beleidsmatige keuzes gemaakt, bijvoorbeeld voor stoffen waarvoor het afleiden van Landelijke Referentiewaarden problemen gaf. Dit proces leidde tot Maximale Waarden per bodemfunctie voor de zeven bodemfuncties. Het risiconiveau dat hierbij hoort, noemen we het risiconiveau van de 'generieke Maximale Waarden'.

Binnen het project Grond & Bagger zijn de Maximale Waarden voor de zeven bodemfuncties vervolgens geclusterd tot de Maximale Waarden voor de bodemfunctieklassen Wonen en Industrie. Door het uiteindelijke resultaat in de Regeling bodemkwaliteit vast te leggen, hebben de Maximale Waarden per bodemfunctieklasse een status gekregen als bodemnorm in het generieke toetsingskader van het Besluit bodemkwaliteit.

De Maximale Waarden voor de zeven bodemfuncties zijn niet als bodemnorm terug te vinden in de Regeling bodemkwaliteit. Deze rapportage legt ze vast (zie bijlage 6). Ze kunnen als basis dienen voor het vaststellen van Lokale Maximale Waarden in het gebiedsspecifieke toetsingskader van het Besluit bodemkwaliteit. Terwijl het RIVM werkte aan

de Landelijke Referentiewaarden voor de zeven bodemfuncties, heeft NOBO besloten om bij drie bodemfuncties een extra optie op te nemen voor een afwijkende keuze van een bepaald beschermings- of blootstellingsniveau. Hiermee zijn er tien mogelijkheden ontstaan voor het kiezen van een risicoscenario bij de verschillende vormen van bodemgebruik binnen een gebied. Voor het vaststellen van Lokale Maximale Waarden zijn de Maximale Waarden per bodemfunctie ook opgenomen in de Risicotoolbox (zie www.risicotoolboxbodem.nl).

Paragraaf 6.2 behandelt de onderbouwing van de Maximale Waarden in het algemeen. Er wordt ingegaan op de keuzemogelijkheden voor de bescherming van de mens, het ecosysteem en de landbouwproductie. Vervolgens beschrijft paragraaf 6.3 de koppeling van risicoscenario's aan bodemfuncties. In paragraaf 6.4 worden de verschillende bodemfuncties uitgebreid beschreven. Paragraaf 6.5 gaat in op de clustering van bodemfuncties tot bodemfunctieklassen. Paragraaf 6.6 behandelt de laagdikte van de bodem in relatie tot de Maximale Waarden. Paragraaf 6.7 gaat in op de keuze van de stoffen waarvoor door het RIVM Landelijke Referentiewaarden zijn afgeleid. In paragraaf 6.8 worden vervolgens alle keuzes beschreven die uiteindelijk hebben geleid tot de Maximale Waarden voor de bodemfunctieklassen Wonen en Industrie per stof. Paragraaf 6.9 geeft informatie over de uiteindelijk vastgestelde getalswaarden. In paragraaf 6.10 wordt ingegaan op het vaststellen van Lokale Maximale Waarden, mede op basis van de Maximale Waarden per bodemfunctie. Paragraaf 6.11 behandelt kort de verschillen en overeenkomsten tussen de tot in 2008 gehanteerde Bodemgebruikswaarden en de Maximale Waarden per bodemfunctieklasse. Tot slot gaat paragraaf 6.12 in op de normstelling voor de grootschalige toepassingen.

6.2 Onderbouwing Maximale Waarden

6.2.1 Algemene uitgangspunten

De Maximale Waarden horen bij een duurzaam geschikte toestand van de bodem, gegeven het gebruik. Dit betekent dat de landelijke overheid de bodem, indien deze aan deze normen voldoet, blijvend geschikt acht voor de uitgeoefende bodemfunctie. De Maximale Waarden hebben alleen betrekking op de chemische geschiktheid van de bodem. Hiernaast wordt er gewerkt aan de ontwikkeling van biologische en fysische Referenties voor de bodemkwaliteit, gegeven het gebruik. Hier heeft NOBO zich niet mee bezig gehouden. Dit gebeurt binnen het kader van de Beleidsbrief

bodem en zal vermoedelijk niet leiden tot generiek geldende normen. Het project Routeplanner Bodemambities (zie www.bodemambities.nl) biedt een instrument voor decentrale overheden om gebiedsspecifiek bodembeleid te maken voor een groot aantal niet chemische thema's.

De Maximale Waarden zijn in principe volgens dezelfde methode gebaseerd op humane en ecologische risico's als de Interventiewaarden. Gezien het doel van de Maximale Waarden kiest NOBO ervoor om afhankelijk van de bodemfunctie wel rekening te houden met landbouwrisico's (in tegenstelling tot de Interventiewaarden die onafhankelijk zijn van de bodemfunctie).

Er is (nog) geen rekening gehouden met de risico's van verspreiding naar grondwater, mede omdat hiervoor een adequate wetenschappelijke onderbouwing ontbreekt en er binnen Nederland grote gebiedsspecifieke verschillen zijn. Vanuit de EU-Grondwaterrichtlijn is het voorkomen of beperken van de inbreng van verontreinigende stoffen in het grondwater van belang (Prevent & Limit). Hiernaast worden in dit kader voor een beperkt aantal stoffen eind 2008 per grond-waterlichaam zogenaamde Drempelwaarden vastgesteld voor de grondwaterkwaliteit. In de periode 2007-2010 wordt door RIVM en ECN nader onderzoek uitgevoerd naar de relatie tussen verontreinigde grond en bagger en de grondwaterkwaliteit. Het is de bedoeling in de toekomst in de Risicotoolbox een grondwatermodule op te nemen, zodat ook de risico's van verspreiding naar het grondwater in beschouwing kunnen worden genomen.

Om problemen door verspreiding naar het grondwater te voorkomen, zijn vooralsnog alleen Maximale Waarden vastgesteld voor stoffen die als relatief immobiel worden beschouwd (zie verder paragraaf 6.7). Overigens richten de Maximale Waarden zich op diffuus verontreinigde grond/bagger. Vluchtige/mobiele stoffen komen vooral voor in puntverontreinigingen en het is niet de bedoeling grond van dit soort verontreinigde locaties te verplaatsen en her te gebruiken.

6.2.2 Bescherming van de mens

Het humane beschermingsdoel is, net als bij de Interventiewaarden, het voorkomen van effecten van stoffen, of (indien effecten niet voorkomen kunnen worden, zoals bij carcinogene stoffen) het aan een maximum verbinden van het aantal extra kankergevallen per aantal inwoners. Bij het onderbouwen van de generieke Maximale Waarden is voor alle bodemfuncties een strenger beschermingsniveau gekozen, dan bij het afleiden van de Interventiewaarden (zie paragraaf 3.2). Dit is ingevuld door:

- voor stoffen met een drempelwaarde rekening te houden met blootstelling uit andere bronnen (voedsel, lucht; de zogenaamde achtergrondblootstelling). Het MTR-

humaan wordt dus deels al opgevuld door blootstelling vanuit andere bronnen dan de bodem. Als maximum hiervoor is uitgegaan van 50%;

- voor stoffen zonder drempelwaarde (genotoxisch carcinogenen) niet te toetsen aan het voor de Interventiewaarden gebruikte risiconiveau van een extra kans op overlijden van 10^{-6} per jaar (het MTR-humaan), maar te toetsen aan het VR-humaan van 10^{-8} per jaar.

Per bodemfunctie is een keuze gemaakt voor het humane blootstellingsniveau via bodemcontact en via de gewasconsumptie uit de eigen tuin. Onderscheid op basis van een mogelijk uitdampingsrisico is niet nodig, omdat vooralsnog alleen Maximale Waarden voor relatief immobiele, niet/weinig vluchtige stoffen worden vastgesteld.

De mate van bodemcontact bepaalt hoeveel blootstelling van de mens plaatsvindt via de blootstellingsroute 'ingestie van grond'. Als uitgangspunt voor de blootstelling via bodemcontact zijn de eerder gemaakte keuzes in het bestaande standaardscenario 'wonen met tuin' uit CSOIL gehandhaafd, die worden gebruikt in SUS/Sanscrit. De gemiddelde hoeveelheid grondingestie is voor kinderen 100 mg/dag en voor volwassenen 50 mg/dag. Hiernaast is een scenario gehanteerd met een mate van bodemcontact/hoeveelheid grondingestie die een factor 5 lager is. Deze factor 5 is ook al gebruikt in de standaardscenario's in SUS en Sanscrit (versie 2006) voor 'wonen zonder tuin', 'infrastructuur' en 'werken, industrie, maatschappelijk, cultureel'. Er is geen wetenschappelijke onderbouwing voor deze keuze. Wel is duidelijk dat de verblijftijd van mensen en kinderen hier veel lager zal zijn dan in de eigen tuin. NOBO vindt verdere differentiatie in niveaus niet zinvol. Er zijn wel gebieden waar men een nog lagere mate van blootstelling kan veronderstellen, maar het hierbij behorende risiconiveau ligt over het algemeen ruim boven de Interventiewaarde en zal zeker niet bepalend zijn voor de invulling van de Maximale Waarde.

De mate van gewasconsumptie is eveneens gebaseerd op eerdere keuzes in CSOIL, die zijn opgenomen in SUS/Sanscrit, voor 'wonen met tuin' en 'wonen met moestuin'. Omdat voor sommige stoffen de blootstelling via gewassen heel bepalend is voor de hoogte van de Maximale Waarde koos NOBO ook voor een 'gemiddeld' scenario tussen de genoemde scenario's in. Hiernaast is er voor bepaalde bodemfuncties uiteraard de optie dat er geen gewassen voor eigen consumptie worden geteeld.

In tabel 6.1 zijn de keuzemogelijkheden en de bijbehorende termen aangegeven voor de humane blootstellingsniveaus via bodemcontact en via gewasconsumptie uit de eigen tuin.

Tabel 6.1 Keuzemogelijkheden en terminologie humane blootstellingsniveaus

Wijze van blootstelling	Term voor mate van blootstelling	Humaan blootstellingsniveau
Via bodemcontact	Veel bodemcontact	Conform het standaardscenario 'wonen met tuin' (bodemingestie door kinderen 100 mg/dag en door volwassene 50 mg/dag)
	Weinig bodemcontact	Vijf keer lager dan bij 'wonen met tuin'
Via gewasconsumptie uit de eigen tuin	Veel gewasconsumptie	Conform het standaardscenario 'wonen met moestuin' (consumptie 100% bladgewassen en 50% knolgewassen)
	Gemiddelde gewasconsumptie	Tussen 'wonen met moestuin' en 'wonen met tuin' in (consumptie 50% bladgewassen en 25% knolgewassen)
	Beperkte gewasconsumptie	Conform het standaardscenario 'wonen met tuin' (consumptie 10% bladgewassen en 10% knolgewassen)
	Geen gewasconsumptie	Geen gewasconsumptie

6.2.3 Bescherming van het ecosysteem

Het ecologische beschermingsdoel is het voorkomen van effecten van stoffen op de structuur en de functie van ecosystemen en het voorkomen van doorvergiftiging naar vogels en zoogdieren. Voor het ecosysteem is voor het onderbouwen van de generieke Maximale Waarden:

- per bodemfunctie gekozen voor één van de drie vastgestelde generieke ecologische beschermingsniveaus. Deze niveaus zijn (als meest strenge niveau) het niveau van de Achtergrondwaarde, een Middenniveau tussen de HC50 en de HC5 in de HC50 (conform de Interventiewaarden droge bodem);
- per bodemfunctie gekozen voor het al dan niet extra beschermen van het ecosysteem voor de risico's van doorvergiftiging. Ook dit kan op het niveau van de Achtergrondwaarde (maar dan is er geen verschil met de generieke ecologische bescherming op dit niveau), het Middenniveau of het niveau van de HC50.

De keuze voor een Middenniveau als ecologisch beschermingsniveau is een puur beleidsmatige keuze. Zoals in paragraaf 3.5.1 is toegelicht zijn in het verleden de HC50, de HC5 en de HC5/100 als ecologisch beschermingsniveaus gebruikt. De HC50 is het criterium voor de Interventiewaarden en hiermee de triggerwaarde voor het Saneringscriterium. Dit 'beschermingsniveau' is beleidsmatig ook gekozen als de hoogste concentratiewaarde om bij ongevoelig bodemgebruik (verharding, bebouwing, industrie) nog te kunnen spreken van 'een blijvend

geschikte toestand van de bodem'. De HC5 wordt beleidsmatig beschouwd als een vrij streng ecologisch criterium als het gaat om de aanwezige bodemkwaliteit. Voor een aantal bodemfuncties wordt de HC50 als beschermingsniveau te soepel gevonden en de HC5 (95%-beschermingsniveau) te streng. Voor deze functies is daarom beleidsmatig gekozen voor een beschermingsniveau tussen deze twee waarden in: het Middenniveau. Het bijbehorende beschermingsniveau ligt afhankelijk van het verloop van de SSD-curve voor één stof op circa 80% bij blootstelling via de vaste fase van de bodem. Binnen NOBO is het Middenniveau daarom ook wel aangeduid met 'de HC20'. Omdat het precieze beschermingsniveau afhangt van het verloop van de SSD-curve en omdat er soms geen SSD-curve is (zie paragraaf 3.5.1), is de term Middenniveau beter.

In NOBO is ook een discussie gevoerd over de keuze tussen de HC5 (MTR-eco of eventueel HC5/100, VR-eco) en de Achtergrondwaarde als strengste ecologische 'beschermingsniveau'. Bij de HC5 (of HC5/100) hoort een vaststaand beschermingsniveau (bij de HC5 is 95% van de soorten/processen beschermd). Bij de Achtergrondwaarden is dit niet zo. De Achtergrondwaarden horen bij onverdachte natuur- en landbouwgebieden in Nederland, maar niet bij een vaststaand beschermingsniveau. Als strengste ecologische 'beschermingsniveau' voor het bodembeheer is theoretisch de HC5 of de HC5/100 een beter criterium dan de Achtergrondwaarde, maar om pragmatische redenen is toch gekozen voor de Achtergrondwaarde. Het is onuitvoerbaar

om voor alle historische diffuse verontreiniging te streven naar lagere concentraties in de bodem dan die anno 2004 in onverdacht landelijk gebied in Nederland aanwezig zijn. Hiermee accepteren we dus dat er voor verschillende stoffen verschillende ecologische beschermingsniveaus dienen als ondergrens in het systeem, afhankelijk van de mate waarin anno 2004 de relatief onbelaste gebieden in Nederland antropogeen diffuus zijn belast met verontreinigende stoffen.

NOBO heeft zich in principe uitgesproken voor het meenemen van doorvergiftiging voor de generieke Maximale Waarden die betrekking hebben op grote groene gebieden. Binnen NOBO is aan de orde gesteld of er goede praktijkvoorbeelden zijn van doorvergiftiging met metalen. Dit is met name van belang voor cadmium en kwik, omdat hierbij bescherming tegen doorvergiftiging leidt tot strengere waarden dan alleen bescherming van de generieke ecologische risico's. Voor lood is dit ook het geval, maar de verschillen tussen de waarden voor generieke ecologische risico's en doorvergiftiging zijn voor lood zo gering, dat reeds beleidsmatig was besloten de waarden gelijk te trekken op het niveau van de generieke ecologische risico's. Op basis van door het RIVM aangegeven onderzoeksinformatie vindt NOBO dat het belang van doorvergiftiging voor cadmium voldoende is aangetoond. Voor kwik is NOBO nog niet overtuigd van het optreden van doorvergiftiging. Kwik leidt echter in mindere mate tot praktische problemen, omdat bodemverontreiniging met kwik niet veel voorkomt. De afgeleide generieke Maximale Waarden voor kwik worden als goed hanteerbaar beschouwd. Daarom is besloten om doorvergiftiging voor kwik in het systeem te laten.

In tabel 6.2 zijn de keuzemogelijkheden en de bijbehorende termen aangegeven voor de ecologische beschermingsniveaus. Het wel of niet meenemen van doorvergiftiging bij het Middenniveau of de HC50 kan effect hebben op de bijbehorende concentratie van een verontreinigende stof in de bodem. Voor die stoffen waarbij doorvergiftiging kritischer is voor het ecologisch functioneren dan de generieke ecologische risico's, is de bodemconcentratie lager als doorvergiftiging wordt meegenomen. Voor die stoffen waarbij dit niet zo is, is de concentratie in de bodem voor het Middenniveau of de HC50 onafhankelijk van het al dan niet meenemen van doorvergiftiging, omdat de generieke ecologische risico's dan altijd de bepalende factor zijn.

De NOBO-keuzes voor ecologische beschermingsniveaus sluiten aan bij de keuzes vanuit het project Grond & Bagger om de Achtergrondwaarde te gebruiken als 'altijd-grens' voor vrij grond- en baggerverzet en de Interventiewaarden als bovengrens voor de generieke Maximale Waarden.

6.2.4 Bescherming van de landbouwproductie

Het landbouwkundig beschermingsdoel is het beschermen van de landbouwproductie. De Maximale Waarde voor Landbouw zou moeten horen bij een blijvende geschiktheid voor alle vormen van landbouwkundig gebruik. Om hiervoor tot een waarde te komen zijn in eerste instantie Geschiktheidsgrenzen bepaald voor specifieke landbouwfuncties zoals veeteelt, akkerbouw, etc. De basis voor deze getallen vormt het rapport Bodemgebruikswaarden voor landbouw, natuur en waterbodem van het RIVM, Alterra en RIZA uit 2003 (van Wezel e.a., 2003). In hoofdstuk 4 van het genoemde rapport is aangegeven hoe de waarden voor landbouwkundige eisen zijn onderbouwd. Hierbij zijn kanttekeningen geplaatst vanwege het gebrek aan een significante relatie tussen de gehalten in gewassen en de gehalten in de bodem. Binnen NOBO is geconcludeerd dat de generieke relatie tussen concentraties in de bodem en risico's voor landbouw vaak te zwak is om generieke normen op te baseren. Die relatie is wel locatiespecifiek te onderbouwen, omdat dan de specifieke eigenschappen van bodem en te beschermen product kunnen worden ingevoerd in de berekeningen en eventueel aanvullende metingen kunnen worden uitgevoerd. Voor generieke toepassingen als Maximale Waarden per type landbouwfunctie is er onvoldoende basis, temeer daar de afgeleide Geschiktheidsgrenzen per type landgebruik incidenteel dermate lage gehalten opleveren dat die onwerkbaar zijn. Hiernaast is het in het kader van het Besluit bodemkwaliteit ongewenst om te werken met een grote differentiatie in verschillende vormen van landbouwkundig gebruik met heel verschillende Maximale Waarden (bijvoorbeeld voor sierteelt op het niveau van heel ongevoelige bodemfuncties en voor groenteteelt op het niveau van heel gevoelige bodemfuncties).

Om bovenstaande redenen is door NOBO voorgesteld één generieke waarde te hanteren voor de bescherming van de landbouwproductie, die gelegd wordt op het niveau van de Achtergrondwaarden. Locatiespecifiek kan binnen het gebiedsspecifieke toetsingskader uiteraard wel een soepeler waarde als Lokale Maximale Waarde worden vastgesteld. Om de onderbouwing hiervan te faciliteren zijn de LAC2006-waarden ontwikkeld en opgenomen in de Risicotoolbox. Zie hiervoor hoofdstuk 7.

Tabel 6.2 Keuzemogelijkheden en terminologie ecologische beschermingsniveaus

Ecologisch beschermingsniveau	Term voor de ecologische waarde van het gebied	Term voor het beschermingsniveau
Achtergrondwaarde	Hoog/veel	Hoog
Middenniveau (geometrisch gemiddelde van HC5 en HC50) voor generieke ecologische risico's ('HC20'), met of zonder doorvergiftiging	Gemiddeld	Gemiddeld
HC50 voor generieke ecologische risico's, met of zonder doorvergiftiging	Laag/weinig	Matig

6.3 Koppeling bodemfuncties aan risicoscenario's

6.3.1 Inleiding

NOBO is gestart met de discussie over de indeling in bodemfuncties, op basis van de indeling in bodemgebruiksvormen ten behoeve van de zogenaamde Bodemgebruikswaarden (BEVER, 1999). Destijds is gekozen voor onderscheid tussen 'Intensief gebruikt (openbaar) groen' (BGW I) en 'Extensief gebruikt (openbaar) groen' (BGW II). Voor landbouw en natuur waren de BGW I en II niet van toepassing en moest worden gekozen voor maatwerk per geval. De hoogte van de BGW I werd met name bepaald door eventueel gebruik als moestuin en door mogelijke landbouwisico's. Dit sloot niet aan bij het gebruik van de BGW I in woongebieden. Landbouwisico's spelen hier geen rol en regelmatig zijn er ook nauwelijks moestuinen in woongebieden. Voor de onderbouwing van de BGW II waren de ecologische risico's bepalend (HC50), terwijl de naam sloeg op extensief gebruik door de mens. De terminologie die is gekozen voor de invulling van de BGW's leidde tot veel verwarring. NOBO heeft daarom besloten de indeling in bodemfuncties en de koppeling hiervan aan risico's grondig te herzien.

In NOBO zijn vervolgens uitgebreide discussies gevoerd over de indeling in bodemfuncties en de koppeling hiervan aan beschermingsniveaus voor het ecosysteem en blootstellingsniveaus voor de mens. Voor de mens moet de indeling in

bodemfuncties vooral onderscheid kunnen maken in de mate van gewasconsumptie en de mate van bodemcontact, omdat dit de mate van blootstelling en dus het risico bepaald. Voor het ecosysteem moet de indeling in bodemfuncties onderscheid maken tussen bodemfuncties waarbij men het ecologische functioneren heel goed wil beschermen, minder goed wil beschermen of maar beperkt wil beschermen. Deze keuze is subjectief en daarom niet in een objectief te omschrijven bodemfunctie vast te leggen. Dit is de reden waarom gekozen is voor termen als 'Groen met natuurwaarden' en 'Ander groen' (zie tabel 6.3).

In de tabellen 6.3 en 6.4 zijn de uiteindelijke NOBO-keuzes voor de indeling in bodemfuncties en de bijbehorende risicoscenario's (humaan blootstellingsniveau en ecologisch beschermingsniveau) op twee manieren weergegeven. Tabel 6.3 geeft de kwalitatieve keuzes binnen de blootstellings- en beschermingsniveaus, tabel 6.4 de kwantitatieve uitwerking. In de hierna volgende subparagrafen wordt een uitgebreide toelichting gegeven op de onderbouwing van de keuzes. In de tabellen is te zien dat er zeven namen zijn voor bodemfuncties, waarbij er binnen drie bodemfuncties een subfunctie kan worden gekozen. Hierdoor ontstaan in totaal tien risicoscenario's. De zeven bodemfuncties waarvoor door het RIVM Landelijke Referentiewaarden zijn afgeleid (Dirven-Van Breemen e.a, 2007 en 2008) horen bij het risicoscenario dat in de 1^e (of enige) kolom bij een bodemfunctie is aangegeven.

Tabel 6.3 Indeling in bodemfuncties en de bijbehorende risicoscenario's (kwalitatief)

Bodemfunctie	Wonen met tuin	Plaatsen waar kinderen spelen	Moestuinen en volkstuinen	
Subfunctie		Gemiddelde ecologische waarde	Weinig ecologische waarde	Veel gewasconsumptie
Humane risico's Mate bodemcontact	veel	veel	veel	veel
Humane risico's Mate gewasconsumptie	beperkt	geen	geen	veel
Bescherming landbouwproductie	-	-	-	-
Ecologische risico's Beschermingsniveau generiek	gemiddeld	gemiddeld	matig	gemiddeld
Ecologische risico's Beschermingsniveau doorvergiftiging	-	-	-	-

Voor de zeven in vet aangegeven bodemfuncties zijn door het RIVM Landelijke Referentiewaarden afgeleid (Dirven-Van Breemen, 2007).

Tabel 6.4 Indeling in bodemfuncties en de bijbehorende risicoscenario's (meer kwantitatief)

Bodemfunctie	Wonen met tuin	Plaatsen waar kinderen spelen	Moestuinen en volkstuinen	
Subfunctie		Gemiddelde ecologische waarde	Weinig ecologische waarde	Veel gewasconsumptie
Humane risico's Mate bodemcontact	standaardscenario	standaardscenario	standaardscenario	standaardscenario
Humane risico's Mate gewasconsumptie	10%	geen	geen	100% blad en 50% knol
Bescherming landbouwproductie	-	-	-	-
Ecologische risico's Beschermingsniveau generiek	Middenniveau	Middenniveau	HC50	Middenniveau
Ecologische risico's Beschermingsniveau doorvergiftiging	-	-	-	-

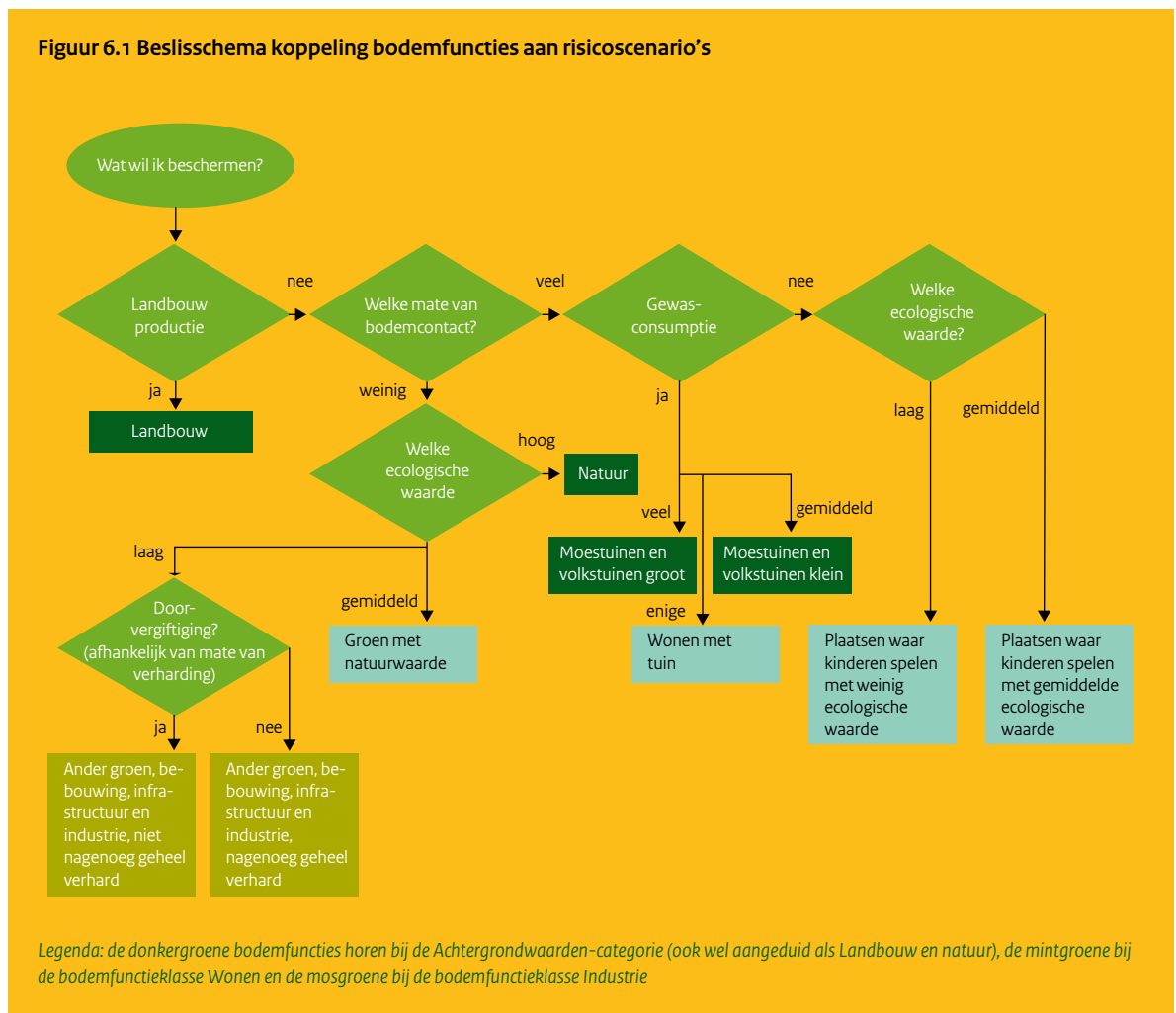
Voor de zeven in vet aangegeven bodemfuncties zijn door het RIVM Landelijke Referentiewaarden afgeleid (Dirven-Van Breemen, 2007).

Moestuinen en volkstuinten	Landbouw	Natuur	Groen met natuurwaarden	Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie	
Gemiddelde gewasconsumptie				Met doorvergiftiging	Zonder doorvergiftiging
veel	veel	weinig	weinig	weinig	weinig
gemiddeld	beperkt	geen	geen	geen	geen
-	wel	-	-	-	-
gemiddeld	gemiddeld	hoog	gemiddeld	matig	matig
-	gemiddeld	hoog	gemiddeld	matig	-

Moestuinen en volkstuinten	Landbouw	Natuur	Groen met natuurwaarden	Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie	
Gemiddelde gewasconsumptie				Met doorvergiftiging	Zonder doorvergiftiging
standaardscenario	standaardscenario	5 x lager	5 x lager	5 x lager	5 x lager
50% blad en 25% knof	10%	geen	geen	geen	geen
-	Achtergrondwaarde	-	-	-	-
Middenniveau	Middenniveau	Achtergrondwaarde	Middenniveau	HC50	HC50
-	Middenniveau	Achtergrondwaarde	Middenniveau	HC50	-

Figuur 6.1 geeft een beslisschema voor de koppeling van beschermingsdoelendoele aan bodemfuncties (en subfuncties). Deze figuur is bedoeld om inzicht te geven in de keuzes binnen de risicoscenario's, die uiteindelijk horen bij de keuze voor een bodemfunctie. De figuur maakt hiermee duidelijk wat wel en wat niet wordt beschermd bij de keuze voor een bepaalde bodemfunctie. De blokjes met de bodemfuncties die dezelfde kleur hebben, horen bij dezelfde bodemfunctieklasse. Dit wordt verder toegelicht in paragraaf 6.5.

De TCB stemt in met de gekozen indeling in zeven bodemfuncties waarvoor het RIVM Landelijke Referentiewaarden heeft afgeleid en de hierbij gekozen beschermingsniveaus (TCB, 2006a). Zij acht het alleen niet reëel om rekening te houden met 'weinig bodemcontact'; zij vindt dat voor de bodemfuncties met weinig bodemcontact het risico van groningestie niet hoeft te worden meegenomen. NOBO heeft dit toch zo gelaten, omdat dit de enige basis is om een waarde af te kunnen leiden voor humane risico's bij de betreffende bodemfuncties. De TCB waardeert de keuze voor een Middelniveau als ecologisch beschermingsniveau en het feit dat rekening wordt gehouden met risico's van doorvergiftiging.



6.3.2 Indeling in bodemfuncties

De uiteindelijk door NOBO vastgestelde indeling in bodemfuncties luidt als volgt:

- a Wonen met tuin;
- b Plaatsen waar kinderen spelen;
 - I Met een gemiddelde ecologische waarde;
 - II Met weinig ecologische waarde;
- c Moestuinen en volkstuinten;
 - I Met veel gewasconsumptie (grote moestuinen);
 - II Met een gemiddelde gewasconsumptie (kleinere moestuinen);
- d Landbouw;
- e Natuur;
- f Groen met natuurwaarden;
- g Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie;
 - I Wel rekening houden met doorvergiftiging (niet nagenoeg geheel verhard);
 - II Geen rekening houden met doorvergiftiging (nagenoeg geheel verhard).

Deze indeling is overgenomen in de Regeling bodemkwaliteit. Een uitgebreidere beschrijving van de verschillende bodemfuncties wordt gegeven in paragraaf 6.4.

6.3.3 Koppeling humane blootstellingsniveaus aan bodemfuncties

De argumenten van NOBO voor de keuzes voor de humane blootstellingsniveaus gekoppeld aan de verschillende bodemfuncties zijn als volgt.

Mate van bodemcontact

Als uitgangspunt is gekozen dat de mate van bodemcontact die hoort bij het standaardscenario 'wonen met tuin' geschikt is voor de bodemfunctie Wonen met tuin. Vervolgens is bekeken bij welke functies nog meer regelmatig contact met de bodem is te verwachten. Dit geldt voor de functies Plaatsen waar kinderen spelen, Moestuinen en volkstuinten en Landbouw. Voor de overige functies (Natuur, Groen met natuurwaarden en Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie) werd het vijf keer lagere niveau van blootstelling voldoende geacht. In het verleden werd voor de standaardscenario's 'natuur, openbaar groen, braakliggend' en 'recreatie' in SUS/Sanscrit (versie 2006) de mate van blootstelling conform 'wonen met tuin' gehanteerd. NOBO gaat er vanuit dat dit alleen nodig is voor die (meestal beperkte) onderdelen van natuurgebieden, openbaar groen, recreatiegebieden etc. waar regelmatig kinderen spelen. Voor die onderdelen is dan de bodemfunctie 'Plaatsen waar kinderen spelen' van toepassing. NOBO vond het niet nodig om voor gehele natuurgebieden, recreatiegebieden etc. uit te gaan van veel bodemcontact.

Mate van gewasconsumptie

Voor de mate van gewasconsumptie is ervoor gekozen dat de gewasconsumptie uit het standaardscenario 'wonen met tuin' geschikt is voor de bodemfunctie Wonen met tuin en de gewasconsumptie uit 'wonen met moestuin' voor de bodemfunctie Moestuinen en volkstuinten. Voor de bodemfunctie Landbouw is afgesproken uit te gaan van beperkte gewasconsumptie van de eigen landbouwgrond (conform het standaardscenario 'wonen met tuin'). Voor de bodemfunctie Moestuinen en volkstuinten was er binnen NOBO de wens om voor kleinere moestuinen uit te kunnen gaan van een lagere gewasconsumptie, zodat hiervoor voor bepaalde stoffen een soepeler Maximale Waarde mogelijk wordt dan voor de grotere moestuinen en volkstuinten (zie paragraaf 6.4.2.3).

6.3.4 Koppeling ecologische beschermingsniveaus aan bodemfuncties

De argumenten van NOBO voor de keuzes voor de ecologische beschermingsniveaus gekoppeld aan de verschillende bodemfuncties zijn als volgt.

Doorvergiftiging wel of niet meenemen

Doorvergiftiging wordt alleen van belang geacht in grotere groene gebieden. Het is duidelijk dat de bodemfuncties Landbouw en Natuur hieronder vallen. Er zijn echter ook grote bedrijventerreinen, wegbermen, stadsparken, etc. waar doorvergiftiging zeker van belang kan zijn. Daarom is bij de bodemfuncties Groen met natuurwaarden en Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie doorvergiftiging als criterium meegenomen. Voor de laatstgenoemde bodemfunctie is er wel de optie risico's van doorvergiftiging weg te laten. Deze optie is van toepassing als het betreffende gebied nagenoeg geheel is verhard. Het groen in de woonfuncties (Wonen met tuin, Moestuinen en volkstuinten of Plaatsen waar kinderen spelen) wordt te versnipperd gevonden om hier doorvergiftiging als extra criterium mee te nemen voor de bescherming van het ecologisch functioneren. De hoogte van het beschermingsniveau voor doorvergiftiging is hetzelfde als de hoogte van het beschermingsniveau voor de generieke ecologische risico's.

Hoogte ecologisch beschermingsniveau

De indeling in de bodemfuncties Natuur, Groen met natuurwaarden en Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie is door NOBO gemaakt om een keuzemogelijkheid te bieden tussen gebieden met een hoge, gemiddelde en lage ecologische waarde. De bijbehorende beschermingsniveaus voor de generieke ecologische risico's zijn dan de Achtergrondwaarde, het Middenniveau en de HC50. Voor de bodemfunctie Landbouw is het Middenniveau als beschermingsniveau gekozen voor het ecologisch functioneren. Binnen het ministerie voor LNV zijn hier verschillende discussies over gevoerd. Ook het project Diabolo (Duurzaam bodemgebruik in de landelijke omgeving) heeft

hier een relatie mee. Omdat landbouwgrond bedrijfsmatig in gebruik is, werd de Achtergrondwaarde te streng gevonden om het ecologisch functioneren te beschermen. Omdat het tevens gaat om het grootste groene areaal van Nederland, werd de HC50 een te hoge concentratiewaarde gevonden. Voor de woonfuncties is eveneens het Middenniveau als beschermingsniveau gekozen. Hier bestaat de wens om een redelijk gezond ecosysteem in de tuin te kunnen hebben, maar het hanteren van het laagste concentratieniveau (de Achtergrondwaarde) wordt hiervoor beleidsmatig te streng gevonden. Voor de bodemfunctie Plaatsen waar kinderen spelen is er wel de optie om te kiezen voor de HC50 als beschermingsniveau. Voor eenvoudige trapveldjes of grotendeels verharde stadstuinen (waar dan ook geen gewasteelt is) kan het lokale bevoegd gezag stellen dat er sprake is van een lage ecologische waarde en dat de HC50 als beschermingsniveau voldoende is.

6.3.5 Koppeling landbouwriscico's en bodemfuncties

NOBO heeft besloten alleen voor de bodemfunctie Landbouw rekening te houden met landbouwriscico's. Alleen bij landbouwproductie zijn de Warenwetnormen en veevoedernormen van toepassing. De Warenwetnormen zijn gebaseerd op voorzorg en het ALARA-principe. Het gaat om een haalbaar gehalte onder conventionele landbouwomstandigheden. Als generiek beschermingsniveau voor landbouwriscico's is gekozen voor de Achtergrondwaarden, omdat dit de 'altijd-grens' is voor vrij grond- en baggerverzet (zie paragraaf 4.2). Het trekken van een generieke grens op een hoger (minder streng) risiconiveau ter bescherming tegen 'alle' landbouwriscico's is wetenschappelijk niet goed te onderbouwen. Specifieke landbouwfuncties stellen specifieke eisen en dat is niet met één grens vast te leggen, die geldt voor alle landbouwfuncties. Daarom zijn ter ondersteuning van het vaststellen van Lokale Maximale Waarden voor specifieke landbouwfuncties de LAC2006-waarden ontwikkeld en opgenomen in de Risicoolbox (zie hoofdstuk 7).

Warenwetnormen (die zijn gebaseerd op het ALARA-beginsel) zijn in juridische zin niet van toepassing op moestuinen, indien de producten niet in de handel komen. Besloten is voor de bodemfunctie Moestuinen en volkstuinen de praktijk vanuit de bodembescherming te blijven volgen, waarbij ten behoeve van de invulling van de Maximale Waarden voor moestuinen de blootstelling wordt berekend met CSOIL en getoetst aan het MTR of VR-humaan (zie paragraaf 6.2.2). Hierbij wordt voor stoffen met een drempelwaarde rekening gehouden met blootstelling uit andere bronnen dan de bodem. Besloten is naast het MTR/VR-humaan niet ook de Warenwet van toepassing te laten zijn. Dit betekent dat de Maximale Waarden voor Moestuinen en volkstuinen geen uitspraak doen over het al

dan niet overschrijden van Warenwetnormen voor individuele gewassen.

6.4 Beschrijving bodemfuncties

6.4.1 Keuzevrijheid bevoegd gezag

Uit het schema in figuur 6.1 wordt duidelijk dat de keuze van de beschermingsdoelen bepaalt bij welke bodemfunctie men terecht komt. Andersom betekent dit dat, als men bepaalde (toekomstige) bodemfuncties kiest, hiermee vast ligt wat er dan wordt beschermd op welk niveau.

De indeling in bodemfuncties en bodemfunctieklassen biedt het bevoegd gezag een zekere keuzevrijheid. Indien het bevoegd gezag kiest voor het generieke toetsingskader uit de Regeling bodemkwaliteit moet er gekozen worden tussen de bodemfunctieklassen Wonen en Industrie en de Achtergrondwaardencategorie (zie paragraaf 6.5). Indien het bevoegd gezag kiest voor het ontwikkelen van gebieds-specifiek beleid, kan er gebruik worden gemaakt van de in totaal tien keuzemogelijkheden voor verschillende bodemfuncties en subfuncties. Bij een indeling in bodemfuncties of bodemfunctieklassen kan het bevoegd gezag rekening houden met de mogelijkheden die de bestaande bodemkwaliteit biedt. Voor een verdere toelichting op de regelgeving wordt verwezen naar de Handreiking Besluit bodemkwaliteit (SenterNovem/Bodem+, 2007).

6.4.2 Beschrijving per bodemfunctie

6.4.2.1 Wonen met tuin

De bodemfunctie Wonen met tuin hoort bij woongebieden met tuinen, waar beperkte consumptie van gewassen uit de eigen tuin geen probleem mag zijn. Hierbij moet worden gedacht aan een gewasconsumptie uit de eigen tuin van rond de 10% van de totale gewasconsumptie van de bewoners. Mag worden verwacht dat veel grotere percentages uit de eigen tuin worden gegeten (of vindt het bevoegd gezag dat dit mogelijk moet zijn) dan moet gekozen worden voor de bodemfunctie Moestuinen en volkstuinen.

6.4.2.2 Plaatsen waar kinderen spelen

Bij de bodemfunctie Plaatsen waar kinderen spelen gaat het om die plaatsen waar kinderen in contact komen met de onverharde bodem. Het gaat om speelplaatsen bij scholen, bij kindercentra, in plantsoenen, etc, maar ook om plaatsen die niet specifiek zijn bedoeld als kinderspeelplaats, maar die door kinderen wel aantrekkelijk worden gevonden om regelmatig te spelen. Kenmerkend voor deze bodemfunctie is dat er geen rekening wordt gehouden met gewasconsumptie. Ook siertuinen kunnen onder deze functie vallen, maar dan moeten de bewoners er goed van op de hoogte zijn dat het niet wenselijk is om gewassen te gaan telen in de betreffende siertuinen. Het kiezen van de

bodemfunctie Plaatsen waar kinderen spelen voor woningen met tuinen is hiermee vooral een optie voor dichtbebouwd stedelijk gebied met kleine tuinen, die bijna altijd grotendeels zijn verhard. In dergelijke tuinen is de teelt van voedingsgewassen in de volle grond onwaarschijnlijk.

Binnen de bodemfunctie Plaatsen waar kinderen spelen kan nog worden gekozen tussen een gemiddelde ecologische waarde of weinig ecologische waarde. Dit is afhankelijk van de ecologische waarde die het bevoegd gezag aan de betreffende gebieden wil toekennen.

6.4.2.3 Moestuinen en volkstuinten

Onder de bodemfunctie Moestuinen en volkstuinten vallen uiteraard individuele moestuinen en volkstuinten, maar ook stads-, dorps- en boerderijtuinen die collectief voor gewasteelt worden gebruikt. Woongebieden met tuinen, waarin de teelt van grotere hoeveelheden gewassen mogelijk moet zijn, vallen onder deze bodemfunctie. Dit is voor de mens de meest gevoelige bodemfunctie. De kwaliteit van de Maximale Waarde voor deze functie maakt het mogelijk dat een huishouden 100% bladgewassen en 50% knolgewassen van de betreffende bodem consumeert. Als richtlijn om 'volledig' als moestuin te kunnen dienen, geldt een minimale oppervlakte van circa 200 m² in gebruik als moestuin. Voor kleinere moestuinen en volkstuinten (minimaal circa 100 m² in gebruik als moestuin) is er de optie om te kiezen voor een lagere gewasconsumptie uit eigen tuin (50% bladgewassen en 25% knolgewassen). Bij woongebieden waar de tuinen klein zijn en ook worden gebruikt als siertuin, voor een terras en als speelplek kan worden uitgegaan van de bodemfunctie Wonen met tuin.

6.4.2.4 Landbouw

De bodemfunctie Landbouw heeft betrekking op het bodemareaal dat wordt gebruikt ten behoeve van de landbouwproductie. De Achtergrondwaarde wordt gehanteerd als veilige generieke grens voor deze functie (zie paragraaf 6.2.4). De boerderij en het erf vallen niet onder de bodemfunctie Landbouw. Deze vallen onder een woonfunctie: Wonen met tuin, Moestuinen en volkstuinten of Plaatsen waar kinderen spelen.

6.4.2.5 Natuur

De bodemfunctie Natuur geldt voor gebieden binnen de Ecologische Hoofdstructuur (natuur-terreinen en verbindingzones), andere natuurgebieden en andere gebieden met een bijzondere ecologische waarde. Het gaat om gebieden waar er voor wordt gekozen het ecosysteem zo goed mogelijk te beschermen. Het ecologische beschermingsniveau ligt dan ook op de Achtergrondwaarde. Het kan hierbij overigens ook gaan om bijvoorbeeld delen van bedrijfsterreinen die zeer extensief worden gebruikt of bijzondere dijklichamen of spoordijken. Ook parken en

groengebieden in stedelijk gebied kunnen qua bodemkwaliteit aan hoge ecologische eisen voldoen en deze kunnen daarom desgewenst ook onder de bodemfunctie Natuur worden gebracht.

6.4.2.6 Groen met natuurwaarden

De bodemfunctie Groen met natuurwaarden hoort bij groene gebieden met een zekere ecologische waarde. Het ecologische beschermingsniveau is het Middenniveau, tussen de Achtergrondwaarde en de HC50 in. Het kan bij deze bodemfunctie gaan om terreinen voor sport- en recreatie en bepaalde stadsparken. Ook grote kantorenlocaties met veel groenvoorzieningen kunnen hieronder vallen, alsmede siertuinen bij flats en zorginstellingen, dijken en brede bermen bij grote wegen. De bestaande bodemkwaliteit kan een rol spelen bij de keuze voor deze bodemfunctie. Het moet wel gaan om gebieden waar sprake is van weinig bodemcontact door de mens.

Als er sprake is van veel bodemcontact moet in principe de bodemfunctie Plaatsen waar kinderen spelen worden gekozen. Deze keuze houdt echter ook in dat er geen rekening wordt gehouden met doorvergiftiging, omdat het bij Plaatsen waar kinderen spelen niet gaat om grote groene gebieden. Voor enkele stoffen is hierdoor de Maximale Waarde voor de bodemfunctie Groen met natuurwaarden strenger dan die voor Plaatsen waar kinderen spelen. Als men rekening wil houden met zowel doorvergiftiging als met veel bodemcontact, moet de bodemfunctie worden gekozen waar de strengste normen bij horen.

6.4.2.7 Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie

Ander groen is groen dat weinig ecologische waarde heeft, zoals siergroen in openbaar gebied, bermen, groenstroken, taluds, etc. Voor de stoffen waarvoor Maximale Waarden zijn afgeleid ligt het ecologisch beschermingsniveau op het minst strenge niveau: de HC50. Onder deze bodemfunctie vallen wegen en spoorwegen met weinig groen. Ook kan deze bodemfunctie worden toegepast op terreinen voor sport- en recreatie en bepaalde stadsparken. Verder valt te denken aan bedrijventerreinen, haventerreinen, niet-grond-gebonden glastuinbouw, etc. Ook alle bebouwing en verharding kan onder deze functie vallen, dus ook dicht bebouwd stedelijk gebied zonder tuinen. Als het betreffende gebied nagenoeg geheel is verhard, kan de specifieke bescherming voor doorvergiftiging vervallen.

6.5 Clustering van bodemfuncties tot bodemfunctieklassen

Voor de invulling van het generieke toetsingskader voor het grondverzet in het Besluit bodemkwaliteit zijn de Maximale Waarden per bodemfunctie geclusterd in bodemfunctieklassen, om een eenvoudig hanteerbaar, pragmatisch beoordelingssysteem te verkrijgen. Bodemfuncties zijn alleen van elkaar onderscheiden als de Maximale Waarden voldoende onderscheidende resultaten opleveren.

Uiteindelijk is in overleg tussen NOBO en het project Grond & Bagger en op basis van besluiten binnen VROM gekozen voor een indeling in drieën:

- de Achtergrondwaardencategorie die niet wordt genoemd in het Besluit bodemkwaliteit. Dit is de categorie met vrij verzet van grond en bagger: de in deze gebieden aanwezige bodemkwaliteit is geschikt (verklaard) voor alle mogelijke bodemfuncties inclusief die welke de hoogste eisen stellen: de bodemfuncties Landbouw, Natuur en Moestuinen en volkstuinten;
- de bodemfunctieklassen Wonen. Hieronder vallen de

bodemfuncties Wonen met tuin, Plaatsen waar kinderen spelen en Groen met natuurwaarden;

- de bodemfunctieklassen Industrie. Hieronder valt de bodemfunctie Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie.

Deze indeling is weergegeven in tabel 6.5. De indeling is met dezelfde kleuren ook aangegeven in figuur 6.1. De TCB kan zich vinden in de gekozen indeling (TCB, 2006a).

Bij de Achtergrondwaardencategorie hoort een Maximale Waarde op het niveau van de Achtergrondwaarde. Dit geldt voor de bodemfuncties Landbouw en Natuur. Hier is vervolgens de bodemfunctie Moestuinen en volkstuinten bijgevoegd, hoewel voor de bodemfunctie op zich (iets) minder strenge Maximale Waarden gelden. Het is moeilijk uit te leggen dat een locatie prima duurzaam als moestuin kan fungeren, maar niet voldoet aan de categorie waar Landbouw in valt. Bovendien zou het gebruik als moestuin anders (bij indeling van Moestuinen en volkstuinten bij de klasse Wonen) voor sommige stoffen de invulling van de Maximale Waarden voor de bodemfunctieklassen Wonen sterk gaan bepalen, waarbij dan voor die klasse onnodig strenge eisen worden

Tabel 6.5 Van bodemfuncties naar bodemfunctieklassen

Bodemfuncties	Bodemfunctieklassen
1. Moes- en volkstuinten	Voldoet aan Achtergrondwaarden, schone grond
2. Natuur	
3. Landbouw	
4. Wonen met tuin	Wonen
5. Plaatsen waar kinderen spelen	
6. Groen met natuurwaarden	Industrie
7. Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie	

gesteld. Door deze keuzes horen bij de Achtergrondwaarden-categorie de bodemfuncties waarbij er sprake kan zijn van veel bodemcontact en veel gewasconsumptie of een hoge bescherming van het ecologisch functioneren of waarbij rekening wordt gehouden met landbouwisico's.

De bodemfunctieklasse Wonen omvat de bodemfuncties waarbij de hoogte van de Maximale Waarden meestal worden bepaald door het Middenniveau voor het ecologisch functioneren. De bodemfuncties die hier onder vallen zijn de bodemfuncties waarbij sprake kan zijn van veel bodemcontact en beperkte gewasconsumptie en met een gemiddelde bescherming van het ecologisch functioneren. Er wordt niet specifiek rekening gehouden met landbouwisico's.

De bodemfunctieklasse Industrie omvat de minst kwetsbare bodemfunctie Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie. Dit is de bodemfunctie waarbij sprake is van weinig bodemcontact, geen gewasconsumptie en een matige bescherming van het ecologisch functioneren.

6.6 Laagdikte van de bodem en Maximale Waarden/Achtergrondwaarden

Bij het toepassen van grond en bagger gelden de Maximale Waarden/Achtergrondwaarden voor alle toe te passen grond. Voor saneringssituaties wil NOBO de keuzes uit Van Trechter Naar Zeef (BEVER, 1999) handhaven voor de laagdikte waarop de Maximale Waarden/Achtergrondwaarden betrekking hebben. Deze laagdikte is 0,5 tot 1,5 m dik, afhankelijk van de bewortelingsdiepte. Voor tuinen geldt een laagdikte van 1,0 tot 1,5 m. In saneringssituaties is een geringere dikte in specifieke situaties toegestaan (de laagdikte is dus geen harde norm, zie Circulaire bodemsanering, VROM, 2006 en 2008).

6.7 Keuze stoffen waarbij Maximale Waarden kunnen worden gebaseerd op Landelijke Referentiewaarden

Vanuit het project Grond & Bagger wilde men inzicht hebben in de hoogte van de Maximale Waarden voor de bodemfunctieklassen voor het liefst alle metalen. Voor de organische stoffen vroeg men vanuit Grond & Bagger om het onderbouwen van Maximale Waarden voor de (meestal minder vluchtige) organische stoffen die regelmatig in partijen grond en bagger worden aangetroffen. Op basis van deze wensen heeft het RIVM Landelijke Referentiewaarden afgeleid voor veel metalen, PAK, α -

β - en γ -HCH, DDT, DDE, DDD, drins (som), minerale olie, tributyltinoxide (TBTO), trifenylytin(verbindingen), tri- en tetrachloorbenzenen, penta- en hexachloorbenzenen, tri- en tetrachloorfenolen en pentachloorfenol (Dirven-van Breemen e.a, 2007). Later is besloten aanvullend voor zeven individuele ftalaten Landelijke Referentiewaarden af te leiden (Dirven-Van Breemen en Otte, 2008).

NOBO heeft in een later stadium beoordeeld voor welke metalen zij de door RIVM reeds afgeleide Landelijke Referentiewaarden voldoende betrouwbaar acht om Maximale Waarden op te baseren. Voor de metalen zijn de volgende conclusies getrokken:

- arseen, barium, cadmium, chroom, kobalt, koper, kwik, lood, molybdeen, nikkel en zink zijn meegenomen in de Evaluatie Interventiewaarden in 2001 (Lijzen e.a, 2001). Hiervan zijn goede gegevens beschikbaar om Maximale Waarden op te baseren. NOBO heeft, ten behoeve van de discussie over de invulling van het stoffenpakket (het standaardpakket van te meten stoffen), aangegeven dat er geen bezwaren zijn tegen de milieuhygiënische onderbouwing van de normen voor barium, kobalt en molybdeen. VNG en IPO plaatsten wel vraagtekens bij het gehanteerde criterium voor de opname van deze stoffen in het stoffenpakket, maar die discussie is verder buiten NOBO gevoerd;
- voor beryllium, seleen, tellurium, thallium, tin, vanadium en zilver geldt dat er geen Interventiewaarde is, maar een Indicatief niveau voor ernstige bodemverontreiniging (zie paragraaf 5.7.15). RIVM had op verzoek van Grond & Bagger voor een aantal van deze stoffen al voorstellen gedaan voor Landelijke Referentiewaarden. Achteraf vond NOBO voor deze stoffen de basis in principe te zwak om Maximale Waarden op te baseren. Alleen voor tin en vanadium is vervolgens toch besloten, op basis van de RIVM-voorstellen voor Landelijke Referenties, Maximale Waarden vast te stellen, vanuit de wens om deze stoffen op te nemen in het stoffenpakket. De discussie over dit laatste is buiten NOBO gevoerd. Uiteindelijk is besloten tin en vanadium niet op te nemen in het stoffenpakket. De Maximale Waarden Wonen en Industrie voor tin en vanadium zijn blijven staan, omdat deze stoffen wel met enige regelmaat in concentraties boven de Achtergrondwaarden voorkomen in grond;
- voor antimoon is er een Interventiewaarde uit de 2e tranche van stoffen (zie paragraaf 5.7.2, van den Berg e.a, 1994). Ondanks de veroudering van gegevens, vond NOBO dat hierop wel Maximale Waarden konden worden gebaseerd.

Voor de organische verontreinigende stoffen heeft NOBO beoordeeld of het om voldoende immobiele en niet/weinig vluchtige stoffen ging (zie paragraaf 6.2.1). Door het RIVM is per stof invulling gegeven aan het begrip 'mobiliteit'

door te bepalen welke fractie van de stof in het poriënwater aanwezig is. Het begrip 'vluchtigheid' is ingevuld door te bepalen welk % van de blootstelling plaatsvindt via de route uitdamping naar binnenlucht in het scenario 'wonen met tuin'. Op basis van de uitkomsten van deze beoordeling is door NOBO besloten dat een aantal stoffen te mobiel en/of vluchtig zijn om Maximale Waarden te baseren op de reeds afgeleide Landelijke Referentiewaarden. Deze stoffen zijn α - en β -HCH, tri- en tetrachloorbenzenen, pentachloorbenzenen en trichloorfenolen.

Voor PAK en PCB's geldt dat NOBO heeft gekozen niet op dit moment over te stappen op de door het RIVM voorgestelde TU-benadering voor de Interventiewaarden (zie paragraaf 5.7.6). Deze keuze is doorgetrokken naar de Maximale Waarden, zodat hiervoor ook moest worden volstaan met beleidsmatige keuzes in plaats van waarden die volgens de gekozen procedure zijn afgeleid. Ook voor minerale olie zijn de Maximale Waarden alleen gebaseerd op beleidsmatige keuzes (zie paragraaf 5.7.12).

Uiteindelijk zijn voor de volgende stoffen Maximale Waarden gebaseerd op de door het RIVM afgeleide Landelijke Referentiewaarden: alle metalen met een Interventiewaarde, hexachloorbenzenen, tetrachloorfenolen, pentachloorfenol, DDT, DDE, DDD, drins (som aldrin, dieldrin en endrin), γ -HCH (lindaan) en zeven ftalaten. Soms hebben aanvullende beleidsmatige keuzes de uiteindelijke waarden mede bepaald. Voor organotinverbindingen zijn de Maximale waarden gebaseerd op het afgeronde rekenkundig gemiddelde van de Maximale Waarden voor tributyltinoxide (TBTO) en trifenylinverbindingen.

6.8 Maximale Waarden per stof

6.8.1 Somwaarden of waarden per individuele stof

Voor DDT, DDE en DDD geeft het RIVM aan dat voor DDT en DDE eventueel om pragmatische redenen een somnorm kan worden gehanteerd (Dirven-Van Breemen, 2007). Dit leidt volgens NOBO echter tot onnodig strengere normen en NOBO kiest daarom voor individuele waarden voor DDT, DDE en DDD. Dit sluit aan bij de keuzes voor de Interventiewaarden droge bodem.

Voor drins geeft het RIVM aan dat voor aldrin en dieldrin vanwege een vergelijkbaar werkingsmechanisme en omzetting van aldrin in dieldrin een somnorm dient te worden gehanteerd. Voor endrin kan een aparte norm worden gehanteerd, waarna vervolgens de TU-benadering moet worden toegepast. Een andere door het RIVM aangegeven optie is een somnorm te hanteren voor het geometrisch gemiddelde van de normwaarden voor alle drins. NOBO kiest voor deze laatste optie, omdat de

TU-benadering betekent dat er geen continuïteit is met gerapporteerde waarden voor drins in het verleden.

6.8.2 Beleidsmatige keuzes voor Maximale Waarden Wonen en Industrie

6.8.2.1 Algemeen

Beleidsmatige keuzes spelen een belangrijke rol bij de uiteindelijke invulling van de Maximale Waarden. Deze beleidsmatige keuzes zijn vooral gemaakt binnen het project Grond & Bagger op het niveau van de Maximale Waarden per bodemfunctieklasse. Het gaat om de volgende typen keuzes:

- keuzes voor de stoffen waarbij de Maximale Waarden niet konden worden gebaseerd op Landelijke Referentiewaarden (zie paragraaf 6.7). Voor een aantal stoffen zijn geen Landelijke Referentiewaarden afgeleid. Voor sommige stoffen zijn door het RIVM wel Landelijke Referentiewaarden afgeleid, maar is achteraf besloten dat deze niet voldoen aan de gekozen uitgangspunten om er een Maximale Waarden op te kunnen baseren (te onderbouwen op het niveau van een Interventiewaarde en dus niet op het niveau van een Indicatief niveau voor ernstige bodemverontreiniging, niet/weinig mobiel en niet/weinig vluchtig);
- keuzes omdat de consequenties voor het grondverzet te groot werden geacht. Er wordt een afweging gemaakt tussen bodembescherming en hergebruik. Er wordt beleidsmatig ingegrepen als de consequenties voor het hergebruik te groot zijn. Hiermee blijft de hergebruiksdoelstelling overeind en blijft het bodembeheer uitvoerbaar en betaalbaar;
- keuzes gebaseerd op het principe dat het milieubeleid niet onnodig moet worden verruimd of verscherpt;
- de keuze dat de Maximale Waarden (ook voor ongevoelige functies) nooit hoger kunnen zijn dan de Interventiewaarde droge bodem. Deze keuze is door het RIVM al meegenomen bij het afleiden van de Landelijke Referentiewaarden.

Deze keuzes werken door naar de Maximale Waarden per bodemfunctie.

Voor de organotinverbindingen geldt dat de consequenties van de vastgestelde Maximale Waarden voor het grondverzet onduidelijk zijn. Zoals in paragraaf 4.4.2 staat vermeld, is de Achtergrondwaarde voor organotinverbindingen gebaseerd op de concentratie in diepere bodemlagen, omdat de bovengrond in de 'onverdachte' landbouwgebieden niet als onverdacht kon worden beschouwd. Er wordt onderzoek verricht om meer informatie te verkrijgen over de consequenties van de nu gekozen normstelling voor organotinverbindingen. Dit kan in de toekomst leiden tot beleidsmatige bijstellingen van de Maximale Waarden voor organotinverbindingen.

Voor de som organochloorhoudende bestrijdingsmiddelen is in eerste instantie besloten om conform de in de volgende paragrafen beschreven beleidskeuzes Maximale Waarden Wonen (ter hoogte van de Achtergrondwaarde) en Industrie (ter hoogte van de SW₂-waarde) vast te stellen. Dit is zo vastgelegd in de Regeling bodemkwaliteit van december 2007. Later bleek echter dat hiermee voor enkele stoffen (DDT, DDD, DDE) de somnorm voor de organochloorhoudende bestrijdingsmiddelen strenger is dan de individuele norm. Bovendien zijn bijna alle verbindingen in de somnorm individueel genormeerd. Daarom is besloten de Maximale Waarden Wonen en Industrie voor de som organochloorhoudende bestrijdingsmiddelen te laten vervallen. Deze wijziging is doorgevoerd in de Regeling bodemkwaliteit van juli 2008.

6.8.2.2 Beleidsmatige keuzes voor de Maximale Waarden Wonen

Voor de Maximale Waarde Wonen is in principe de Achtergrondwaarde gekozen als invulling voor de stoffen waarbij de Maximale Waarden niet konden worden gebaseerd op Landelijke Referentiewaarden. Dit is een veilige waarde.

Zoals in paragraaf 5.7.6 is toegelicht heeft NOBO besloten op dit moment niet over te stappen op de TU-benadering voor PAK. In het RIVM-rapport met voorstellen voor de Landelijke Referentiewaarden (Dirven-Van Breemen, 2007) zijn de mogelijkheden voor een somwaarde voor PAK aangegeven. De hier voorgestelde waarden voor PAK(10) zijn gebaseerd op de NOBO-keuzes en een standaard PAK-profiel dat is afgeleid uit de meetresultaten van AW2000. Voor de ecologische risico's wordt door het RIVM op het Middenniveau een PAK-somwaarde van 1,0 mg/kg d.s. voorgesteld. Dit ligt echter beneden de Achtergrondwaarde voor PAK(10) van 1,5 mg/kg d.s. Voor PAK is vervolgens om beleidsmatige redenen niet gekozen voor de Achtergrondwaarde als invulling voor de Maximale Waarde Wonen. De consequenties van deze keuze voor het grondverzet worden te groot geacht. De nu voor PAK vastgestelde waarde als Maximale Waarde Wonen (van 6,8 mg/kg d.s. voor de situatie 'wonen met tuin') is alleen gebaseerd op humane risico's. De onderbouwing op basis van humane risico's is conform de gekozen uitgangspunten voor de Maximale Waarden (zie paragraaf 6.2.2). Om de berekeningen uit te kunnen voeren is het gemiddelde PAK-profiel uit de metingen in het project AW2000 als uitgangspunt gekozen. Voor PAK accepteren we dus een hoger ecologisch risiconiveau op het niveau van de Maximale Waarde Wonen.

Voor nikkel is een beleidsmatige keuze gemaakt voor de invulling van de Achtergrondwaarde (zie paragraaf 4.4.2; Achtergrondwaarde is nu 35 mg/kg d.s. in plaats van 30 mg/kg d.s.). Deze keuze betekent dat de Maximale Waarde

Wonen ook 5 mg/kg d.s. hoger is dan de door RIVM afgeleide Landelijke Referentiewaarde.

6.8.2.3 Beleidsmatige keuzes voor de Maximale Waarden Industrie

Deze paragraaf behandelt eerst de stoffen waarbij de Maximale Waarden niet konden worden gebaseerd op Landelijke Referentiewaarden en daarna de stoffen waarvoor dit wel het geval is.

Stoffen waarbij de Maximale Waarden niet konden worden gebaseerd op Landelijke Referentiewaarden.

De Maximale Waarde Industrie is als volgt ingevuld, voor de stoffen waarbij de Maximale Waarden niet konden worden gebaseerd op Landelijke Referentiewaarden:

- als er in het beleid in het verleden een Samenstellingwaarde voor niet schone grond (SW₂) voor de betreffende stof is gehanteerd, dan wordt deze waarde gekozen als Maximale Waarde Industrie, waarbij zo nodig wordt afgekapt op de Interventiewaarde droge bodem;
- als er in het beleid in het verleden geen Samenstellingwaarde voor niet schone grond (SW₂) voor de betreffende stof is gehanteerd, dan is de Achtergrondwaarde gekozen voor de invulling van de Maximale Waarde Industrie.

Vanwege de herziening tot Interventiewaarde droge bodem ligt voor enkele stoffen de SW₂-waarde hoger dan de nu te hanteren Interventiewaarde droge bodem. De Maximale Waarde industrie kan echter niet hoger (minder streng) zijn dan de Interventiewaarde droge bodem, daarom is de Interventiewaarde droge bodem als afkapgrens gehanteerd.

De onderbouwing van de Samenstellingwaarden voor niet schone grond (SW₂) is onduidelijk. Het betreft vooral keuzes die zijn gebaseerd op expert judgement uit het verleden ten behoeve van het Bouwstoffenbesluit. De SW₂-waarden waren bedoeld als alternatief voor immissiewaarden bij organische stoffen, omdat daarvoor geen algemeen erkende uitloogmethoden beschikbaar waren. Daarbij is ook rekening gehouden met gehalten die in de praktijk voorkomen in bouwstoffen en grond. Omdat het hanteren van de betreffende waarden voor zover bekend in de praktijk niet tot problemen heeft geleid, is het niet nodig voor de betreffende stoffen nu de Achtergrondwaarde te kiezen als invulling voor de Maximale Waarde Industrie. Dit wordt beschouwd als een onnodige verscherping. De oude SW₂-waarden zijn dus voor een aantal stoffen overgenomen in de Regeling bodemkwaliteit voor de invulling van de Maximale Waarde Industrie voor grond en bagger. In bijlage 5 is aangegeven voor welke stoffen de SW₂-waarde bepalend is geweest voor de invulling van de Maximale Waarde Industrie.

Zoals in paragraaf 5.7.6 is toegelicht kiest NOBO op dit moment niet voor het overstappen op de TU-benadering voor PAK. Een door het RIVM op basis van een standaard PAK-profiel uit de meetresultaten van AW2000 afgeleide HC50-waarde van 7,6 mg/kg d.s. werd door het RIVM te onzeker gevonden om te gebruiken (Dirven-Van Breemen e.a, 2007). Qua consequenties is dit mogelijk ook een ongeschikte waarde. Daarom is voor PAK (10, VROM) uitgegaan van bovenstaande keuze die ook voor andere stoffen is gemaakt: het handhaven van de SW2-waarde.

Zoals in paragraaf 5.7.12 is toegelicht kiest NOBO nu ook niet voor het overstappen op de TU-benadering voor minerale olie. Ook hier wordt het bestaande beleid voortgezet, met dien verstande dat de aparte waarde voor het hergebruik van baggerspecie van 2.000 mg/kg d.s. verdwijnt, behalve voor bagger in zogenaamde grootschalige toepassingen. Voor zowel grond en bagger is de SW2-waarde van 500 mg/kg d.s. de basis voor de Maximale Waarde Industrie. Bij een waarde van 2.000 mg/kg d.s. kan niet worden uitgesloten dat de olie zichtbaar is of kan worden geroken. Daarom is het niet wenselijk deze waarde te gebruiken in relatie tot 'een bodemkwaliteit die duurzaam geschikt is voor zijn functie'. Bij grootschalige toepassingen wordt echter een leeflaag toegepast die aansluit bij de kwaliteit van de omgeving, zodat het genoemde bezwaar minder van belang is.

Binnen NOBO is in 2005 voor de invulling van de Maximale Waarden overwogen om bij de beoordeling van minerale olie onderscheid te maken tussen lichtere oliecomponenten (die relatief toxisch zijn) en zwaardere oliecomponenten (die bijna helemaal niet toxisch zijn). De consequenties van het invoeren van een dergelijke gedifferentieerde normstelling zijn echter onduidelijk. Om deze reden is hier op dit moment niet voor gekozen. Er moet ervaring worden opgedaan met nieuwe meetmethoden om olie in fracties te meten. En er moeten voldoende meetgegevens beschikbaar komen om de consequenties in te kunnen schatten en de normstelling aan te kunnen passen.

Na de invoering van de Regeling bodemkwaliteit bleek dat het baseren van de Maximale Waarde Industrie voor chloordaan, α -endosulfan, heptachloor en heptachloor-epoxide op de Achtergrondwaarde leidde tot problemen met het hergebruik van grond en bagger. Daarom is besloten de Maximale Waarde Industrie voor de genoemde stoffen te wijzigen naar 0,1 mg/kg d.s. (standaardbodem) (zie nieuwsbericht Senter Novem/Bodem+ aan het eind van bijlage 5). De waarde van 0,1 mg/kg d.s. is gebaseerd op voormalige SW2-waarde voor de som van organochloorbestrijdingsmiddelen van 0,5 mg/kg d.s. De genoemde SW2-waarde is ook de basis voor de Maximale Waarde Industrie voor de individuele HCH's. Uit voorzorg is voor chloordaan, α -endosulfan, heptachloor en heptachloor-

epoxide arbitrair een waarde van 0,1 mg/kg d.s. gekozen, omdat het gaat om individuele stoffen en niet om een som.

Stoffen waarbij de Maximale Waarden wel konden worden gebaseerd op Landelijke Referentiewaarden

Voor koper en zink zijn Landelijke Referentiewaarden afgeleid waarop de Maximale Waarden Industrie kunnen worden gebaseerd. Deze waarden zijn echter veel strenger dan de Interventiewaarden droge bodem en de consequenties hiervan voor het grondverzet werden te groot geacht. Daarom is voor deze stoffen besloten de Maximale Waarden Industrie gelijk te stellen aan de Interventiewaarden droge bodem. Deze Interventiewaarden zijn om beleidsmatige redenen op het oude niveau gehandhaafd (zie paragraaf 5.7.3).

De door het RIVM afgeleide Landelijke Referentiewaarden, die kunnen worden gebruikt voor de onderbouwing van de Maximale Waarden Industrie voor organische verbindingen, zijn afgekapt op de in het beleid in het verleden gehanteerde Samenstellingswaarden voor niet schone grond (SW2). Het zou een onnodige versoepeling zijn om voor dit type stoffen nu minder strenge waarden te gaan hanteren dan in het verleden. Deze regel is toegepast op tetrachloorfenolen, pentachloorfenol, γ -HCH (lindaan), dimethylftalaat en dihexylftalaat. (Voor diehtylhexylftalaat is de Landelijke Referentiewaarde door het RIVM reeds afgekapt op de Interventiewaarde droge bodem, die toevallig gelijk is aan de eerder gehanteerde SW2-waarde.)

Voor DDT, DDE en DDD is hierop een uitzondering gemaakt (er is niet afgekapt op de SW2-waarde van 0,5 mg/kg d.s.). Dit is gedaan omdat er grote gebieden zijn waar deze waarde wordt overschreden. Om enige ruimte te bieden aan het grondverzet is besloten voor deze stoffen de afgeleide Landelijke Referentiewaarden direct als basis te gebruiken voor de Maximale Waarden Industrie.

Voor de metalen en anorganische verbindingen is ook niet afgekapt op SW2-waarden, maar zijn de afgeleide Landelijke Referentiewaarden in principe overgenomen. Dit is gedaan omdat voor deze stoffen in het verleden de SW2-waarde gelijk was aan de Interventiewaarde (voor organische verbindingen was de SW2-waarde vaak duidelijk strenger dan de Interventiewaarde). Om het nieuwe systeem zo consistent mogelijk te maken is het niet logisch om af te kappen op 'oude Interventiewaarden'. Afkappen op de nieuwe Interventiewaarden droge bodem, die zijn vastgesteld in 2008, is al meegenomen bij de afleiding van de Landelijke Referentiewaarden.

Voor nikkel is een beleidsmatige keuze gemaakt voor de invulling van de Achtergrondwaarde (zie paragraaf 4.4.2). Deze keuze betekent dat de Maximale Waarde Industrie ook 5 mg/kg d.s. hoger is dan de door RIVM afgeleide Landelijke Referentiewaarde.

6.8.2.4 Keuzes voor asbest

Voor asbest is in 2004 een Interventiewaarde bodem/sediment en een hergebruiksgrens vastgesteld op 100 mg/kg d.s. gewogen (concentratie serpentijn + 10 x concentratie amfibool).

Binnen NOBO is overigens niet over asbest gesproken. De waarde voor asbest is in een separaat traject tot stand gekomen. Omdat er geen reden is dit bestaande beleid te wijzigen zijn de Maximale Waarde Wonen en Industrie ook vastgesteld op deze waarde.

6.9 De uiteindelijke bodemconcentraties voor Maximale Waarden

In bijlage 5 zijn de uiteindelijk vastgestelde Maximale Waarden Wonen en Industrie per stof aangegeven. Met behulp van voetnoten is aangegeven wat de basis is van de getallen (bijvoorbeeld door het RIVM afgeleide Landelijke Referentiewaarden, Achtergrondwaarde, SW2).

Voor de metalen cadmium en kwik is de Maximale Waarde Industrie strenger dan de Interventiewaarde droge bodem vanwege de bescherming van het ecosysteem tegen doorvergiftiging. Voor lood is besloten de Maximale Waarde Industrie gelijk te stellen aan de Interventiewaarde droge bodem, omdat de afgeleide waarde op basis van bescherming van het ecosysteem tegen doorvergiftiging bijna gelijk is aan de Interventiewaarde droge bodem.

Bijlage 6 laat zien, tot welke bodemconcentraties alle hierboven vermelde keuzes uiteindelijk leiden voor de Maximale Waarden per bodemfunctie. Hierbij zijn gemaakte keuzes voor de Maximale Waarden Wonen en Industrie doorgetrokken naar de bijbehorende bodemfuncties. In bijlage 6 is terug te vinden welke bodemconcentratie bij welk type risico hoort, zodat te zien is welk risico bepalend is voor de hoogte van de uiteindelijke Maximale Waarde per bodemfunctie (of dat deze is bepaald door een beleidsmatige keuze).

Bij het rekenen met de Risicotoolbox is de Achtergrondwaarde de ondergrens. Beneden dit niveau is de Risico Index < 1. Het afkappen op de SW2-waarde en de Interventiewaarde werkt niet door in de Risicotoolbox. De Risicotoolbox toont de Risico Index, zoals die wordt berekend met de onderliggende blootstellingsmodellen en beschermingsniveaus.

6.10 Het vaststellen van Lokale Maximale Waarden

Indien het bevoegd gezag besluit om gebiedsspecifiek beleid te ontwikkelen moeten Lokale Maximale Waarden worden vastgesteld. De hierboven beschreven indeling in bodemfuncties en de bijbehorende Maximale Waarden per bodemfunctie zijn een eerste stap om verder te differentiëren dan in het generieke toetsingskader. Het bevoegd gezag mag ook besluiten, tot aan de grens die wordt getrokken door het Saneringscriterium, voor de Lokale Maximale Waarden een hoger risiconiveau te accepteren, dan dat van de 'generieke Maximale Waarden' (de landelijk vastgestelde Maximale Waarden per bodemfunctie en per bodemfunctieklassen). Het vaststellen van Lokale Maximale Waarden boven de Interventiewaarden is alleen toegestaan onder strenge randvoorwaarden: de Lokale Maximale Waarde geldt alleen voor gebiedseigen grond; de Lokale Maximale Waarde wordt maximaal vastgesteld op het kwaliteitsniveau dat geldt in het gebied; het mag niet gaan om gevallen van bodemsanering en er moet worden afgestemd met het bevoegd gezag bodemsanering. Dit om te voorkomen dat gebieden 'stortplaatsen' kunnen worden voor ernstig verontreinigde grond.

De verplicht te gebruiken Risicotoolbox (zie www.risicotoolboxbodem.nl) berekent de gevolgen van gekozen Lokale Maximale Waarden door humane risico's te berekenen met CSOIL, te toetsen aan de beschikbare ecologische beschermingsniveaus en te beoordelen of er landbouwriscio's zijn. Hiermee kan worden beoordeeld of en in hoeverre de gekozen Lokale Maximale Waarden gekoppeld aan de bodemfuncties binnen het betreffende gebied leiden tot een risiconiveau boven dat van de generieke Maximale Waarden en of het Saneringscriterium wordt overschreden.

Het hanteren van het Saneringscriterium als bovengrens voor de Lokale Maximale Waarden zorgt voor afstemmingproblemen in de Risicotoolbox, omdat het Saneringscriterium zich richt op een specifieke locatie en sterk rekening houdt met lokale omstandigheden (pH, combinatie-toxiciteit, precieze lokale bodemgebruik, etc.). De Lokale Maximale Waarden richten zich veel minder op de bestaande lokale omstandigheden, omdat deze zich richten op gebieden en men rekening moet houden met aan te voeren grond en bagger. De discussie hierover is het deelproject Risicotoolbox verder gevoerd. In de Risicotoolbox is een verwijzing naar de Handreiking 'Sanscrit-toets' opgenomen, die aangeeft hoe men moet omgaan met de toetsing aan het Saneringscriterium.

In NOBO zijn diverse discussies gevoerd over de mogelijkheden die de Risicotoolbox moet bieden om gebruik te maken van extra meetgegevens om Lokale Maximale Waarden te onderbouwen. Gedacht wordt dan aan bijvoorbeeld de pH,

gemeten extraheerbare gehalten of gemeten gehalten in gewassen. Dergelijke meetgegevens geven informatie over de biobeschikbaarheid van bepaalde stoffen in het betreffende gebied.

In overleg met het project Grond & Bagger is besloten dat de Risicotoolbox een aparte faciliterende (niet verplicht toe te passen) mogelijkheid biedt om de risico's van de bestaande bodemkwaliteit te beoordelen. Binnen dit spoor kan gebruik worden gemaakt van meetgegevens die een relatie hebben met biobeschikbaarheid. Er moeten wel goede afspraken zijn over welk type meetgegevens geschikt zijn en hoe er voldoende representatief wordt gemeten. Ook moet er nog een goede procedure worden afgesproken om innovatieve methoden op te kunnen nemen in de Risicotoolbox.

Ter ondersteuning van de keuzes van het bevoegd gezag komt er een informatieve optie in de Risicotoolbox om de ecologische risico's van een mengsel van stoffen in de bodem te beoordelen. De Risicotoolbox maakt hier gebruik van de ms-PAF-methode. Ook de pH moet dan als invoergegeven worden gebruikt. Een probleem hierbij is dat de 'de streepjes op de maatlat' nog ontbreken (bij welke PAF is er geen sprake meer van blijvende geschiktheid voor het gebruik?). Meestal zal het lokaal aanwezige mengsel van stoffen als uitgangspunt worden gekozen voor het vaststellen van Lokale Maximale Waarden. Deze optie in de Risicotoolbox is vooral bedoeld om verschillende sets van Lokale Maximale Waarden met elkaar te kunnen vergelijken.

Ook komt er een mogelijkheid om in de Risicotoolbox voor het bepalen van de gevolgen van Lokale Maximale Waarden rekening te houden met de pH. Dit heeft betrekking op de beoordeling van de humane risico's van de opname van cadmium in consumptiegewassen en op het beoordelen van landbouwriscio's. De opname van cadmium in consumptiegewassen is regelmatig het doorslaggevende risico en hiervoor is de pH een erg belangrijke factor. Voor het afleiden van de Landelijke Referentiewaarden is gewerkt met een standaard pH van 5,0. Als gebruik wordt gemaakt van de optie om de pH aan te passen, hoort hierbij de waarschuwing dat de betreffende pH moet worden gehandhaafd. Het verdient de voorkeur om te kiezen voor een soort worst case waarde voor de pH, zodat er weinig kans is dat er binnen het gebied sprake zal zijn van een lagere pH dan de pH waarop de Lokale Maximale Waarde voor cadmium is gebaseerd. Voor landbouwriscio's werkt de Risicotoolbox voor bepaalde stoffen in combinatie met bepaald landgebruik met bodem-plant-relaties (zie hoofdstuk 7), waarin de pH een parameter is. Ook hier geldt de waarschuwing dat de pH moet worden gehandhaafd en de voorkeur voor het kiezen van een worst case waarde voor de pH.

Bij het vaststellen van 'de gevolgen van de' Lokale Maximale Waarden in de Risicotoolbox kunnen andere meetgegevens (dan de pH) gericht op biobeschikbaarheid vooraansnog geen rol spelen, omdat niet kan worden geborgd dat de biobeschikbaarheid van stoffen in aan te voeren grond of bagger hetzelfde (of lager) is, als in het gebied waar het materiaal wordt toegepast. Grond en bagger kan ook van elders door derden worden aangevoerd en de gemeente heeft dan zonder extra regels geen grip op de biobeschikbaarheid. Als de gemeente besluit om Lokale Maximale Waarden vast te stellen waarbij de Risicotoolbox aangeeft dat het risiconiveau hoger is dan dat van de generieke Maximale Waarden, dan kan ze in de Nota Bodembeheer eisen stellen aan de aan te voeren grond en baggerspecie, die zorgen voor een dusdanig lage biobeschikbaarheid dat er sprake is van 'blijvende geschiktheid'.

Samengevat geldt dat bij het vaststellen van Lokale Maximale Waarden het verplicht is met behulp van de Risicotoolbox het risiconiveau van deze waarden te bepalen en vast te leggen in een Nota bodembeheer. De uitkomst van de Risicotoolbox is adviserend, niet bindend. Het bevoegd gezag moet onderbouwen waarom ze eventueel bepaalde risico's (Risico Index > 1) accepteert. Voor meer informatie hierover wordt verwezen naar de Handreiking Besluit bodemkwaliteit (Senter Novem/Bodem+, 2007).

6.11 Maximale Waarden als vervangers van de Bodemgebruikswaarden

De Maximale Waarden per bodemfunctieklasse dienen als saneringsdoelstelling in plaats van de Bodemgebruikswaarden (BGW's (BEVER, 1999); zie Circulaire Bodemsanering, VROM, 2008).

Qua onderbouwing zijn er belangrijke overeenkomsten, met name voor het beschermings- en blootstellingsniveau voor de mens (meenemen achtergrondblootstelling, humane risiconiveaus voor stoffen met en zonder drempelwaarde, gebruik van de standaardscenario's 'wonen met tuin' en 'wonen met moestuin') en deels ook voor het beschermingsniveau van het ecosysteem (gebruik HC50).

Er zijn echter ook belangrijke verschillen. Er was geen beleidsmatig vastgestelde Bodemgebruikswaarde voor landbouw en natuur; nu is hieraan invulling gegeven door deze bodemfuncties op te nemen in een Achtergrondwaardencategorie en hiervoor de Achtergrondwaarde te kiezen (zie paragraaf 6.5). In dezelfde Achtergrondwaardencategorie zijn moestuinen en volkstuinten opgenomen. De hoogte van de BGW I (voor wonen en intensief gebruikt (openbaar) groen) werd vooral bepaald door eventueel gebruik als moestuin of doordat bij deze Bodemgebruikswaarde rekening werd gehouden met

landbouwriscio's. Door de opname van moestuinen en landbouw in de Achtergrondwaardencategorie, wordt de Maximale Waarde voor de bodemfunctieklasse Wonen niet meer gebaseerd op risico's van veel gewasconsumptie en/of op landbouwriscio's.

De hoogte van de BGW II (voor extensief gebruikt (openbaar) groen) werd bepaald door de HC50. Ditzelfde geldt ook voor de Maximale Waarde voor de bodemfunctieklasse Industrie. Er zijn wel enkele afwijkingen, omdat nu doorvergiftiging als criterium is meegenomen. Bovendien is een belangrijk verschil tussen de Maximale Waarden en de Bodemgebruikswaarden dat 'groene gebieden', afhankelijk van de ecologische waarde die men er aan toekent, kunnen vallen onder de Achtergrondwaardencategorie, de klasse Wonen of de klasse Industrie. Er is nu een systeem met drie ecologische beschermingsniveaus in plaats van twee.

In de systematiek van de BGW's bestond er een BGW III voor bebouwing en verharding. Hieraan was echter geen waarde gekoppeld. Dit beleid, dat inhoudt dat onder bebouwing en verharding niet hoeft te worden gesaneerd als er geen risico's zijn, blijft gehandhaafd.

6.12 Normen voor grootschalige toepassingen

6.12.1 Algemeen

NOBO heeft zich niet bezig gehouden met het uitwerken van de normstelling voor de zogenaamde grootschalige toepassingen in het Besluit bodemkwaliteit. Dit is uitgewerkt binnen het project Grond & Bagger. Voor de volledigheid wordt in onderstaande paragrafen de normstelling hiervoor wel toegelicht. Paragraaf 6.12.2 beschrijft het normstelsel als geheel en paragraaf 6.12.3 gaat in op de onderbouwing van de gebruikte normen. Bijlage 9 geeft de normwaarden en de gehanteerde parameterwaarden voor de onderbouwing ervan.

6.12.2 Overzicht normstelling voor grootschalige toepassingen

De normstelling voor grootschalige toepassingen bestaat uit:

- normen voor het maximale totaalgehalte in grond en in bagger (Maximale Waarden Industrie en/of Interventiewaarden waterbodems);
- normen voor de maximale uitloging uit grond en bagger (Maximale Emissiewaarden);
- normen voor totaalgehalten in grond en bagger, waarboven uitloogonderzoek dient te worden uitgevoerd (Emissietoetswaarden). Beneden de Emissietoetswaarden is de kans op overschrijding van de Maximale Emissiewaarden erg gering.

De normen gericht op uitloging (Maximale Emissiewaarden en Emissietoetswaarden) zijn er alleen voor metalen. Voor organische stoffen is er onvoldoende consensus over een geschikte en voldoende betrouwbare meetmethode om de uitloging te kunnen bepalen.

Voor grootschalige toepassingen op landbodems zijn de Maximale Waarden Industrie gekozen als grens voor de totaalgehalten in het toe te passen materiaal (grond en bagger). Alleen voor minerale olie in bagger is een soepeler norm vastgesteld (zie paragraaf 6.8.2.3). Hiernaast gelden er voor metalen Maximale Emissiewaarden voor de uitloging uit het materiaal. Om eenvoudig (zonder uitloogonderzoek) te kunnen toetsen of wordt voldaan aan de Maximale Emissiewaarden, zijn er Emissietoetswaarden vastgesteld.

Voor grootschalige toepassingen op waterbodems gelden voor het toepassen van grond ook de Maximale Waarden Industrie als grens voor de totaalgehalten in het toe te passen materiaal. Hiermee wordt voorkomen dat grond, die niet toepasbaar is op landbodems, in grootschalige toepassingen op waterbodems wordt gebruikt. Dit past in een consistent normstelsel. Voor bagger in toepassingen op waterbodems ligt de grens voor de totaalgehalten op de Interventiewaarden waterbodems. Voor de toepassingen op waterbodems gelden ook de Maximale Emissiewaarden en de Emissietoetswaarden, behalve als het gaat om de toepassing van bagger onder het waterniveau, die binnen het beheersgebied van de waterkwaliteitsbeheerder blijft. De argumenten voor deze uitzondering zijn als volgt. Er is in dit geval sprake van stand still binnen het gebied. De grootschalige toepassing wordt gebruikt om bagger binnen het gebied te herschikken, bijvoorbeeld in verband met de afwatering, de waterdiepte of de waterkwaliteit. Over uitloging en verspreiding van stoffen uit baggerspeciedepots is veel kennis beschikbaar. Onder water heersen andere geochemische omstandigheden en zijn andere transportmechanismen aan de orde dan boven water. Uitloging van verontreinigende stoffen in permanent natte situaties vindt slechts in geringe mate plaats. De Interventiewaarden waterbodems voor bagger fungeren in deze situatie als emissietoetswaarden ter bescherming van het grondwater. Hiermee wordt het grondwater een vergelijkbaar beschermingsniveau geboden als bij dergelijke toepassingen op landbodems.

Meer informatie over het toepassen van de normen vindt u in de Handreiking Besluit bodemkwaliteit (Senter Novem/Bodem+, 2007).

6.12.3 Onderbouwing normen voor grootschalige toepassingen

De Emissietoetswaarden zijn de voormalige t-waarden uit het Bouwstoffenbesluit, zoals opgenomen in het Besluit met betrekking tot wijziging van het Bouwstoffenbesluit (VROM, 2005a). De t-waarden (of tussenwaarden) waren het gemiddelde van de in het Bouwstoffenbesluit (VROM, 1995) gehanteerde SW₁-waarden (Samenstellingswaarden voor schone grond) en SW₂-waarden (Samenstellingswaarden voor niet-schone grond). Dit was de grens voor categorie-1-grond, die ongeïsoleerd in werken mocht worden toegepast en waarbij uitloogonderzoek niet nodig was. Er was geen reden om deze grens nu te veranderen. Voor de metalen waarvoor in het Besluit met betrekking tot wijziging van het Bouwstoffenbesluit (VROM, 2005a) geen t-waarden zijn genoemd, zijn de t-waarden berekend als het gemiddelde van de Achtergrondwaarde en de Interventiewaarde droge bodem. Als voor een metaal de t-waarde in het Besluit met betrekking tot wijziging van het Bouwstoffenbesluit (VROM, 2005a) hoger is dan de Maximale Waarde Industrie, is de Emissietoetswaarde hierop afgekappt, omdat de Emissietoetswaarde niet hoger mag zijn dan het gehanteerde maximale totaalgehalte.

Vanwege een verschillende onderbouwing van de Maximale Emissiewaarden moet onderscheid worden gemaakt in twee groepen:

- de acht metalen uit het standaard stoffenpakket dat tot 1 juli 2008 is gehanteerd: arseen, cadmium, chroom, koper, kwik, lood, nikkel en zink;
- de zes overige metalen: antimoon, barium, kobalt, molybdeen, tin en vanadium.

De Maximale Emissiewaarden voor de acht metalen uit het standaard stoffenpakket zijn gebaseerd op het volgende:

- het beleidsmatig gekozen beschermingsniveau is dat de gemiddelde concentratie in de bovenste meter van de bodem en van het grondwater niet meer mag toenemen dan het MTT (de Maximaal Toelaatbare Toevoeging). Het MTT is een generiek beschermingsniveau voor ecologische risico's (zie paragraaf 3.5.1). De waarden voor het MTT zijn te vinden in Verschoor e.a., 2006. Er is gekeken naar de uitloging over een tijdraam van 100 jaar. Dit is hetzelfde beschermingsniveau als voor steenachtige bouwstoffen is gehanteerd. Er zijn geen beleidsmatige correcties toegepast;
- een geochemisch speciatiemodel op basis van het modelplatform ORCHESTRA. Er is een zelfde berekeningssystematiek gehanteerd als voor de onderbouwing van de emissiewaarden voor steenachtige bouwstoffen (Verschoor e.a., 2006). Hierbij is onder andere rekening gehouden met de variatie in bindingseigenschappen in Nederlandse bodems;
- een toepassingshoogte van 5 m;
- open toepassing met een netto infiltratie van 300 mm/jaar;

- een generieke emissie-term met stofspecifieke tijdsafhankelijkheid ('kappa-waarden');
- een nieuw afgeleide waarde voor de emissie uit schone grond ('factor a'). Deze waarde is in 2006 door TNO afgeleid uit het zogenaamde BOG/BN-bestand, waarin gegevens over totaalgehalten en uitloogbare gehalten van veel partijen grond zijn opgenomen (Nieuwenhuis en Lamé, 2006a). De waarden zijn gebaseerd op een 'selectie van schone grond'.

De gehanteerde waarden voor de emissie uit schone grond ('factor a') en voor de op basis van bovenstaande uitgangspunten berekende emissie eis (Nieuwenhuis en Lamé, 2006b) zijn opgenomen in bijlage 9. De Maximale Emissiewaarden voor de acht metalen uit het standaard stoffenpakket zijn de som van 'factor a' en de berekende emissie eis per stof.

Voor de zes overige metalen konden de Maximale Emissiewaarden niet op dezelfde manier worden onderbouwd, omdat van deze metalen veel minder meetgegevens beschikbaar zijn.

De Maximale Emissiewaarden voor de zes overige metalen zijn gebaseerd op het volgende:

- de immissiewaarden (in mg/m³ per 100 jaar) uit het Bouwstoffenbesluit (VROM, 1995) zijn omgerekend naar emissiewaarden. De immissiewaarden uit het Bouwstoffenbesluit zijn gebaseerd op een zogenaamde 'marginale bodembelasting'. Dit is als volgt numeriek ingevuld: een belasting van de bodem ten gevolge van uitloging, die rekenkundig leidt tot een toename in de vaste fase van de bodem van ten hoogste 1% van de gehalten aan verontreinigende stoffen ten opzichte van de Streefwaarden grond in 100 jaar, gemiddeld over één meter als homogeen te beschouwen standaardbodem. Aangenomen is dat hiermee in het algemeen ook het grondwater op Streefwaardenniveau wordt beschermd (VROM, 1995);
- de generieke emissie-term met stofspecifieke tijdsafhankelijkheid ('kappa-waarden') uit de Wijziging Uitvoeringsregeling Bouwstoffenbesluit (VROM, 2005b);
- de waarde voor de emissie uit schone grond ('factor a') uit de Wijziging Uitvoeringsregeling Bouwstoffenbesluit (VROM, 2005b);
- een dichtheid van het materiaal van 1.550 kg/m³. Dit is als standaardwaarde in het Bouwstoffenbesluit gehanteerd;
- open toepassing met een netto infiltratie van 300 mm/jaar.

De gehanteerde waarden voor de immissiewaarden, voor de emissie uit schone grond ('factor a'), voor de constante voor de snelheid van uitloging ('kappa-waarden') en de formule voor het omrekenen van immissie naar emissie zijn opgenomen in bijlage 9.

7 LAC2006-waarden

7.1 Status en functie van LAC2006-waarden

Dit hoofdstuk gaat over de LAC2006-waarden. De beleidsmatige betekenis van de LAC2006-waarden is niet anders dan die van de in het verleden gehanteerde LAC-signalwaarden uit 1991 (LAC, 1991). Alleen zijn de waarden aangepast op basis van nieuwe wetenschappelijk informatie. De naam ‘LAC2006-waarden’ is gekozen vanwege de gelijkblijvende beleidsmatige betekenis.

De LAC2006-waarden geven een indicatie voor een risico op overschrijding van productnormen (Warenwet en veevoedernormen) en/of economische schade (meer dan 10% opbrengstdaling door fytoxiciteit en/of ongewenste effecten op diergezondheid). Het is aan de producent om te overwegen wel of geen maatregelen te nemen bij overschrijding van de LAC2006-waarden. De LAC2006-waarden dienen vooral als kennisbron. Hiermee wordt bedoeld dat de waarden aangeven, bij welke concentraties aan verontreinigende stoffen in combinatie met het type landgebruik, men bedacht moet zijn op landbouwisico's.

Omdat de LAC2006-waarden geschikt zijn om uitspraken te doen over landbouwisico's gekoppeld aan specifieke landbouwfuncties, is de systematiek van LAC2006-waarden opgenomen in de Risicotoolbox. Het bevoegd gezag kan ze

dan gebruiken om Lokale Maximale Waarden op te baseren. Eventueel vastgestelde Lokale Maximale Waarden hebben een juridische status in het kader van het Besluit bodemkwaliteit. De LAC2006-waarden zelf hebben geen juridische status.

7.2 Onderbouwing LAC2006-waarden

7.2.1 Algemeen

In Römken e.a. (2007) wordt de wetenschappelijke onderbouwing van de LAC2006-waarden toegelicht. In voorliggend rapport wordt ingegaan op de in NOBO gemaakte keuzes, die liggen op het raakvlak van wetenschap en beleid. Voor meer details wordt verwezen naar het genoemde Alterra-rapport. In bijlage 7 zijn de uiteindelijk bepaalde LAC2006-waarden opgenomen. Hierbij is aangegeven wat bepalend is geweest voor de invulling ervan.

De LAC2006-waarden richten zich op de (chemische) kwaliteit van gewassen (voor menselijke consumptie of voor veevoer) en van dierlijke producten (melk, vlees, eieren, organen) en op plant- en diergezondheid. Dieren worden blootgesteld via veevoedergewassen en via directe inname van grond. Figuur 7.1 geeft een overzicht van de beschermingsdoelen.



7.2.2 Keuze tussen verschillende criteria die de LAC2006-waarde onderbouwen

Er zijn vier criteria die de basis vormen voor de LAC2006-waarden:

- overschrijding van Warenwetnormen;
- overschrijding van veevoedernormen;
- meer dan 10% opbrengstdaling door fytotoxiciteit;
- ongewenste effecten op diergezondheid.

Als op basis van verschillende criteria LAC2006-waarden konden worden onderbouwd (bijvoorbeeld overschrijding veevoedernorm en effecten op diergezondheid) dan bepaalt in principe het strengste criterium de hoogte van de uiteindelijke LAC2006-waarde. Bij de uiteindelijke keuze wegen echter de wettelijke criteria (overschrijding Warenwet- en veevoedernormen) zwaarder dan de andere criteria (diergezondheid en opbrengstdaling), omdat de eerstgenoemde criteria juridisch zijn vastgelegd en omdat de hierop gebaseerde LAC2006-waarden meestal beter zijn onderbouwd. De resultaten tonen bovendien aan dat de LAC2006-waarden afgeleid van Warenwet- of veevoedernormen strenger zijn, dan die gebaseerd op diergezondheid en opbrengstdaling. Hierbij moet worden opgemerkt dat er slechts voor een beperkt aantal verontreinigende stoffen en producten Warenwet- of veevoedernormen zijn vastgesteld. Voor de overige combinaties van metalen en landgebruik zijn daarom alleen diergezondheid en opbrengstdaling door fytotoxiciteit een criterium om de LAC2006-waarden op te baseren.

7.2.3 De beschikbare gegevens

Bij het afleiden van de LAC2006-waarden bleek dat de beschikbare gegevens vaak verouderd zijn (begin jaren tachtig). Dit is relevant omdat de afgelopen decennia de luchtkwaliteit is verbeterd met name voor lood en cadmium, waardoor de directe depositie op gewassen vanuit de lucht is afgenomen. Dit laatste betekent dat de beschikbare gegevens de huidige concentraties in gewassen waarschijnlijk overschatten. Hierop gebaseerde LAC2006-waarden zijn dus waarschijnlijk eerder te streng dan te soepel. Er zijn wel recentere meetgegevens, maar die komen vaak uit lokaal onderzoek en zijn daarom onvoldoende om landelijk geldende waarden uit af te kunnen leiden.

Voor een aantal metalen en voor organische verbindingen bleken de gegevens te beperkt om een voldoende betrouwbare LAC2006-waarde te kunnen onderbouwen. De opname van organische verbindingen in gewassen is over het algemeen erg gering. In NOBO is besloten om in die gevallen de LAC-sigitaalwaarden uit 1991 te handhaven als invulling voor de LAC2006-waarden. De LAC2006-waarden voor chroom gelden voor chroom III. Chroom VI komt niet voor in diffuus verontreinigde gebieden.

7.2.4 Afkappen op Achtergrondwaarde en Interventiewaarde

Omdat voor het omgaan met de bestaande kwaliteit van landbodems de Achtergrondwaarden dienen als grens voor vrij verzet van grond en bagger, zijn afgeleide LAC2006-waarden die hier beneden uitkomen, vastgesteld op de Achtergrondwaarde. Hierbij wordt voor de Achtergrondwaarden ook de gebruikelijke bodemtypecorrectie toegepast, zodat de grens voor vrij grond- en baggerverzet altijd hetzelfde is.

De Interventiewaarden droge bodem dienen als een soort bovengrens in het systeem voor het grondverzet. Daarom zijn de Interventiewaarden droge bodem gehanteerd als afkapgrens aan de bovenkant voor de LAC2006-waarden. Bovendien zijn afgeleide LAC2006-waarden die boven de Interventiewaarden droge bodem uitkomen, meestal niet erg betrouwbaar. Ook voor de Interventiewaarden wordt de gebruikelijke bodemtypecorrectie toegepast.

7.2.5 De relatie tussen bodemgehalte en plantgehalte voor metalen

Om LAC2006-waarden voor metalen in te vullen, is gekeken naar de relatie tussen het gehalte in de plant en het gehalte in de bodem in landbouwsituaties. Voor een aantal metalen kan een voldoende betrouwbare bodem-plant-relatie worden afgeleid. Een dergelijke relatie is een formule die het metaalgehalte in de plant voorspelt, op basis van het metaalgehalte in de bodem en de bodemeigenschappen pH, organische stofgehalte en lutumgehalte. Dergelijke formules zijn metaal- en gewasspecifiek. In NOBO is gekozen voor de P50 van het bodemgehalte dat met een dergelijke formule wordt berekend. Een keuze voor een P80 of P90/95 biedt meer zekerheid (de kans dat de gewasnorm bij het betreffende bodemgehalte wordt overschreden wordt kleiner), maar omdat de betrouwbaarheidsintervallen van de relatie meestal groot zijn, komen de berekende 80-, 90- en 95-percentielwaarden voor het bodemgehalte vaak beneden de Achtergrondwaarden uit. Dergelijke LAC2006-waarden hebben dan praktisch geen betekenis meer, omdat de Achtergrondwaarden al door NOBO als generiek beschermingsniveau voor de bodemfunctie Landbouw zijn gekozen.

Voor het berekenen van gewasconcentraties in het model CSOIL wordt voor een deel gebruik gemaakt van bioconcentratiefactoren (BCF). Dit zijn sterk vereenvoudigde, fysisch-chemische bodem-plant-relaties, die zijn afgeleid met het oog op het concentratietraject in de bodem rond de Interventiewaarden. Voor het beoordelen van de kwaliteit van gewassen uit (moes)tuinen blijft het werken met BCF gehandhaafd, omdat er voor de relatie tussen de bodemconcentratie van een stof en de opname van die stof in een onbekend mengsel aan gewassen geen beter model voorhanden is.

Waarden voor landbouwriscico's richten zich veelal op een lager concentratietraject in de bodem en specifiek op landbouwgewassen. Daarom zijn de BCF uit CSOIL niet direct toepasbaar voor het afleiden van LAC2006-waarden in tegenstelling tot specifieke bodem-plant-relaties die zijn gebaseerd op meetgegevens in landbouwbedrijven. Uit de beschikbare meetgegevens blijkt echter dat er voor een aantal metalen (onder andere kwik, arseen, nikkel, chroom) voor landbouwsituaties geen verband is te leggen tussen het bodemgehalte en het plantgehalte. Het gebruik van een BCF is in die gevallen geen reële optie, omdat daarmee wel een relatie tussen bodemgehalte en plantgehalte wordt gesuggereerd. Daarom is in NOBO afgesproken om voor landbouwsituaties indien mogelijk te werken met bodem-plant-relaties en niet met BCF. Als er geen geschikte bodem-plant-relatie is, is gekeken of de gegevens in de beschikbare dataset bruikbaar zijn om de LAC2006-waarde op te baseren. Als in de beschikbare dataset de gewasnorm niet wordt overschreden, wordt de hoogste bodemconcentratie in de dataset aangeduid als LAC2006-waarde, met een '>'-teken ervoor. Het is onwaarschijnlijk dat bij concentraties in de bodem lager dan deze LAC2006-waarde, overschrijding van de gewasnorm optreedt.

Als er geen geschikte bodem-plant-relatie is, is voor de berekening van de blootstelling van dieren uitgegaan van een mediaan plantgehalte. Afhankelijk van de gegevens in de dataset is één mediaan plantgehalte gebruikt, of, indien de dataset groot genoeg is, drie verschillende voor zand, klei en veen. De spreiding in het plantgehalte is meestal niet al te groot. De blootstelling van dieren is voor de blootstelling via het voer gebaseerd op het mediane plantgehalte en voor de blootstelling via de inname van grond op de daadwerkelijke concentratie in de begraasde bodem.

7.2.6 Indeling in landgebruik en bodemtype

Omdat het bodemtype vaak relevant is voor de invloed van de bodemconcentratie op de plantconcentratie, is voor de LAC2006-waarden gekozen voor een indeling in zand, klei en veen. Hieraan zijn de volgende bodemeigenschappen gekoppeld:

- zand: 3% organische stof, 3% lutum en een pH-KCl van 5,5;
- klei: 3% organische stof, 25% lutum en een pH-KCl van 6,5;
- veen: 30% organische stof, 15% lutum en een pH-KCl van 6,0.

De hier aangegeven pH is de pH-KCl. De meetwaarden waarop de voor de LAC2006-waarden gebruikte bodem-plant-relaties zijn gebaseerd, omvatten gemeten pH-KCl waarden.

In NOBO is afgesproken de pH-CaCl₂ als standaard meetmethode te hanteren. Zo nodig kan deze (of de pH-H₂O) worden omgerekend naar een pH-KCl (zie paragraaf 2.7).

Omdat het bodemgebruik op een landbouwperceel van jaar tot jaar kan variëren is gekozen voor een indeling in landgebruik in plaats van een waarde per gewas. De vormen van landgebruik zijn akkerbouw, akkerbouw voor veevoer, groente, beweide grasland, fruit en sierteelt. Dit is conform de indeling voor de LAC-signalwaarden uit 1991.

Voor de onderbouwing van Lokale Maximale Waarden kan worden aangesloten bij het bodemtype dat het best bij het betreffende gebied past en het type landgebruik. Indien gewenst kunnen in de Risicotoolbox ook specifieke berekeningen worden uitgevoerd met het daadwerkelijke organisch stofgehalte, lutumgehalte en de pH van het betreffende gebied. Deze berekeningen kunnen alleen worden uitgevoerd voor die metalen en gewassen waarvoor geschikte bodem-plant-relaties beschikbaar zijn. De Risicotoolbox vraagt om een pH-CaCl₂ en ondersteunt het eventueel omrekenen van een op een andere manier gemeten pH.

8 Normen voor waterbodems

8.1 Nieuwe normen voor waterbodems

Met de inwerkingtreding van het Besluit en de Regeling bodemkwaliteit verandert de normstelling voor waterbodems. De indeling in de klassen 0 tot en met 4 verdwijnt. Er is een nieuwe grens getrokken voor het verspreiden van baggerspecie over aangrenzende percelen. Voor het toepassen van bodemmateriaal op de bodem onder oppervlaktewater zijn eveneens nieuwe grenzen getrokken: de Maximale Waarden kwaliteitsklasse A (die tevens gelden als Maximale Waarden voor verspreiden van baggerspecie in zoet oppervlaktewater) en de Maximale Waarden kwaliteitsklasse B (die gelijk zijn aan de Interventiewaarden waterbodems). Hiernaast zijn er nog Maximale waarden voor het verspreiden van baggerspecie in zout oppervlaktewater.

In de vier navolgende paragrafen wordt kort ingegaan op de onderbouwing van de genoemde nieuwe waterbodemnormen en de in NOBO hierover gevoerde discussies. In een rapport van RWS-RIZA/RIVM (Osté en Wintersen, 2007) wordt uitgebreid ingegaan op de technische onderbouwing en de beleidsmatige argumentatie voor de genoemde normen. In bijlage 8 is een overzicht te vinden van alle genoemde normen die betrekking hebben op waterbodems. In de toelichting bij de Regeling bodemkwaliteit en in de Handreiking Besluit bodemkwaliteit (SenterNovem/Bodem+, 2007) is meer informatie te vinden over de rol van de genoemde normen.

Opgemerkt wordt dat er beleidsmatig voor is gekozen om ook voor waterbodems de Achtergrondwaarden als 'altijd-grens' te hanteren voor vrij grond- en baggerverzet. Hierdoor geldt voor grond en bagger dezelfde ondergrens als het gaat om vrije toepasbaarheid of vrije verspreidbaarheid.

8.2 Maximale Waarden verspreiden van baggerspecie over aangrenzend perceel

8.2.1 Uitgangspunten en gekozen beoordelingsmethode (ms-PAF)

De gehanteerde uitgangspunten voor de onderbouwing van de Maximale Waarden voor het verspreiden van baggerspecie over het aangrenzend perceel zijn:

- de grens moet meer op risico's zijn gebaseerd dan de in het verleden gehanteerde grens (de Toetsingswaarde; de grens tussen Klasse 2 en 3);

- er moet tenminste evenveel baggerspecie kunnen worden verspreid over aangrenzende percelen als in het verleden (dit is een kabinetsstandpunt);
- er hoeft niet te worden gemeten in de ontvangende bodem.

Er is voor gekozen om rekening te houden met afbraak van stoffen als minerale olie en PAK's, die optreedt als bagger, die komt vanuit anaerobe omstandigheden, wordt toegepast in een aerobe situatie. Voor PAK's is verondersteld dat er effectief 20% afbreekt na verspreiding op land.

Voor de beoordeling van de risico's voor het ecosysteem is gekozen voor het toepassen van de ms-PAF-methode (zie paragraaf 3.7.2). Er wordt hierdoor rekening gehouden met het aanwezige mengsel van stoffen (ms = meer stoffen). Als meerdere stoffen in verhoogde concentraties voorkomen, veroorzaakt dit een grotere PAF (= Potentieel Aangetaste Fractie), dan de PAF per individuele stof. Hiernaast zijn de volgende keuzes gemaakt:

- er wordt gebruik gemaakt van een omrekening naar de concentratie in bodemvocht waarbij de pH een rol speelt (zie paragraaf 3.5.3). Voor de generieke normstelling is gekozen voor het hanteren van een vaste pH van 5,5. De pH van waterbodems is ongeveer 7,0, maar eenmaal op de kant, zal de pH van de droge bodem meestal bepalend zijn. Op basis van een landelijke pH-kaart, bleken de lage pH's (< 4,5) voornamelijk in natuurgebieden voor te komen. Daar wordt meestal anders omgegaan met baggeren en geldt niet altijd de ontvangstplicht. Op agrarische percelen is een pH van 5,5 doorgaans een ondergrens. De gekozen waarde is dus een relatief veilige aanname;
- de gebruikte transferfuncties voor de omrekening van totaalconcentraties in bagger naar concentraties in poriënwater gelden voor landbodems;
- er wordt een correctie toegepast voor DOC (dissolved organic carbon), omdat DOC-gebonden metalen minder effect veroorzaken dan vrije metalen. Het niet meenemen van dit mechanisme zou leiden tot een overschatting van risico's;
- er wordt vanwege de omrekening naar bodemvocht gewerkt met de soortengevoeligheidsdata voor aquatische organismen (in tegenstelling tot de Interventiewaarden bodem, waarvoor in principe soortengevoeligheidsdata voor bodemorganismen en bodemprocessen worden gebruikt, zie ook paragraaf 3.5.3).

Binnen NOBO is er steun voor bepaalde keuzes (bijvoorbeeld het rekening houden met combinatietoxiciteit), maar er zijn ook kritische opmerkingen gemaakt (bijvoorbeeld of de gebruikte aquatische toxiciteitsgegevens voldoende overeen komen met terrestrische toxiciteitsgegevens). Binnen het ministerie van V&W is de mening dat de beoordeling op basis van de ms-PAF-methode beter onderscheid maakt tussen bagger met een betere en een minder goede kwaliteit dan de beoordeling op basis van totaalgehalten per stof. Bovendien sluit dit beter aan bij de gemaakte keuzes voor het Saneringscriterium voor waterbodems (V&W, 2007).

De op de bovenbeschreven manier te beoordelen stoffen zijn vastgelegd in de Regeling bodemkwaliteit. Deze zijn aangeven in bijlage 8. Indien stoffen niet worden gemeten wordt 0,7 * de bepalingsgrens als waarde aangenomen.

8.2.2 Grens voor de ms-PAF en voor de overige stoffen

Op basis van het gehanteerde uitgangspunt voor de verspreidbaarheid over aangrenzende percelen (geen afname) is de grens voor de ms-PAF bepaald. De grens is gelegd bij die waarden van de ms-PAF voor metalen respectievelijk organische stoffen, waarbij de hoeveelheid verspreidbare partijen gelijk blijft. Dit kon na rangordering van de ms-PAF-waarden van alle partijen in de werkvoorraad en het aflezen van de desbetreffende ms-PAF bij hetzelfde aantal partijen als voorheen. De volgende grenzen zijn vastgesteld:

- voor metalen een ms-PAF van 50%;
- voor organische verbindingen een ms-PAF van 20%.

Voor minerale olie kan de bovenbeschreven methode niet worden toegepast (er bestaan geen NOEC's voor het totale mengsel dat 'minerale olie' heet). Alleen voor deze bodemnorm overstappen op een beoordeling per oliefractie, zonder zicht op de consequenties hiervan, was ook geen optie. Daarom wordt hiervoor de bestaande Toetsingswaarde van 3.000 mg/kg d.s. gehandhaafd.

Stoffen die niet in het standaard stoffenpakket zitten, zouden niet in verhoogde concentraties voor moeten komen in landelijk gebied. Voor deze stoffen wordt getoetst aan de Achtergrondwaarde.

Voor barium, kobalt en molybdeen geldt dat deze stoffen wel in het standaard stoffenpakket zijn opgenomen. Deze stoffen zouden daarom ook moeten worden meegenomen in de ms-PAF-berekening. De hoeveelheid thans beschikbare meetgegevens van de concentraties van deze stoffen in waterbodems is echter te beperkt om de consequenties van het meenemen van deze stoffen in de ms-PAF voor de verspreidbare hoeveelheid bagger te kunnen beoordelen. Daarom kan de gestelde grens voor de ms-PAF hier niet op worden aangepast. Om dit probleem op te lossen is ervoor

gekozen de concentraties aan barium, kobalt en molybdeen in eventueel te verspreiden bagger voornamelijk te toetsen aan vaste Maximale Waarden voor het verspreiden van bagger over het aangrenzende perceel. Deze (tijdelijke) waarden zijn ingevuld op basis van de P95 van de (begin 2007) wel beschikbare meetgegevens in regionale wateren. Hierbij moet worden opgemerkt dat de beschikbare meetgegevens van barium, kobalt en molybdeen niet als representatief kunnen worden beschouwd. Dit kan in de toekomst nog leiden tot aanpassingen in verband met onverwachte consequenties. Het uiteindelijk doel is barium, kobalt en molybdeen op te nemen in de ms-PAF-berekening, maar dat is pas mogelijk als er voldoende meetgegevens beschikbaar zijn om de consequenties hiervan voor de grens van de ms-PAF in beeld te brengen.

8.2.3 Beoordeling risico's voor doorvergiftiging, voor de mens en voor de landbouwproductie

Er is apart getoetst of de op deze wijze berekende risicogrenzen voor ecologische risico's afdoende bescherming bieden voor doorvergiftiging (met het model OMEGA).

Voor de beoordeling van de humane risico's is getoetst of de berekende ecologische risicogrenzen voldoende bescherming bieden voor de mens. Hiertoe zijn berekeningen uitgevoerd met het model CSOIL uitgaande van het blootstellingsscenario 'wonen met moestuin' (zie paragraaf 6.2.2). Dit is een worst-case scenario. Het gehanteerde humane beschermingsniveau is hetzelfde als voor de Maximale Waarden:

- voor stoffen met een drempelwaarde: MTR-humaan en rekening houdend met blootstelling uit andere bronnen (voedsel, lucht; de zogenaamde achtergrondblootstelling) tot een maximum van 50%;
- voor stoffen zonder drempelwaarde: risiconiveau van 10^{-8} per jaar (VR-humaan).

Alleen voor lood kunnen mogelijk humane risico's ontstaan. Omdat de discussies rondom de normstelling voor lood nog voortduren, wordt voorlopig geen aanvullende norm voor lood voorgesteld.

Ook voor de landbouwrisico's is beoordeeld of de berekende ecologische risicogrenzen voldoende bescherming bieden. Voor de beoordeling van de landbouwrisico's is voor een beperkt aantal gewassen (sla, biet, aardappel) en landbouwdieren (koe, schaap) berekend wanneer een met cadmium, zink of lood verontreinigde bodem risico's kan veroorzaken voor de landbouwproductie. Toetsing vindt plaats door de berekende opname in producten te toetsen aan de kritische productconcentraties uit de Warenwet en aan de veevoedernormen. Doordat het ontwikkelen van de LAC2006-waarden gelijktijdig gebeurde met het ontwikkelen van de nieuwe waterbodemnormen, kon nog geen

gebruik worden gemaakt van de volledige resultaten van het project rond de LAC2006-waarden.

Voor cadmium bleken de berekende ecologische risicogrenzen niet afdoende om te beschermen tegen doorvergiftiging en landbouwriscio's. Daarom is ervoor gekozen voor deze stof de bestaande Toetsingswaarde van 7,5 mg/kg d.s. als aanvullende bovengrens te hanteren. Deze waarde ligt boven de LAC2006-waarde, maar hier is toch voor gekozen, omdat het bij het verspreiden over aangrenzende percelen gaat om het opbrengen van een dunne laag die wordt vermengd met de onderliggende bodem en omdat het om gebiedseigen materiaal gaat.

Voor barium, kobalt en molybdeen geldt dat de vaste Maximale Waarden voor het verspreiden van bagger over het aangrenzende perceel ruim beneden de Maximale Waarden Wonen voor de genoemde stoffen liggen. Op basis hiervan is de mens voldoende beschermd.

8.3 Interventiewaarden waterbodem en Maximale Waarden kwaliteitsklasse B

Door het RIVM zijn in het project 'Evaluatie Interventiewaarden' (2001) aparte voorstellen gedaan voor Interventiewaarden voor (nat) sediment. Deze zijn over het algemeen voor metalen veel ruimer dan de Interventiewaarden droge bodem en voor organische stoffen iets strenger. Daarbij is aangegeven dat de hoge waarden voor metalen onzeker zijn en dat moet worden betwijfeld of hieronder geen risico's optreden. Ook de TCB staat kritisch tegenover met name de hoge waarden voor metalen (TCB, 2002). Daarom is beleidsmatig door het ministerie van V&W besloten de voorgestelde Interventiewaarden voor (nat) sediment niet over te nemen. Daarbij komt dat waterbodems over enkele jaren onder het regime van de Waterwet zullen vallen, waarbij niet zeker is dat Interventiewaarden in de huidige vorm blijven bestaan.

Beleidsmatig is gekozen voor het handhaven van de bestaande Interventiewaarden grond/sediment (VROM, 2000) als Interventiewaarden waterbodem. Een belangrijk beleidsmatig argument hierbij is dat hiermee de anno 2007 geïnventariseerde gegevens over waterbodems met gehalten boven en beneden de Interventiewaarden niet (te veel) wijzigen. Alleen voor enkele metalen is hierop een uitzondering gemaakt. Hiervoor is gekozen omdat het voor een aantal metalen vaak voorkomt dat wel de Interventiewaarden worden overschreden, maar dat ingrijpen toch niet nodig blijkt te zijn.

Als beleidsmatige uitgangspunt is ervoor gekozen dat de Interventiewaarden waterbodem voor metalen onderscheid moeten maken tussen diffuus verontreinigde gebieden en puntbronnen. Als maatstaf voor de diffuus verontreinigde gebieden zijn de P95-waarden van de gestandaardiseerde klasse 3 & 4 monsters in het rivierengebied (Maas en Rijn) gebruikt. Indien deze P95-waarde hoger is dan de bestaande Interventiewaarde grond/sediment, dan wordt deze P95-waarde de Interventiewaarde waterbodem. Dit bleek te gelden voor arseen, cadmium, lood en zink. Voor deze stoffen wordt dus een hoger risiconiveau geaccepteerd, dan in het verleden is toegepast. Er is gecontroleerd of deze P95-waarden niet hoger zijn dan de door het RIVM in 2001 voorgestelde Interventiewaarden voor (nat) sediment, maar dat bleek niet het geval te zijn. Voor de andere metalen en voor de (an)organische stoffen zijn de bestaande Interventiewaarden grond/sediment gehandhaafd als Interventiewaarde waterbodem. Dit betekent voor een aantal organische stoffen dat er voor landbodems Interventiewaarden zijn per individuele stof, terwijl er voor waterbodems wordt gewerkt met een somnorm voor een stofgroep.

Een meer wetenschappelijk argument om niet mee te gaan met de wijziging van de Interventiewaarden voor landbodems, is dat deze niet beter aansluiten bij aquatische ecologische risico's dan de bestaande Interventiewaarden. Bij de evaluatie van de Interventiewaarden in 2001 is gezocht naar extra terrestrische toxiciteitsgegevens om de Interventiewaarden op te kunnen baseren. Als deze beschikbaar waren, hadden deze de voorkeur, boven het omrekenen vanuit aquatische toxiciteitsgegevens.

Net als voor landbodems (zie paragraaf 5.7.15) is besloten om de Indicatieve niveaus voor ernstige bodemverontreiniging niet vast te stellen als Interventiewaarde waterbodem.

Tot slot zijn voor enkele stoffen specifieke keuzes gemaakt voor de invulling van de Interventiewaarden waterbodem:

- vanwege het ontbreken van een geschikte meetmethode zijn er geen Interventiewaarden waterbodem voor dihydroxybenzenen (catechol, resorcinol en hydrochinon) en voor maneb (zie paragraaf 5.7.1);
- voor cyanide-complex is besloten om net als voor landbodems het onderscheid in de normwaarden voor de Interventiewaarden op basis van de pH te laten vervallen en is de laagste (strengste) norm gehandhaafd (zie paragraaf 5.7.5);
- voor asbest is de Interventiewaarde uit 2004 (zie paragraaf 5.7.11) overgenomen als Interventiewaarde waterbodem;
- voor MTBE was er een Indicatief niveau voor ernstige bodemverontreiniging (zie paragraaf 5.7.15). Omdat dit zou vervallen, is besloten de Interventiewaarde waterbodem vast te stellen op dezelfde waarde als die door NOBO voor landbodems is voorgesteld (zie paragraaf

5.7.13). Vervolgens is voor landbodems buiten NOBO een discussie ontstaan over het al dan niet vaststellen van een Interventiewaarde voor MTBE, die op dit moment nog niet is afgerond. Het voorlopige besluit is dat er nu geen Interventiewaarde komt voor MTBE voor droge bodems. Als vervolg hierop is besloten de Interventiewaarde waterbodem voor MTBE ook te laten vervallen;

- voor pentachloorfenol was er in de Circulaire Streef- en Interventiewaarden (VROM, 2000) geen Interventiewaarde opgenomen, maar wel in de gewijzigde versie van bijlage A van de 4^e Nota Waterhuishouding (V&W, 2000). Besloten is deze Interventiewaarde voor pentachloorfenol te handhaven als Interventiewaarde waterbodem;
- voor dioxinen is in eerste instantie besloten het Indicatieve niveau voor ernstige bodemverontreiniging vast te stellen als Interventiewaarde waterbodem. Dit is zo in december 2007 vastgelegd in de Regeling bodemkwaliteit. Later is besloten deze Interventiewaarde waterbodem voor dioxine toch te laten vervallen, omdat het Indicatieve niveau voor ernstige bodemverontreiniging een onvoldoende basis is voor een Interventiewaarde. Deze wijziging is in juli 2008 in de Regeling bodemkwaliteit doorgevoerd;
- voor acrylonitril en formaldehyde ligt het Indicatieve niveau voor ernstige bodemverontreiniging onder de bepalingsgrens (intralaboratorium reproduceerbaarheid). Voor deze stoffen is in eerste instantie besloten een Interventiewaarde waterbodem vast te stellen ter hoogte van de bepalingsgrens. Dit is zo in december 2007 vastgelegd in de Regeling bodemkwaliteit. Later is besloten de Interventiewaarden waterbodem voor acrylonitril en formaldehyde te laten vervallen, omdat er voor deze stoffen Indicatieve niveaus voor ernstige bodemverontreiniging waren en geen Interventiewaarden. Deze wijziging is in juli 2008 in de Regeling bodemkwaliteit doorgevoerd;
- voor tin en vanadium is geen Interventiewaarde waterbodem vastgesteld op basis van de beschikbare Indicatieve niveaus voor ernstige bodemverontreiniging. De wel voor deze stoffen vastgestelde Maximale Waarde Industrie voorkomt dat grond met hoge concentraties aan deze stoffen wordt toegepast in waterbodems.

De Interventiewaarden waterbodem fungeren tevens als bovengrens van de waterbodemkwaliteitsklasse B.

8.4 Maximale waarden voor verspreiden baggerspecie in zoet oppervlaktewater en Maximale waarden voor kwaliteitsklasse A

Voor de invulling van de Maximale waarden voor verspreiden van baggerspecie in zoet oppervlaktewater is gekozen voor de P95-waarde van het herverontreinigingsniveau (HVN) van de Rijntakken over de periode 1996-2005. Deze keuze is gemaakt omdat verspreiden in zoet water thans voornamelijk in het Rijngebied wordt uitgevoerd.

Voor de volgende stoffen is hiervan afgeweken:

- voor de som drins en γ -HCH bleek het HVN Rijntakken onder de Achtergrondwaarde te liggen. In die gevallen is de Achtergrondwaarde gehanteerd voor de invulling van de Maximale waarde voor verspreiden baggerspecie in zoet oppervlaktewater;
- voor hexachloorbutadien was geen HVN Rijntakken beschikbaar. Omdat dit een prioritaire stof is in de KRW is voor deze stof een waarde afgeleid op basis van KRW-normen;
- voor tributyltin (TBT) is er voor gekozen de bestaande normstelling voor verspreiden van baggerspecie in zout water ook door te voeren voor zoet water. TBT is een belangrijke aandachtsstof in het waterbeleid;
- voor asbest is eveneens geen HVN Rijntakken beschikbaar. Voor asbest de bestaande Interventiewaarde, die ook geldt als hergebruiksnorm, ingevuld (zie paragraaf 5.7.11).

De Maximale Waarde voor waterbodemkwaliteitsklasse A moest liggen op de grens tussen het huidige licht verontreinigde sediment en het oudere zwaarder verontreinigde sediment. Het ministerie van V&W vond de grens die is gebaseerd is op de HVN Rijntakken geschikt om dit onderscheid te maken. Hiermee ligt de grens tussen waterbodemkwaliteitsklasse A en waterbodemkwaliteitsklasse B op hetzelfde niveau als de Maximale Waarden voor verspreiden van baggerspecie in zoet oppervlaktewater.

8.5 Maximale waarden voor het verspreiden van baggerspecie in zout oppervlaktewater

Over de Maximale waarden voor het verspreiden van baggerspecie in zout oppervlaktewater zijn in NOBO geen discussies gevoerd. De bestaande normstelling is grotendeels gehandhaafd.

9 Standpunten locatiespecifieke risicobeoordeling

9.1 Leeswijzer

NOBO heeft zich niet structureel bezig gehouden met de locatiespecifieke risicobeoordeling. Voor landbodems was hier met name het project Saneringscriterium aan zet. De resultaten hiervan zijn vastgelegd in de Circulaire bodemsanering (VROM, 2006) en in de herziene versie hiervan (VROM, 2008). Voor waterbodems is in een apart traject binnen het ministerie van V&W de locatiespecifieke beoordeling voor waterbodems ontwikkeld en vastgelegd in de Circulaire sanering waterbodems (V&W, 2007). Voor uitleg over de systematiek van het beoordelen van de locatiespecifieke risico's voor land- en waterbodems wordt verwezen naar de genoemde circulaire.

In dit hoofdstuk worden de onderwerpen behandeld die betrekking hebben op de locatiespecifieke risicobeoordeling en die in NOBO aan de orde zijn geweest. Hiernaast is een aantal onderwerpen genoemd die van belang zijn voor de locatiespecifieke risicobeoordeling en die in de toekomst moeten worden behandeld. Deze onderwerpen zullen worden opgepakt binnen het project Saneringscriterium.

9.2 pH en cadmium

Zoals in paragraaf 6.10 is aangegeven is de opname van cadmium in consumptiegewassen regelmatig het doorslaggevend risico van deze stof en hiervoor is de pH een erg belangrijke factor. Door het RIVM en Alterra zijn goede relaties afgeleid tussen de hoogte van de pH en de opname van cadmium in gewassen (Swartjes e.a, 2007 en Römken e.a, 2007). NOBO vindt dat deze relaties moeten worden opgenomen in de Risicoolbox en in Sanscrit. Bij het gebruik van de pH als parameter om de risicobeoordeling op te baseren, moet rekening worden gehouden met het feit dat de pH geen vast gegeven is. Voor een gebied of een locatie moet dus duidelijk zijn welke fluctuatie in de pH op kan treden. De laagste waarde van de pH-range kan dan worden gekozen als invoergegeven voor de risicobeoordeling.

9.3 Lood

Zoals in paragraaf 5.7.4 is toegelicht is de Interventiewaarde voor lood in 1994 van 530 mg/kg d.s. gebaseerd op de meetwaarde in nieuw gevormd sediment. Deze keuze kon niet worden overgenomen voor de locatiespecifieke risicobeoordeling in SUS, die immers betrekking moest hebben op 'actuele' ecologische en humane risico's. In SUS is de destijds afgeleide ecologische 'ernstig-risico-grens' van

290 mg/kg d.s. als HC50-waarde opgenomen om de ecologische risico's gekoppeld aan de oppervlakte en het gebiedstype te beoordelen. Het zonder meer opnemen van de destijds afgeleide humane 'ernstig-risico-grens' van 301 mg/kg d.s. voor de situatie wonen met tuin in SUS zou leiden tot zeer veel 'zeer urgente' gevallen van bodemverontreiniging. Dit werd beleidsmatig onwenselijk geacht en sloot bovendien niet aan bij een Interventiewaarde van 530 mg/kg d.s.

Bij het afleiden van de humane 'ernstig-risico-grens' voor lood is specifiek rekening gehouden met de grotere gevoeligheid van kinderen voor lood. De berekening is gebaseerd op het niet overschrijden van het MTR-humaan door de gemiddelde blootstelling gedurende de kindperiode (0-6 jaar). In deze periode is de blootstelling aan bodemmateriaal via hand-mond-gedrag relatief groot. Om voor de situatie 'wonen met tuin' tot een minder strenge waarde te komen is destijds beleidsmatig besloten om voor lood ook de mogelijkheid te bieden uit te gaan van een levenslang gemiddelde blootstelling. Hiermee kwam het urgentiecriterium voor de situatie wonen met tuin uit op 1.450 mg/kg d.s. Voor 'kinderspeelplaatsen' werd in SUS een uitzondering gemaakt. Hier is de berekening in SUS wel gebaseerd op de gemiddelde blootstelling gedurende alleen de kindperiode en deze komt uit op 360 mg/kg d.s. (iets minder streng dan de bovengenoemde waarde van 301, omdat op kinderspeelplaatsen geen rekening hoeft te worden gehouden met gewasconsumptie). Deze beleidsmatige keuzes, die zijn gemaakt om het bodemverontreinigingsprobleem hanteerbaar te houden, zijn destijds niet duidelijk gecommuniceerd.

Zoals in paragraaf 5.7.4 is aangegeven kiest NOBO op dit moment voor het handhaven van de Interventiewaarde voor lood op 530 mg/kg d.s, maar nu gebaseerd op de humane 'ernstig-risico-grens' uitgaande van een relatieve humane biobeschikbaarheidsfactor van 0,74. Bij de berekening wordt uitgegaan van de gemiddelde blootstelling gedurende alleen de kindperiode en wordt in het standaardscenario 'wonen met tuin' rekening gehouden met spelende kinderen. Dat is meer in overeenstemming met de verwachtingen met betrekking tot de functie van een tuin bij woningen. Om misverstanden te voorkomen is bovendien de aanduiding 'kinderspeelplaats' vervangen door 'plaatsen waar kinderen spelen'. Een tuin bij een woning is een van zulke plaatsen.

De vroegere humane 'ernstig-risico-grens' was strenger, omdat destijds nog werd uitgegaan van een biobeschikbaarheidsfactor van 1 (zie paragraaf 3.3.2) en van een grotere

blootstelling via ingestie van grond (zie paragraaf 3.3.1). De gekozen humane biobeschikbaarheidsfactor van 0,74 geldt voor bodems met een organische stof gehalten kleiner dan 20%. Voor bodems met een organisch stofgehalte hoger dan 20% (veen) zou, als op basis van dezelfde criteria een keuze wordt gemaakt, een humane biobeschikbaarheidsfactor gelden van 0,36 (Lijzen e.a, 2006).

Direct doorvoeren van de nieuwe beoordelingswijze (humane 'ernstig-risico-grens' van 530 mg/kg d.s.) in het Saneringscriterium zou (voor bodems met een organisch stof gehalte kleiner dan 20%) betekenen dat in de situatie 'wonen met tuin' overschrijding van de Interventiewaarde voor lood bij een berekening in stap 2 direct leidt tot onaanvaardbare risico's. Dan is spoedige sanering noodzakelijk, dan wel verder onderzoek in stap 3. Door het meten van de orale relatieve biobeschikbaarheidsfactor in stap 3 van het Saneringscriterium kan locatiespecifiek worden aangetoond of de risico's toch aanvaardbaar zijn, omdat de relatieve humane biobeschikbaarheidsfactor in de betreffende situatie lager is dan 0,74. Voor bodems met een hoger organisch stofgehalte dan 20% kan op basis van het onderzoek van het RIVM (Lijzen e.a, 2006) al een lagere biobeschikbaarheidsfactor worden gehanteerd.

Zoals in paragraaf 3.3 is beschreven loopt er momenteel een onderzoek naar de humane biobeschikbaarheid van lood in steden en dorpen. De resultaten van dit onderzoek worden in het najaar van 2008 verwacht. In dit onderzoek wordt definitief bepaald welke meetmethode(n) geschikt is/zijn voor de invulling van stap 3 van het Saneringscriterium. Er is al wel een richtlijn van RIVM voor het bepalen van de orale biobeschikbaarheid van lood in de bodem (Hagens e.a, 2007). In het genoemde humane biobeschikbaarheidsonderzoek wordt bekeken of het mogelijk is zonder het meten van de locatiespecifieke relatieve biobeschikbaarheidsfactor uitspraken te doen over de hoogte van deze factor, afhankelijk van de oorzaak van de bodemverontreiniging met lood. Met name voor de zogenaamde historische loodverontreinigingen in oude stedelijke ophooglagen wordt gestreefd naar het onderbouwen van een generiek voor deze situaties toe te passen factor. Als dit lukt, kan dit in de standaard berekening van de risico's in stap 2 van het Saneringscriterium worden ingebouwd voor ophooglagen in stedelijke gebieden. Als deze factor duidelijk lager is dan 0,74 zal het uitvoeren van stap 3 van het Saneringscriterium vaak niet nodig zijn.

Het vooruitlopend op de onderzoeksresultaten doorvoeren van de nieuwe beoordelingswijze voor lood (gebaseerd op de gemiddelde blootstelling gedurende alleen de kindperiode) zou leiden tot een moeilijk te hanteren situatie, omdat in veel oude binnensteden loodconcentraties boven de Interventiewaarde in de bodem voorkomen. De resultaten van het Rotterdamse onderzoek (Peeters, 2006)

(dalende loodbloedgehalten) geven ook geen aanleiding om situaties met loodconcentraties in de bodem boven de Interventiewaarden in stedelijke woongebieden nu onmiddellijk te laten vallen in de categorie van de spoedige saneringen. Daarom is het doorvoeren van de nieuwe beoordelingswijze in het Saneringscriterium uitgesteld tot de resultaten van het genoemde humane biobeschikbaarheidsonderzoek bekend zijn.

9.4 Risico's voor landbouwproducten en vee en het Saneringscriterium

In NOBO is een beleidsmatige discussie gevoerd over risico's voor landbouwproducten en vee en het Saneringscriterium. Het Saneringscriterium is gekoppeld aan milieurisico's (humane, ecologische en verspreidingsrisico's). De functie landbouw is een functie waaraan binnen het Saneringscriterium aandacht wordt besteed, in die zin dat wordt beoordeeld of er in de betreffende landbouwsituatie sprake is van onaanvaardbare humane, ecologische of verspreidingsrisico's. Op basis van de Wet bodembescherming leiden risico's voor landbouwproducten en vee niet tot een spoedeisende sanering. De Wet bodembescherming en de Warenwet moeten niet worden gemengd. Het bevoegd gezag mag wel besluiten om een geval van ernstige bodemverontreiniging waarbij alleen sprake is van risico's voor landbouwproducten en vee te saneren met Wbb-gelden (net als dat voor andere niet-spoedeisende gevallen van ernstige bodemverontreiniging mag). Het moet dan wel gaan om bodemsaneringsmaatregelen. Het compenseren van verliezen mag niet volgens EU-regelgeving. De producent is verantwoordelijk voor de kwaliteit van zijn product. Als er sprake is van overschrijding van Warenwetnormen en een geval van niet-ernstige bodemverontreiniging, dan kan dit probleem niet worden aangepakt op basis van de Wbb.

9.5 PAK

Voor PAK is binnen NOBO de conclusie getrokken dat voor de locatiespecifieke beoordeling het toepassen van de TU-benadering de voorkeur heeft, omdat je zo goed rekening kunt houden met het aanwezige mengsel van stoffen dat op een bepaalde locatie aanwezig is. Dit moet dan echter wel sporen met de keuze voor de het handhaven van de 'oude' waarden voor de generieke normen voor PAK (10). Dit is niet verder binnen NOBO uitgewerkt.

9.6 Combinatietoxiciteit voor de mens

Voor de locatiespecifieke risicobeoordeling heeft het beoordelen van combinatietoxiciteit sterk de voorkeur (zie paragraaf 3.7.3). NOBO beveelt aan in een nieuwe versie van Sanscrit de beoordeling van combinatietoxiciteit voor de mens te baseren op de nieuwe inzichten van het RIVM (Baars, 2005), waarbij is afgestemd met het TCB-advies hierover (TCB, 2007). Dezelfde aanbeveling kan worden doorgetrokken naar SEDISOIL.

droge delen van de waterbodem (bijvoorbeeld uiterwaarden), waarbij getoetst wordt aan terrestrische toxiciteitsgegevens. Ten behoeve van de uitlegbaarheid van het totale systeem is afstemming met de beoordelingsmethode van landbodems wenselijk, waar de ms-PAF-methode niet op dezelfde manier wordt toegepast.

9.7 Combinatietoxiciteit voor het ecosysteem en TRIADE

Voor de beoordeling van de ecologische risico's voor landbodems heeft (in stap 3 in Sanscrit) het uitvoeren van de TRIADE de voorkeur van NOBO. De TRIADE is een methode waarbij de ecologische risico's worden beoordeeld op basis van drie sporen: chemische kwaliteitsgegevens van de bodem, toxiciteitsproeven (bio-assays) en veldinventarisaties. In 2007 is een handreiking voor het uitvoeren van een TRIADE verschenen (Mesman e.a., 2007).

Begin 2008 is besloten de ms-PAF-methode een plaats te geven in stap 2 in het Saneringscriterium voor het beoordelen van ecologische risico's. Omdat het gaat om onaanvaardbare ecologische risico's is gekozen voor het berekenen van de Toxische Druk (TD) op basis van EC₅₀'s (Effect Concentrations 50%) in plaats van NOEC's (No Observed Effect Concentrations). Het toetsen aan de TD komt in plaats van het toetsen aan de HC₅₀ en 10 x HC₅₀. Hierbij blijft het gebiedstype en de oppervlakte van de onbedekte bodemverontreiniging een rol spelen net als in de bestaande systematiek. Het beoordelingscriterium voor de TD is gebaseerd op de beleidsmatige keuze dat het aantal spoedeisende gevallen op basis van onaanvaardbare ecologische risico's ongeveer hetzelfde moet blijven. De overstap naar een beoordeling in stap 2 op basis van de TD, in plaats van de HC₅₀, is een verbetering, omdat het aanwezige mengsel aan stoffen de risico's voor het ecosysteem bepaalt, zodat een beoordeling van het mengsel beter is dan een beoordeling per stof.

Voor de TRIADE is het ook een logische keuze om in het chemische spoor te toetsen aan EC's (Effect Concentraties) in plaats van aan NOEC's. Deze optie moet nog verder worden uitgewerkt.

Voor waterbodems is er ook voor gekozen de ms-PAF-methode in te voeren voor de locatiespecifieke risicobeoordeling om te bepalen of het saneringscriterium wordt overschreden (V&W, 2007). Hierbij wordt het model OMEGA gebruikt. De keuze voor de ms-PAF-methode is doorgetrokken naar de

10 De toekomst van NOBO

10.1 Openstaande acties vanuit NOBO

Tijdens de gevoerde discussies in NOBO bleek regelmatig dat bepaalde onderwerpen om aandacht vroegen, maar nog even moesten worden doorgeschoven. Aan het eind van 2006 zijn alle onderwerpen die in NOBO aan de orde zouden moeten komen geïnventariseerd. Ook onderwerpen die een duidelijk raakvlak hebben met de activiteiten van NOBO zijn in beeld gebracht.

Uit deze inventarisatie bleek dat het werk van NOBO niet af is. Vanwege de implementatie van de EU-Grondwaterrichtlijn moesten op dat moment prioriteiten worden gesteld. De volgende deadlines zijn hierbij van belang. Uiterlijk 22 december 2008 moet Nederland Drempelwaarden voor grondwater vaststellen, in het kader van de EU-Grondwaterrichtlijn. VROM streeft ernaar dat begin 2008 Drempelwaarden zijn vastgesteld. De normstelling voor grondwater was een belangrijk aandachtspunt voor NOBO in 2007 en is dat in 2008. Dit betreft met name de invulling van de Drempelwaarden en de invulling van Prevent & Limit.

belasting van grondwater door het toepassen van grond en bagger);

- eventuele herziening Interventiewaarden voor grondwater;
- herziening van de normstelling voor een aantal stoffen (zoals minerale olie (mogelijke invoering beoordelen verschillende oliefracties), PAK's en PCB's (mogelijke invoering Toxic Unit benadering), organotinverbindingen (verbetering Achtergrondwaarden));
- humane orale biobeschikbaarheid van lood;
- biobeschikbaarheid in toekomstig bodembeleid.

10.2 Van NOBO naar NOBOWA

Begin 2007 is besloten om te streven naar een meer geïntegreerde besluitvorming voor de normstelling voor bodem, water en grondwater. De projectgroep NOBO is omgedoopt naar de werkgroep NOBOWA (Normstelling Bodem en Water). Dit om duidelijk te maken dat in het kader van NOBOWA ook wordt gekeken naar de afstemming met de normstelling voor water en grondwater. De agenda is daarom uitgebreid met onderwerpen vanuit normstellingsprojecten voor grondwater, in het kader van de EU-Kaderrichtlijn Water en de EU-Grondwaterrichtlijn. De normstelling voor oppervlaktewater valt tot dusverre buiten het werkveld van NOBOWA, omdat daar nog geen afstemmingspunten zijn gesignaleerd.

Het is de bedoeling dat NOBOWA in de periode van 2008 tot en met 2011 zorgt voor een aantal verbeteringen in het normenbouwhuis voor bodemnormen. Eventuele aanpassingen in de regelgeving (Besluit bodemkwaliteit) zullen pas na die periode worden doorgevoerd. Er is behoefte aan een periode van rust op het normstellingsfront. In deze periode is er ruimte om het benodigde onderzoek uit te voeren. Onderwerpen die in die periode worden bekeken zijn onder andere:

- mogelijke herziening van de bodemtypecorrectie;
- invoegen van de bescherming van het grondwater in de Maximale Waarden (op basis van onderzoek naar

11 Literatuur

- Baars, A.J, R.M.C. Theelen, P.J.C.M. Janssen, J.M. Hesse, M.E. van Apeldoorn, C.M. Meijerink, L. Verdam en M.J. Zeilmaker (2001), Re-evaluation of the human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM-rapport 711701025, maart 2001, RIVM, Bilthoven.
- Baars, A.J, Bakker M.I, Baumann R.A, Boon P.E, Freijer J.I, Hoogenboom L.A.P, Hoogerbrugge R, Klaveren J.D. van, Liem A.K.D, Traag W.A en De Vries J. (2004), Dioxins, dioxin-like PCBs and non-dioxin-like PCBs in foodstuffs: occurrence and dietary intake in The Netherlands, *Toxicol. Letters* 151: 51-61.
- Baars, A.J (2005), Exposure to combinations of substances, RIVM-notitie, 28 november 2005.
- Berg, R. van den, G.J.M. Bockting, G.H. Crommentuijn en P.J.C.M. Janssen (1994), Proposals for intervention values for soil clean-up: Second series of chemicals, RIVM-rapport 715810004, december 1994, RIVM, Bilthoven.
- Berg, van den, Martin, Linda S. Birnbaum, Michael Denison, Mike De Vito, William Farland, Mark Feeley, Heidelore Fiedler, Helen Hakansson, Annika Hanberg, Laurie Haws, Martin Rose, Stephen Safe, Dieter Schrenk, Chiharu Tohyama, Angelika Tritscher, Jouko Tuomisto, Mats Tysklind, Nigel Walker, and Richard E. (2006), *The 2005 World Health Organization Re-evaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds*, Toxicological Sciences, Oxford University Press.
- BEVER (1999), Van trechter naar zeef, Afwegingsproces saneringsdoelstelling, Sdu Uitgevers, Den Haag, ISBN 90 12 08843 7.
- Brand, E, P.F. Otte en J.P.A. Lijzen (2007), CSOIL 2000: an exposure model for human risk assessment of soil contamination, A model description, RIVM-rapport 711701054/2007, RIVM, Bilthoven.
- Dirven-Van Breemen, E.M, J.P.A. Lijzen, P.F. Otte, P.L.A. van Vlaardingen, J. Spijker, E.M.J. Verbruggen, F.A. Swartjes, J.E. Groenenberg en M. Rutgers (2007), Landelijke referentiewaarden ter onderbouwing van maximale waarden in het bodembeleid, RIVM-rapport 711701053, RIVM, Bilthoven.
- Dirven-Van Breemen en P.F. Otte (2008), Landelijke referentiewaarden voor ftalaten ter onderbouwing van maximale waarden in het bodembeleid, RIVM-notitie bij brief 027/08 LER EM/md, 29 januari 2008.
- Franken, R.O.G, A.J. Baars, G.H. Crommentuijn, P.F. Otte (1999), A proposal for revised Intervention Values for petroleum hydrocarbons ('minerale olie') on base of fractions of petroleum hydrocarbons, RIVM-rapport 601501012, RIVM, Bilthoven.
- Gezondheidsraad (2004), Risico van bodemverontreiniging voor de mens: bodemonderzoek, modellen en normen, augustus 2004, rapportnr. 2004/15.
- Hagens, W.I, A.J.A.M. Sips, J.P.A. Lijzen en A.G. Oomen (2007), Richtlijn: bepalen van de orale biobeschikbaarheid van lood in de bodem, RIVM-rapport 711701060/2007, RIVM, Bilthoven.
- Hutter, Jaap-Willem (2007), Olie profielen project, eindrapport, ALcontrol, VROM opdracht nummer 5050061006, 20 december 2007.
- INS (1997), Integrale Normstelling Stoffen, Milieukwaliteitsnormen bodem, water, lucht, december 1997, Interdepartementale Werkgroep Integrale Normstelling Stoffen.
- Jong de V., M.A.E. van de Berg, S.D.S. Poelloe, W. Broer (2004), AW2000 Eindrapport, juli 2004, Alcontrol Laboratories.
- Köster, H.W. (2001), Risk assessment of historical soil contamination with cyanides; origin, potential human exposure and evaluation of Intervention Values, RIVM-rapport 711701019, januari 2001, RIVM, Bilthoven.
- Kreule, P, R. van den Berg, M.F.W. Waitz en F.A. Swartjes (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-rapport 715810010, augustus 1995, RIVM, Bilthoven.
- Kreule, P. en F.A. Swartjes (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-rapport 711701005, maart 1998, RIVM, Bilthoven.
- LAC (1991), LAC-Signaalwaardenrapport, Landbouwadviscommissie milieukritische stoffen, werkgroep verontreinigde gronden, Den Haag, 1991.

- Lamé F.P.J., D.J. Brus en R.H. Nieuwenhuis (2007), Achtergrondwaarden 2000, Digitale rapportage, Hoofdrapport AW2000 fase 1, Bijlage rapport 1 AW2000: datasheets voor de geanalyseerde stoffen, Bijlage rapport 2 AW2000: diverse bijlagen, TNO-rapport 2007-U-R1051/A (TNO-rapport NITG 04-242-A, 7 januari 2005 is vervallen).
- Lamé F.P.J. en R.H. Nieuwenhuis (2007), Beleidsmatig vervolg AW2000, Voorstellen voor normwaarden op achtergrondniveau en de bijbehorende toetsingsregel, TNO-rapport 2007-U-R1052/A (TNO-rapport 2006-U-R0044/A, 3 april 2006 is vervallen).
- Lijzen, J.P.A., A.J. Baars, T. Crommentuijn, P.F. Otte, E. van de Plassche, M.G.J. Rikken, C.J.M. Rompelberg, A.J.A.M. Sips en F.A. Swartjes (1999), Herziening interventiewaarde lood, Evaluatie van de afleiding van de interventiewaarde grond/sediment en grondwater, RIVM-rapport 711701013, februari 1999, RIVM, Bilthoven.
- Lijzen, J.P.A., A.J. Baars, P.F. Otte, M.G.J. Rikken, F.A. Swartjes, E.M.J. Verbruggen en A.P. van Wezel (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-rapport 711701023, februari 2001, RIVM, Bilthoven.
- Lijzen, J.P.A., A.G. Oomen, A.J. Baars, F.A. Swartjes en P.F. Otte (2006), Risicogrenzen voor lood in de bodem; Consequenties van orale biobeschikbaarheid op generieke humane risico-beoordeling, briefrapport RIVM, juli 2006, RIVM, Bilthoven.
- Lijzen, J.P.A., P.F. Otte, J. Bakker, A.J. Baars, A.G. Oomen, F.A. Swartjes and E. Brand (2008), Site-specific human-toxicological risk assessment of soil contamination; overview and guidance for implementation, RIVM report 711701050/2008, RIVM, Bilthoven.
- Mesman, M, A.J. Schouten, M. Rutgers, E.M. Dirven-van Breemen (2007), Handreiking TRIADE: Locatiespecifiek ecologisch onderzoek in stap drie van het Saneringscriterium, RIVM-rapport 711701068/2007, RIVM, Bilthoven.
- Nieuwenhuis, R.H. en F.P.J. Lamé (2006a), Effecten van voorgestelde wijzigingen van normwaarden op de kwalificatie van grond, Werkdocument, TNO-rapport 2006-U-R0058/B, projectnummer 034.69157, versie 18 april 2006.
- Nieuwenhuis, R.H. en F.P.J. Lamé (2006b), Effecten van voorgestelde wijzigingen van normwaarden op de kwalificatie van grond, Werkdocument, TNO-rapport, projectnummer 034.69223, versie 29 september 2006.
- Oomen, A.G., E.F.A. Brandon, F.A. Swartjes en A.J.A.M. Sips (2006), How can information on oral bioavailability improve human health risk assessment for lead-contaminated soils? Implementation and scientific basis, RIVM-rapport 711701042/2006, RIVM, Bilthoven.
- Osté, L. en A. Wintersen (2007), Nieuwe normen voor waterbodems, Normen voor verspreiden en toepassen, RWS-RIZA in samenwerking met RIVM.
- Otte, P.F., J.P.A. Lijzen, J.G. Otte, F.A. Swartjes en C.W. Versluijs (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-rapport 711701021, maart 2001, RIVM, Bilthoven
- Otte, P.F. en A. Wintersen (2007), Sanscrit toets, De Handreiking, RIVM-briefrapport M/711701073/2007, RIVM, Bilthoven.
- Peeters, E.L. (2006), Kinderlood, Onderzoek naar de loodconcentraties in bloed van Rotterdamse kinderen anno 2005 en de invloed hierop van lood in de bodem, GGD Rotterdam en omstreken, april 2006.
- Posthuma, L, G.W. Suter en T.P. Traas (2002), Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology, Lewis Publishers, 2002, ISBN 1-56670-578-9.
- Posthuma, L, J. Lijzen, P.F. Otte, D. de Zwart, A. Wintersen, L. Osté, M. Beek, J. Harmsen en B.J. Groenenberg (2006), Beslissen over bagger op bodem, deel 3. Modelleren van risico's na verspreiding bagger, RIVM-rapport 711701046/2006, RIVM, Bilthoven.
- Römkens, P.F.A.M., J.E. Groenenberg, J. Bril en W. de Vries (2004), Derivation of partition equations to calculate heavy metal speciation and solubility in soils, ALTERRA report no. 305.
- Römkens, P.F.A.M., J.E. Groenenberg, R.P.J.J. Rietra en W. de Vries (2007), Onderbouwing LAC-2006 waarden en overzicht van bodem-plant relaties ten behoeve van de Risicotoolbox, Alterra-rapport 1442, Alterra, Wageningen.
- Rutgers, M, Ch. Mulder, A.J. Schouten, J.J. Bogte, A.M. Breure, J. Bloem, G.A.J.M. Jagers op Akkerhuis, J.H. Faber, N. van Eekeren, F.W. Smeding, H. Keidel, R.G.M. de Goede en L. Brussaard (2005), Typering van bodemecosystemen, Duurzaam bodemgebruik met referenties voor biologische bodemkwaliteit, RIVM-rapport 607604007/2005, RIVM, Bilthoven.

- SenterNovem/Bodem+ (2007), Handreiking Besluit bodemkwaliteit, december 2007.
- SenterNovem (2007), Ken uw (water)bodemkwaliteit, de risico's inzichtelijk', september 2007.
- Spijker, J, en P.L.A. van Vlaardingen (2007), Implicaties AW2000 in relatie tot risico's, RIVM-rapport 711701052, RIVM, Bilthoven.
- Spijker, J, P.L.A. van Vlaardingen en G. Mol (2008), Achtergrondconcentraties en relatie met bodemtype in de Nederlandse bodem, RIVM-rapport 711701074/2008, RIVM, Bilthoven.
- Swartjes, F.A, P.C. Tromp en J.M. Wezenbeek (2003), Beoordeling van de risico's van bodemverontreiniging met asbest, RIVM-rapport 711701043/2003, RIVM, Bilthoven.
- Swartjes, F.A, A.J. Baars, R.H.L.J. Fleuren en P.F. Otte (2004), Risicogrenzen voor MTBE (Methyl tertiair-Butyl Ether) in bodem, sediment, grondwater, oppervlaktewater, drinkwater en voor drinkwaterbereiding, RIVM-rapport 711701039/2004, RIVM, Bilthoven.
- Swartjes, F.A, E.M. Dirven-Van Breemen, P.F. Otte, P. van Beelen, M.G.J. Rikken, J. Tuinstra, J. Spijker en J.P.A. Lijzen (2007), Towards a protocol for the site-specific human health risk assessment for consumption of vegetables from contaminated sites, RIVM-rapport 711710040, RIVM, Bilthoven.
- TCB (2002), Advies Wetenschappelijke evaluatie interventiewaarden, juli 2002, TCB A31(2002).
- TCB (2006a), Advies Prioritaire projecten uitvoeringsprogramma bodembeleid, 20 januari 2006, TCB S02(2006).
- TCB (2006b), Advies Diverse onderwerpen uitwerking Besluit bodemkwaliteit, 10 oktober 2006, TCB S53(2006).
- TCB (2007), Advies Combinatietoxicologie voor de mens in Sanscrit, 21 december 2007, TCB S72(2007).
- Tweede Kamer (1990-1991), notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water, vergaderjaar 1990-1991, 21 990, nr. 1.
- Tweede Kamer (2003-2004), Milieubeleid 2002-2006, Beleidsvernieuwing bodemsanering, vergaderjaar 2003-2004, 28 663 en 28 199, nr. 13.
- Verbruggen, E.M.J, R. Posthumus en A.P. van Wezel (2001), Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds, RIVM-rapport 711701020, april 2001, RIVM, Bilthoven.
- Verbruggen E.M.J (2004), Environmental Risk Limits for Mineral Oil (Total Petroleum Hydro-carbons), RIVM-rapport 601501021/2004, RIVM, Bilthoven.
- Verschoor, A.J, J.P.A. Lijzen, H.H. van den Broek, R.F.M.J. Cleven, R.N.J. Comans, J.J. Dijkstra en P.H.M. Vermij (2006), Kritische emissiewaarden voor bouwstoffen, Milieu-hygiënische onderbouwning en consequenties voor bouwmaterialen, RIVM-rapport 711701043/2006, RIVM, Bilthoven.
- VROM (1989), Omgaan met risico's, De risicobenadering in het milieubeleid.
- VROM (1994), Circulaire interventiewaarden bodemsanering, Staatscourant 1994, nr. 95.
- VROM (1995), Besluit van 23 november 1995, houdende regels met betrekking tot het op of in de bodem of in het oppervlaktewater gebruiken van bouwstoffen (Bouwstoffenbesluit bodem- en oppervlaktewaterbescherming), Staatsblad 1995, nr. 567.
- VROM (2000), Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering, Staatscourant 2000, nr. 39.
- VROM (2004), Nuchter omgaan met risico's, Beslissen met gevoel voor onzekerheden, januari 2004.
- VROM (2005a), Besluit met betrekking tot wijziging van het Bouwstoffenbesluit, Staatsblad, nr. 610.
- VROM (2005b), Wijziging Uitvoeringsregeling Bouwstoffenbesluit (Aanpassing 2005), Staatscourant 2005, nr. 236
- VROM (2006), Circulaire bodemsanering, Staatscourant 2006, nr. 83.
- VROM (2007), Regeling bodemkwaliteit, Staatscourant 2007, nr. 247.
- VROM (2007), Besluit bodemkwaliteit, Staatsblad, nr. 469.
- VROM en V&W (2008), Wijziging Regeling bodemkwaliteit, Staatscourant 2008, nr. 122.

VROM (2008), Circulaire bodemsanering 2006, zoals gewijzigd per 1 oktober 2008, Staatscourant 2008, nr. 131 en Wijziging Rectificatie Circulaire bodemsanering 2006, Staatscourant 2008, nr. 147.

V&W (2000), Gewijzigde versie Bijlage A: normen 4e Nota Waterhuishouding, Staatscourant 2000, nr. 114.

V&W (2006), Circulaire sanering waterbodems, Staatscourant 2006, nr. 104 en Rijkswaterstaat, Handleiding sanering waterbodems, AKWA rapport 05.006, Lelystad, mei 2006.

V&W (2007), Circulaire sanering waterbodems, Staatscourant 2007, nr. 245.

Wezel, A. van, W. de Vries, M. Beek, P.F. Otte, J.P.A. Lijzen, M. Mesman, P.L.A. van Vlaar-dingen, J. Tuinstra, M. van Elswijk, P.F.A.M. Römken en L. Bonten (2003), Bodemgebruikswaarden voor landbouw, natuur en waterbodem, Technisch wetenschappelijke afleiding van getalswaarden, RIVM-rapport 711701031/2003, RIVM, Bilthoven.

Bijlage 1 Deelnemers aan NOBO

Leden projectgroep NOBO

Naam	Instantie
Pieter de Boer	Ministerie van V&W
Dirk van der Eijk	IPO
Robert de Graaff	ORG-ID
Ton Honders	Senter Novem, Bodem+
Jan Huinink	Ministerie van LNV
Gerard Lommers (voorzitter)	Ministerie van VROM
Johannes Lijzen	RIVM
Piet Otte	RIVM
Anton Roeloffzen	VNG
Paul Römken	Alterra
Alisas Schreur	VNG
Miech de Steenwinkel	Ministerie van VROM
Marinus Stulp	Ministerie van VROM
Rob Theelen	Ministerie van LNV
Jan Renger van de Veen	Ministerie van VROM
Herman Walthaus	Ministerie van VROM
Joke Wezenbeek (secretaris), tevens auteur NOBO-rapport	Grontmij

Leden loodoverleg NOBO

Naam	Instantie
Reind van Doorn	GGD Rotterdam
Dirk van der Eijk	IPO
Werner Hagens	RIVM
Marlies ten Hove	TCB
Gerard Lommers (voorzitter)	Ministerie van VROM
Johannes Lijzen	RIVM
Mans Minekus	TNO
Agnes Oomen	RIVM
Ellen Peeters	GGD Rotterdam
Anton Roeloffzen	VNG
Miech de Steenwinkel	Ministerie van VROM
Rob Theelen	Ministerie van LNV
Jaap Tuinstra	Royal Haskoning
Nicolaj Walraven	Geoconnect
Rik van der Weerdt	GGD Gelderland Midden
Joke Wezenbeek (secretaris)	Grontmij

Bijlage 2 Streefwaarden grond/sediment en grondwater

De Streefwaarden grond/sediment en grondwater komen uit de Circulaire streefwaarden en Interventiewaarden bodemsanering (VROM, 2000) die per 1 juli 2008 is vervallen. De Streefwaarden grondwater zijn nu opgenomen in de Circulaire bodemsanering (VROM, 2008). De onderbouwing van de Streefwaarden voor grond/sediment wordt toegelicht in paragraaf 4.3.

Gehalten in grond zijn weergegeven voor standaardbodem (10% organische stof en 25% lutum), voor de bodemtypecorrectieformules wordt verwezen naar bijlage G van de Regeling bodemkwaliteit (VROM, 2007), die is overgenomen in bijlage 10 van voorliggend rapport.

Verklaring symbolen

* **getalswaarde beneden de detectielimiet/bepalingsondergrens of meetmethode ontbreekt;**

deze Streefwaarden zijn niet getoetst in HANS. Alle overige streefwaarden zijn wel getoetst in HANS.

1) in gebieden met marine beïnvloeding komen van nature hogere waarden voor (zout en brak grondwater);

2) differentiatie naar lutumgehalte; $(F) = 1,75 + 1,3L$ ($L = \% \text{ lutum}$);

3) voor de samenstelling van somparameters wordt verwezen naar bijlage N van de Regeling bodemkwaliteit (VROM, 2007), die is overgenomen in bijlage 11 van voorliggend rapport;

4) de definitie van minerale olie wordt beschreven bij de analysenorm. Indien er sprake is van verontreiniging met mengsels (bijvoorbeeld benzine of huisbrandolie) dan dient naast het alkaangehalte ook het gehalte aan aromatische en/of polycyclische aromatische koolwaterstoffen te worden bepaald. Met deze somparameter is om praktische redenen volstaan. Nadere toxicologische en chemische differentiatie wordt bestudeerd;

5) de Streefwaarden grondwater voor een aantal stoffen zijn lager dan de vereiste rapportagegrens in AS3000. Dit betekent dat deze Streefwaarden strenger zijn dan het niveau waarop betrouwbaar (routinematig) kan worden gemeten. De laboratoria moeten minimaal voldoen aan de vereiste rapportagegrens in AS3000. Het hanteren van een strengere rapportagegrens mag ook, mits vastgesteld conform AS3000. Bij het beoordelen van het meetresultaat '< rapportagegrens AS3000' mag de beoordelaar ervan uitgaan dat de kwaliteit van het grondwater voldoet aan de Streefwaarde. Indien het laboratorium een waarde '< dan een verhoogde rapportagegrens' aangeeft (hoger dan de rapportagegrens AS3000), dan dient de betreffende verhoogde rapportagegrens te worden vermenigvuldigd met 0,7. De zo verkregen waarde wordt getoetst aan de Streefwaarde grondwater. Een dergelijke verhoogde rapportagegrens kan optreden bij de analyse van een zeer sterk verontreinigd monster of een monster met afwijkende samenstelling;

6) de Streefwaarden grond voor een aantal stoffen zijn lager dan de vereiste rapportagegrens in AS3000. Gezien de rol van de Streefwaarden voor grond (zie paragraaf 4.2) is dat geen probleem. Omdat de Streefwaarden geen rol meer hebben bij het beoordelen van de bestaande bodemkwaliteit is ook de zogenaamde 'HANS-toetsingsregel', om te toetsen of de kwaliteit van de bodem voldoet aan de Streefwaarden, vervallen.

Stofnaam	Achtergrond-concentratie grond/sediment (AC) (mg/kg d.s.)	Streefwaarde grond/sediment ⁶⁾ (incl. AC) (mg/kg d.s.)	Streefwaarde grondwater ondiep ⁵⁾ (µg/l)	Achtergrond-concentratie grondwater diep (AC) (µg/l)	Streefwaarde grondwater diep ⁵⁾ (incl. AC) (µg/l)
1 Metalen					
Antimoon	3	3	-	0,09	0,15
Arseen	29	29	10	7	7,2
Barium	160	160	50	200	200
Beryllium	1,1	1,1	-	0,05*	0,05*
Cadmium	0,8	0,8	0,4	0,06	0,06
Chroom	100	100	1	2,4	2,5
Kobalt	9	9	20	0,6	0,7
Koper	36	36	15	1,3	1,3
Kwik	0,3	0,3	0,05	-	0,01
Lood	85	85	15	1,6	1,7
Molybdeen	0,5	3	5	0,7	3,6
Nikkel	35	35	15	2,1	2,1
Seleen	0,7	0,7	-	0,02	0,07
Thallium	1	1	-	<2*	2*
Tin	19	-	-	<2*	2,2*
Vanadium	42	42	-	1,2	1,2
Zink	140	140	65	24	24

Stofnaam	Streefwaarde grond/sediment (mg/kg d.s.)	Streefwaarde grondwater (µg/l)
2. Overige anorganische stoffen		
Bromide (mg Br/l)	20	0,3 mg/l ¹⁾
Chloride (mg Cl/l)	-	100 mg/l ¹⁾
Fluoride (mg F/l)	500 ²⁾	0,5 mg/l ¹⁾
Cyanide (vrij)	1	5
Cyanide (complex)	5	10
Thiocyanaat	1	-
3. Aromatische verbindingen		
Benzeen	0,01	0,2
Ethylbenzeen	0,03	4
Tolueen	0,01	7
Xylenen (som) ³⁾	0,1	0,2
Styreen (vinylbenzeen)	0,3	6
Fenol	0,05	0,2
Cresolen (som) ³⁾	0,05	0,2
Catechol (o-dihydroxybenzeen)	0,05	0,2
Resorcinol (m-dihydroxybenzeen)	0,05	0,2
Hydrochinon (p-dihydroxybenzeen)	0,05	0,2

Stofnaam	Streefwaarde grond/sediment (mg/kg d.s.)	Streefwaarde grondwater (µg/l)
4. Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK's)		
Naftaleen	-	0,01
Fenantreen	-	0,003*
Antraceen	-	0,0007*
Fluorantheen	-	0,003
Chryseen	-	0,003*
Benzo(a)antraceen	-	0,0001*
Benzo(a)pyreen	-	0,0005*
Benzo(k)fluorantheen	-	0,0004*
Indeno(1,2,3cd)pyreen	-	0,0004*
Benzo(ghi)peryleen	-	0,0003
PAK's (totaal) (som 10) ³⁾	1	-
5. Gechloreerde koolwaterstoffen		
a. (vluchtige) koolwaterstoffen		
Monochlooretheen (Vinylchloride)	0,01	0,01
Dichloormethaan	0,4	0,01
1,1-dichloorethaan	0,02	7
1,2-dichloorethaan	0,02	7
1,1-dichlooretheen	0,1	0,01
1,2-dichlooretheen(som) ³⁾	0,2	0,01
Dichloorpropanen(som) ³⁾	0,002#	0,8
Trichloormethaan (chloroform)	0,02	6
1,1,1-trichloorethaan	0,07	0,01
1,1,2-trichloorethaan	0,4	0,01
Trichlooretheen (Tri)	0,1	24
Tetrachloormethaan (Tetra)	0,4	0,01
Tetrachlooretheen (Per)	0,002	0,01
b. chloorbenzenen		
Monochloorbenzeen	-	7
Dichloorbenzenen (som) ³⁾	-	3
Trichloorbenzenen (som) ³⁾	-	0,01
Tetrachloorbenzenen (som) ³⁾	-	0,01
Pentachloorbenzeen	-	0,003
Hexachloorbenzeen	-	0,00009*
Cloorbenzenen (som) ³⁾	0,03	-
c. chloorfenolen		
Monochloorfenolen(som) ³⁾	-	0,3
Dichloorfenolen(som) ³⁾	-	0,2
Trichloorfenolen(som) ³⁾	-	0,03*
Tetrachloorfenolen(som) ³⁾	-	0,01*
Pentachloorfenol	-	0,04*
Chloorfenolen (som) ³⁾	0,01	-
d. polychloorbifenylen (PCB's)		
PCB's (som 7) ³⁾	0,02	0,01*
e. Overige gechloreerde koolwaterstoffen		
Monochlooranilinen(som) ³⁾	0,005	-

Stofnaam	Streefwaarde grond/sediment (mg/kg d.s.)	Streefwaarde grondwater (µg/l)
6. Bestrijdingsmiddelen		
a. organochloorbestrijdingsmiddelen		
Chloordaan (som) ³⁾	0,00003	0,02 ng/l*
DDT/DDE/DDD (som) ³⁾	0,01	0,004 ng/l*
Aldrin	0,00006	0,009 ng/l*
Dieldrin	0,0005	0,1 ng/l*
Endrin	0,00004	0,04 ng/l*
Drins (som) ³⁾	0,005	-
α-endosulfan	0,00001	0,2 ng/l*
α-HCH	0,003	33 ng/l
β-HCH	0,009	8 ng/l
γ-HCH (lindaan)	0,00005	9 ng/l
HCH-verbindingen (som) ³⁾	0,01	0,05
Heptachloor	0,0007	0,005 ng/l*
Heptachloorepoxide (som) ³⁾	0,0000002	0,005 ng/l*
b. organofosforpesticiden		
Azinfos-methyl	0,000005#	0,1 ng/l*
c. organotin bestrijdingsmiddelen		
Organotinverbindingen(som) ³⁾	0,001	0,05* – 16 ng/l
d. chloorfenoxo-azijnzuur herbiciden		
MCPA	0,00005#	0,02
e. overige bestrijdingsmiddelen		
Atrazine	0,0002	29 ng/l
Carbaryl	0,00003	2 ng/l*
Carbofuran	0,00002	9 ng/l
Maneb	0,002	0,05 ng/l*
7. Overige stoffen		
Cyclohexanon	0,1	0,5
Ftalaten (som) ³⁾	0,1	0,5
Minerale olie ⁴⁾	50	50
Pyridine	0,1	0,5
Tetrahydrofuran	0,1	0,5
Tetrahydrothiofeen	0,1	0,5
Acrylonitril	0,000007#	0,08

Bijlage 3 Achtergrondwaarden

De Achtergrondwaarden zijn opgenomen in de Regeling bodemkwaliteit (VROM, 2007). Ze zijn gebaseerd op de resultaten van het project AW2000, waarbij voor een aantal stoffen specifieke keuzes zijn gemaakt (zie paragraaf 4.4).

Gehalten in grond zijn weergegeven voor standaardbodem (10% organische stof en 25% lutum), voor de bodemtypecorrectieformules wordt verwezen naar bijlage G van de Regeling bodemkwaliteit (VROM, 2007), die is overgenomen in bijlage 10 van voorliggend rapport.

Verklaring symbolen:

- 1) voor de definitie van somparameters wordt verwezen naar bijlage N van de Regeling bodemkwaliteit (VROM, 2007), die is overgenomen in bijlage 11 van voorliggend rapport.
- 2) bij gehalten die de Achtergrondwaarde overschrijden moet rekening worden gehouden met de mogelijkheid van uitdamping. Wanneer uitdamping naar binnenlucht zou kunnen optreden, moet bij overschrijding van de Achtergrondwaarde worden gemeten in de bodemlucht en moet worden getoetst aan de TCL (Toxicologisch Toelaatbare Concentratie in Lucht).
- 3) het gehalte cyanide-complex is gelijk aan het gehalte cyanide-totaal minus het gehalte cyanide-vrij, bepaald conform NEN 6655. Indien geen cyanide-vrij wordt verwacht, mag het gehalte cyanide-complex gelijk worden gesteld aan het gehalte cyanide-totaal (en hoeft dus alleen het gehalte cyanide-totaal te worden gemeten).
- 4) de Achtergrondwaarde van deze somparameter gaat uit van de aanwezigheid van meerdere van de 16 componenten, die tot deze somparameter worden gerekend (zie bijlage N van de Regeling bodemkwaliteit (VROM, 2007) of bijlage 11 van voorliggend rapport). De hoogte van de Achtergrondwaarde is gebaseerd op de som van de bepalingsgrenzen vermenigvuldigd met 0,7. Sommige componenten zijn tevens individueel genormeerd. Binnen de somparameter mag de Achtergrondwaarde van de individueel genormeerde componenten niet worden overschreden. Voor de componenten, die niet individueel zijn genormeerd, geldt per component voor de Achtergrondwaarde een maximum gehalte van 0,45 mg/kg d.s.
- 5) de Achtergrondwaarde van deze stoffen zijn gelijk aan de Interventiewaarden bodemsanering en zijn gelijk of kleiner dan de bepalingsgrens (intralaboratorium reproduceerbaarheid). Indien de stof wordt aangetoond moeten de risico's nader worden onderzocht. Bij het aantreffen van vinylchloride of 1,1-dichlooretheen moet tevens het grondwater worden onderzocht.
- 6) de Achtergrondwaarde van deze somparameter gaat uit van de aanwezigheid van meerdere componenten, die tot deze somparameter worden gerekend (zie bijlage N van de Regeling bodemkwaliteit (VROM, 2007) of bijlage 11 van voorliggend rapport). De hoogte van de Achtergrondwaarde is gebaseerd op de som van de Achtergrondwaarden van de afzonderlijke isomeergroepen vermenigvuldigd met 0,7. Binnen de somparameter mag de Achtergrondwaarde van de afzonderlijke isomeergroepen niet worden overschreden.
- 7) de eenheid voor de Achtergrondwaarde voor organotinverbindingen is mg Sn/kg d.s.
- 8) het is onzeker of de Achtergrondwaarden voor de ftalaten meetbaar zijn. Toekomstige ervaringen moeten uitwijzen of sprake is van een knelpunt.
- 9) minerale olie heeft betrekking op de som van de (al dan niet) vertakte alkanen. Indien er enigerlei vorm van verontreiniging met minerale olie wordt aangetoond in grond/baggerspecie, dan dient naast het gehalte aan minerale olie ook het gehalte aan aromatische en/of polycyclische aromatische koolwaterstoffen bepaald te worden.
- *) Achtergrondwaarde is gebaseerd op de bepalingsgrens (intralaboratorium reproduceerbaarheid), omdat onvoldoende data beschikbaar zijn om een betrouwbare P95 af te leiden.
- ~) deze Achtergrondwaarden zijn alleen van toepassing bij de kwalificatie van baggerspecie voor de toepassing daarvan op bodem onder oppervlaktewater. Alle normwaarden zijn afgeleid van de P95 uit het project AW2000.

Stof (1)	Achtergrondwaarden mg/kg d.s.
1. Metalen	
antimoon (Sb)	4,0 (*)
arseen (As)	20
barium (Ba)	190
cadmium (Cd)	0,60
chrom (Cr)	55
kobalt (Co)	15
koper (Cu)	40
kwik (Hg)	0,15
lood (Pb)	50
molybdeen (Mo)	1,5 (*)
nikkel (Ni)	35
tin (Sn)	6,5
vanadium (V)	80
zink (Zn)	140
2. Overige anorganische stoffen	
cyanide (vrij) ⁽²⁾	3,0
cyanide (complex) ⁽³⁾	5,5
thiocyanaat	6,0
3. Aromatische stoffen	
benzeen	0,20 (*)
ethylbenzeen	0,20 (*)
tolueen	0,20 (*)
xylenen (som)	0,45 (*)
styreen (vinylbenzeen)	0,25 (*)
fenol	0,25
cresolen (som)	0,30 (*)
dodecylbenzeen	0,35 (*)
aromatische oplosmiddelen (som) ⁽⁴⁾	2,5 (*)
4. Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's)	
PAK's totaal (som 10)	1,5
5. Gechloreerde koolwaterstoffen	
a. (vluchtige) chloorkoolwaterstoffen	
monochlooretheen (vinylchloride) ⁽⁵⁾	0,10 (*)
dichloormethaan	0,10
1,1-dichloorethaan	0,20 (*)
1,2-dichloorethaan	0,20 (*)
1,1-dichlooretheen ⁽⁵⁾	0,30 (*)
1,2-dichlooretheen (som)	0,30 (*)
dichloorpropanen (som)	0,80 (*)
trichloormethaan (chloroform)	0,25 (*)
1,1,1-trichloorethaan	0,25 (*)
1,1,2-trichloorethaan	0,30 (*)
trichlooretheen (Tri)	0,25 (*)
tetrachloormethaan (Tetra)	0,30 (*)
tetrachlooretheen (Per)	0,15

Stof (1)	Achtergrondwaarden mg/kg d.s.
b. chloorbenzenen	
monochloorbenzeen	0,20 (*)
dichloorbenzenen (som)	2,0 (*)
trichloorbenzenen (som)	0,015 (*)
tetrachloorbenzenen (som)	0,0090 (*)
pentachloorbenzeen	0,0025
hexachloorbenzeen	0,0085
chloorbenzenen (som) ⁽⁶⁾	2,0 (*) (~)
c. chloorfenolen	
monochloorfenolen (som)	0,045
dichloorfenolen (som)	0,20 (*)
trichloorfenolen (som)	0,0030 (*)
tetrachloorfenolen (som)	0,015 (*)
pentachloorfenol	0,0030 (*)
chloorfenolen (som) ⁽⁶⁾	0,20 (*) (~)
d. polychloorbifenylen (PCB's)	
PCB 28	0,0015 (~)
PCB 52	0,0020 (~)
PCB 101	0,0015 (~)
PCB 118	0,0045 (~)
PCB 138	0,0040 (~)
PCB 153	0,0035 (~)
PCB 180	0,0025 (~)
PCB's (som 7)	0,020
e. overige gechloreerde koolwaterstoffen	
monochlooranilinen (som)	0,20 (*)
pentachlooraniline	0,15 (*)
dioxine (som I-TEQ)	0,000055 (*)
chloornaftaleen (som)	0,070 (*)
6. Bestrijdingsmiddelen	
a. organochloorbestrijdingsmiddelen	
chloordaan (som)	0,0020
DDT (som)	0,20
DDE (som)	0,10
DDD (som)	0,020
DDT/DDE/DDD (som)	0,30 (~)
aldrin	0,00080 (~)
dieldrin	0,0080 (~)
endrin	0,0035 (~)
isodrin	0,0010 (*) (~)
telodrin	0,00050 (~)
drins (som)	0,015
α -endosulfan	0,00090
α -HCH	0,0010
β -HCH	0,0020
γ -HCH (lindaan)	0,0030
HCH-verbindingen (som)	0,010 (~)

Stof (1)	Achtergrondwaarden mg/kg d.s.
heptachloor	0,00070
heptachloorepoxide (som)	0,0020
hexachloorbutadieen	0,003 (*)
organochloorhoudende bestrijdingsmiddelen (som landbodem of waterbodem)	0,40
b. organofosforpesticiden	
azinfos-methyl	0,0075 (*)
c. organotin bestrijdingsmiddelen	
organotin verbindingen (som) ⁽⁷⁾	0,15
tributyltin (TBT) ⁽⁷⁾	0,065
d. chloorfenoxo-azijnzuur herbiciden	
MCPA	0,55 (*)
e. overige bestrijdingsmiddelen	
atrazine	0,035 (*)
carbaryl	0,15 (*)
carbofuran ⁽⁵⁾	0,017 (*)
4-chloormethylfenolen (som)	0,60 (*)
niet-chloorhoudende bestrijdingsmiddelen (som)	0,090 (*)
7. Overige stoffen	
cyclohexanon	2,0 (*)
dimethyl ftalaat ⁽⁸⁾	0,045 (*)
diethyl ftalaat ⁽⁸⁾	0,045 (*)
di-isobutylftalaat ⁽⁸⁾	0,045 (*)
dibutyl ftalaat ⁽⁸⁾	0,070 (*)
butyl benzylftalaat ⁽⁸⁾	0,070 (*)
dihexyl ftalaat ⁽⁸⁾	0,070 (*)
di(2-ethylhexyl)ftalaat ⁽⁸⁾	0,045 (*)
ftalaten (som) ⁽⁸⁾	0,25 (*) (~)
minerale olie ⁽⁹⁾	190
pyridine	0,15 (*)
tetrahydrofuran	0,45
tetrahydrothiofeen	1,5 (*)
tribroommethaan (bromoform)	0,20 (*)
ethyleenglycol	5,0
diethyleenglycol	8,0
acrylonitril	2,0 (*)
formaldehyde	2,5 (*)
isopropanol (2-propanol)	0,75
methanol	3,0
butanol (1-butanol)	2,0 (*)
butylacetaat	2,0 (*)
ethylacetaat	2,0 (*)
methyl-tert-butyl ether (MTBE)	0,20 (*)
methylethylketon	2,0 (*)

Toetsingsregel Achtergrondwaarden

Onderstaande tekst is overgenomen uit paragraaf 5.8.2 van de Handreiking Besluit bodemkwaliteit (Senter Novem/Bodem+, 2007).

Vanwege statistische keuzes bij het afleiden van de Achtergrondwaarden is er bij onbelaste (water)bodems per stof 5% kans dat de Achtergrondwaarden toch worden overschreden. En de kans op het constateren van een overschrijding van de Achtergrondwaarde neemt toe naarmate meer stoffen worden geanalyseerd. Om te voorkomen dat onbelaste (water)bodems ten onrechte worden gekarakteriseerd als (water)bodem die niet voldoet aan de Achtergrondwaarden, wordt bij toetsing van gehalten aan de Achtergrondwaarden een toetsingsregel toegepast. Deze is gebaseerd op het beleidsmatige uitgangspunt dat de kans op onterecht afkeuren van grond maximaal 5% mag bedragen, ongeacht het aantal getoetste stoffen.

De toetsingsregel is als volgt:

De kwaliteit van grond en baggerspecie overschrijdt niet de Achtergrondwaarden als bij meting van tenminste X stoffen in de grond of baggerspecie de rekenkundig gemiddelde gehalten van maximaal γ stoffen verhoogd zijn ten opzichte van de Achtergrondwaarden (zie onderstaande tabel voor de X- en γ -waarden). De verhoging mag per stof maximaal $2x$ de Achtergrondwaarde voor die stof bedragen, waarbij voor alle stoffen geldt dat de verhoogde gehalten kleiner zijn dan of gelijk aan de Maximale Waarde Wonen van de betreffende stof.

Tabel met X- en Y-waarden bij de toetsingsregel voor de Achtergrondwaarden

X	2	7	16	27	37
Y	1	2	3	4	5

Opmerking uit Wijziging Regeling bodemkwaliteit (VROM en V&W, 2008)

De Achtergrondwaarden kunnen lager zijn dan de vereiste rapportagegrens in AS3000. Dit betekent dat deze waarden strenger zijn dan het niveau waarop betrouwbaar (routinematig) kan worden gemeten. De laboratoria moeten minimaal voldoen aan de vereiste rapportagegrens in AS3000. Het hanteren van een strengere rapportagegrens mag ook, mits deze is vastgesteld conform AS3000. Bij het beoordelen van het meetresultaat ' $<$ rapportagegrens AS3000' mag de beoordelaar ervan uitgaan dat de kwaliteit van de grond voldoet aan de Achtergrondwaarde. Indien het laboratorium een waarde ' $<$ dan een verhoogde rapportagegrens' aangeeft (hoger dan de rapportagegrens AS3000), dan dient de betreffende rapportagegrens te worden vermenigvuldigd met 0,7. De zo verkregen waarde wordt getoetst aan de Achtergrondwaarde. Een dergelijke verhoogde rapportagegrens kan optreden bij de analyse van een zeer sterk verontreinigd monster of een monster met een afwijkende samenstelling.

Bijlage 4 Interventiewaarden droge bodem en grondwater en Indicatieve niveaus voor ernstige verontreiniging

De Interventiewaarden droge bodem zijn gebaseerd op de nieuwe door het RIVM voorgestelde waarden (Lijzen e.a., 2001). De onderbouwing van de Interventiewaarden droge bodem staat vermeld in hoofdstuk 5. Voor een aantal stoffen is om beleidsmatige redenen afgeweken van de door het RIVM voorgestelde waarden (zie paragraaf 5.7). De Interventiewaarden grondwater en de Indicatieve niveaus voor ernstige bodemverontreiniging komen uit de Circulaire Streefwaarden en Interventiewaarden bodemsanering

(VROM, 2000), die per 1 juli 2008 is vervallen. Alle waarden in deze bijlage zijn nu opgenomen in de Circulaire bodemsanering (VROM, 2008).

Gehalten in grond zijn weergegeven voor standaardbodem (10% organische stof en 25% lutum), voor de bodemtypecorrectieformules wordt verwezen naar bijlage G van de Regeling bodemkwaliteit (VROM, 2007), die is overgenomen in bijlage 10 van voorliggend rapport.

Verklaring symbolen tabel Interventiewaarden:

- ¹⁾ voor de samenstelling van somparameters wordt verwezen naar bijlage N van de Regeling bodemkwaliteit (VROM, 2007), die is overgenomen in bijlage 11 van voorliggend rapport;
- ²⁾ de Interventiewaarde voor grond voor deze stoffen is gelijk of kleiner dan de bepalingsgrens (intralaboratorium reproduceerbaarheid). Indien de stof wordt aangetoond moeten de risico's nader worden onderzocht. Bij het aantreffen van vinylchloride of 1,1-dichlooretheen in grond moet tevens het grondwater worden onderzocht;
- ³⁾ gewogen norm (concentratie serpentijn asbest + 10 x concentratie amfibool asbest);
- ⁴⁾ de definitie van minerale olie wordt beschreven bij de analysenorm. Indien er sprake is van verontreiniging met mengsels (bijvoorbeeld benzine of huisbrandolie) dan dient naast het alkaangehalte ook het gehalte aan aromatische en/of polycyclische aromatische koolwaterstoffen te worden bepaald. Met deze somparameter is om praktische redenen volstaan. Nadere toxicologische en chemische differentiatie wordt bestudeerd;
- ⁵⁾ voor grondwater zijn effecten van PAK's, chloorbenzenen en chloorfenolen indirect, als fractie van de individuele interventiewaarde, optelbaar (dat wil zeggen 0,5 x Interventiewaarde stof A heeft evenveel effect als 0,5 x interventiewaarde stof B). Dit betekent dat een somformule gebruikt moet worden om te beoordelen of van overschrijding van de interventiewaarde sprake is. Er is sprake van overschrijding van de Interventiewaarde voor de som van een groep stoffen indien $\sum(C_i/I_i) > 1$, waarbij C_i = gemeten concentratie van een stof uit een betreffende groep en I_i = Interventiewaarde voor de betreffende stof uit de betreffende groep;
- ⁶⁾ voor grondwater is er een Indicatief niveau voor ernstige verontreiniging.
- ^{*}) totaal chroom en kwik kunnen op de gangbare manier worden gemeten. De gehalten kunnen worden getoetst aan de Interventiewaarden droge bodem voor chroom III en kwik (anorganisch). Alleen bij specifieke verontreinigingen met chroom of kwik moet worden bekeken of er sprake is van de aanwezigheid van verhoogde concentraties aan chroom VI of kwik (organisch). Voor een nader toelichting zie paragraaf 5.7.1.

Stofnaam	Interventiewaarden droge bodem (mg/kg d.s.)	Interventiewaarden grondwater (µg/l)
1. Metalen		
Antimoon	22	20
Arseen	76	60
Barium	920	625
Cadmium	13	6
Chroom	-	30
Chroom III*	180	-
Chroom VI*	78	-
Kobalt	190	100
Koper	190	75
Kwik	-	0,3
Kwik (anorganisch)*	36	-
Kwik (organisch)*	4	-
Lood	530	75
Molybdeen	190	300
Nikkel	100	75
Zink	720	800
2. Overige anorganische stoffen		
Cyanide (vrij)	20	1.500
Cyanide (complex)	50	1.500
Thiocyanaat	20	1.500
3. Aromatische verbindingen		
Benzeen	1,1	30
Ethylbenzeen	110	150
Tolueen	32	1.000
Xylenen (som) ¹⁾	17	70
Styreen (vinylbenzeen)	86	300
Fenol	14	2.000
Cresolen (som) ¹⁾	13	200
4. Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK's)²⁾		
Naftaleen	-	70
Fenantreen	-	5
Antraceen	-	5
Fluorantheen	-	1
Chryseen	-	0,2
Benzo(a)antraceen	-	0,5
Benzo(a)pyreen	-	0,05
Benzo(k)fluorantheen	-	0,05
Indeno(1,2,3cd)pyreen	-	0,05
Benzo(ghi)peryleen	-	0,05
PAK's (totaal) (som 10) ¹⁾	40	-
5. Gechloreerde koolwaterstoffen		
a. (vluchtige) koolwaterstoffen		
Monochlooretheen (Vinylchloride) ²⁾	0,1	5
Dichloormethaan	3,9	1.000
1,1-dichloorethaan	15	900
1,2-dichloorethaan	6,4	400
1,1-dichlooretheen ²⁾	0,3	10
1,2-dichlooretheen(som) ¹⁾	1	20
Dichloorpropanen (som) ¹⁾	2	80
Trichloormethaan (chloroform)	5,6	400
1,1,1-trichloorethaan	15	300
1,1,2-trichloorethaan	10	130
Trichlooretheen (Tri)	2,5	500

Stofnaam	Interventiewaarden droge bodem (mg/kg d.s.)	Interventiewaarden grondwater (µg/l)
Tetrachloormethaan (Tetra)	0,7	10
Tetrachlooretheen (Per)	8,8	40
b. chloorbenzenen⁵⁾		
Monochloorbenzeen	15	180
Dichloorbenzenen (som) ¹⁾	19	50
Trichloorbenzenen (som) ¹⁾	11	10
Tetrachloorbenzenen (som) ¹⁾	2,2	2,5
Pentachloorbenzeen	6,7	1
Hexachloorbenzeen	2,0	0,5
c. chloorfenolen⁵⁾		
Monochloorfenolen(som) ¹⁾	5,4	100
Dichloorfenolen(som) ¹⁾	22	30
Trichloorfenolen(som) ¹⁾	22	10
Tetrachloorfenolen(som) ¹⁾	21	10
Pentachloorfenol	12	3
d. polychloorbifenylen (PCB's)		
PCB's (som 7) ¹⁾	1	0,01
e. Overige gechloreerde koolwaterstoffen		
Monochlooranilinen (som) ¹⁾	50	30
Dioxine (som I-TEQ) ¹⁾	0,00018	- ⁶⁾
Chloornaftaleen (som) ¹⁾	23	6
6. Bestrijdingsmiddelen		
a. organochloorbestrijdingsmiddelen		
Chloordaan (som) ¹⁾	4	0,2
DDT (som) ¹⁾	1	-
DDE (som) ¹⁾	1,3	-
DDD (som) ¹⁾	34	-
DDT/DDE/DDD (som) ¹⁾	-	0,01
Drins (som) ¹⁾	0,14	0,1
α-endosulfan	4	5
α-HCH	17	-
β-HCH	1,6	-
γ-HCH (lindaan)	1,2	-
HCH-verbindingen (som) ¹⁾	-	1
Heptachloor	4	0,3
Heptachloorepoxide (som) ¹⁾	4	3
b. organofosforpesticiden		
-		
c. organotin bestrijdingsmiddelen		
Organotinverbindingen (som) ¹⁾	2,5	0,7
d. chloorfenoxy-azijnzuur herbiciden		
MCPA	4	50
e. overige bestrijdingsmiddelen		
Atrazine	0,71	150
Carbaryl	0,45	50
Carbofuran ²⁾	0,017	100
7. Overige stoffen		
Asbest ³⁾	100	-
Cyclohexanon	150	15.000
Dimethyl ftalaat	82	-
Diethyl ftalaat	53	-
Di-isobutyl ftalaat	17	-
Dibutyl ftalaat	36	-
Butyl benzylftalaat	48	-

Stofnaam	Interventiewaarden droge bodem (mg/kg d.s.)	Interventiewaarden grondwater (µg/l)
Dihexyl ftalaat	220	-
Di(2-ethylhexyl)ftalaat	60	-
Ftalaten (som) ¹⁾	-	5
Minerale olie ⁴⁾	5.000	600
Pyridine	11	30
Tetrahydrofuran	7	300
Tetrahydrothiofeen	8,8	5.000
Tribroommethaan (bromoform)	75	630

Verklaring symbolen tabel indicatieve niveaus voor ernstige verontreiniging:

- 1) onder aromatische oplosmiddelen wordt een standaardmengsel van stoffen, aangeduid als 'C9-aromatic naphta' verstaan zoals gedefinieerd door de International Research and Development Corporation: o-xyleen 3,2%, i-isopropylbenzeen 2,74%, n-propylbenzeen 3,97%, 1-methyl-4-ethylenzeen 7,05%, 1-methyl-3-ethylbenzeen 15,1%, 1-methyl-2-ethylbenzeen 5,44%, 1,3,5-trimethylbenzeen 8,37%, 1,2,4-trimethylbenzeen 40,5%, 1,2,3-trimethylbenzeen 6,18% en \geq alkylbenzenen 6,19%;
- 2) voor de samenstelling van deze somparameter wordt verwezen naar bijlage N van de Regeling bodemkwaliteit (VROM, 2007), die is overgenomen in bijlage 11 van voorliggend rapport;
- 3) onder dihydroxybenzenen (som) wordt verstaan: de som van catechol, resorcinol en hydrochinon;
- 4) voor grond is er een Interventiewaarde droge bodem.

Stofnaam	Indicatief niveau ernstige bodemverontreiniging droge bodem (mg/kg d.s.)	Indicatief niveau ernstige bodemverontreiniging grondwater (µg/l)
1. Metalen		
Beryllium	30	15
Seleen	100	160
Tellurium	600	70
Thallium	15	7
Tin	900	50
Vanadium	250	70
Zilver	15	40
3. Aromatische verbindingen		
Dodecylbenzeen	1.000	0,02
Aromatische oplosmiddelen ¹⁾	200	150
Dihydroxybenzenen (som) ³⁾	8	-
Catechol (o-dihydroxybenzeen)	-	1.250
Resorcinol (m-dihydroxybenzeen)	-	600
Hydrochinon (p-dihydroxybenzeen)	-	800
5. Gechloreerde koolwaterstoffen		
Dichlooranilinen	50	100
Trichlooranilinen	10	10
Tetrachlooranilinen	30	10
Pentachlooranilinen	10	1
4-chloormethylfenolen	15	350
Dioxine(som I-TEQ) ²⁾	- ⁴⁾	0,001 ng/l
6. Bestrijdingsmiddelen		
Azinfosmethyl	2	2
Maneb	22	0,1
7. Overige verbindingen		
Acrylonitril	0,1	5
Butanol	30	5.600
1,2 butylacetaat	200	6.300
Ethylacetaat	75	15.000
Diethyleen glycol	270	13.000
Ethyleen glycol	100	5.500
Formaldehyde	0,1	50
Isopropanol	220	31.000
Methanol	30	24.000
Methylethylketon	35	6.000
Methyl-tert-butyl ether (MTBE)	100	9.200

Bijlage 5 Maximale Waarden Wonen en Industrie

De Maximale Waarden Wonen en Industrie zijn opgenomen in de Regeling bodemkwaliteit (VROM, 2007). Ze zijn gebaseerd op door het RIVM afgeleide Landelijke Referentiewaarden (Dirven-Van Breemen, 2007 en 2008). De beleidsmatige keuzes voor de onderbouwing van de generieke Maximale Waarden en specifieke beleidsmatige keuzes voor een aantal stoffen zijn vermeld en toegelicht in hoofdstuk 6.

Gehalten in grond zijn weergegeven voor standaardbodem (10% organische stof en 25% lutum), voor de bodemtypecorrectieformules wordt verwezen naar bijlage G van de Regeling bodemkwaliteit (VROM, 2007), die is overgenomen in bijlage 10 van voorliggend rapport.

Verklaring symbolen:

Symbolen in de vierde en vijfde kolom (meer toelichting vindt u in paragraaf 6.7 en 6.8):

- AW: gebaseerd op de Achtergrondwaarde;
 - REF: gebaseerd op door het RIVM afgeleide Landelijke Referentiewaarden (Dirven-van Breemen, 2007 en 2008);
 - REF/SW₂: gebaseerd op door het RIVM afgeleide Landelijke Referentiewaarden, maar afgekapt op de voormalige SW₂-waarde om niet onnodig te versoepelen;
 - REF/IW: gebaseerd op door het RIVM afgeleide Landelijke Referentiewaarden, maar afgekapt op de Interventiewaarde, omdat dat de bovengrens is voor de Maximale Waarden;
 - REF/BK: gebaseerd op door het RIVM afgeleide Landelijke Referentiewaarden, waarbij beleidsmatige keuzes een rol hebben gespeeld;
 - REF/BK/IW: gebaseerd op door het RIVM afgeleide Landelijke Referentiewaarden, waarbij vervolgens de beleidsmatige keuze is gemaakt om de bestaande Interventiewaarde te kiezen als Maximale Waarde Industrie;
 - SW₂: gebaseerd op de voormalige SW₂-waarde;
 - SW₂/IW: gebaseerd op de voormalige SW₂-waarde, maar afgekapt op de Interventiewaarde, omdat dat de bovengrens is voor de Maximale Waarden;
 - BK: gebaseerd op een beleidsmatige keuze.
- ¹⁾ voor de definitie van somparameters wordt verwezen naar bijlage N van de Regeling bodemkwaliteit (VROM, 2007), die is overgenomen in bijlage 11 van voorliggend rapport.
 - ²⁾ voor het toepassen van zeezand geldt de norm 200 mg/kg ds. Bij het toepassen van zeezand op plaatsen waar een direct contact is of mogelijk is met brak oppervlaktewater of zeewater met van nature een chloride-gehalte van meer dan 5000 mg/l, geldt voor chloride geen maximale waarde.
 - ³⁾ bij gehalten die de Achtergrondwaarde overschrijden moet rekening worden gehouden met de mogelijkheid van uitdamping. Wanneer uitdamping naar binnenlucht zou kunnen optreden, moet bij overschrijding van de Achtergrondwaarde worden gemeten in de bodemlucht en moet worden getoetst aan de TCL (Toelaatbare Concentratie in Lucht).
 - ⁴⁾ het gehalte cyanide-complex is gelijk aan het gehalte cyanide-totaal minus het gehalte cyanide-vrij, bepaald conform NEN 6655. Indien geen cyanide-vrij wordt verwacht, mag het gehalte cyanide-complex gelijk worden gesteld aan het gehalte cyanide-totaal (en hoeft dus alleen het gehalte cyanide-totaal te worden gemeten).
 - ⁵⁾ de Maximale Waarden Wonen en Industrie van deze somparameter gaan uit van de aanwezigheid van meerdere van de 16 componenten, die tot deze somparameter worden gerekend (zie bijlage N van de Regeling bodemkwaliteit (VROM, 2007) of bijlage 11 van voorliggend rapport). De hoogte van de Maximale Waarden is gebaseerd op de som van de bepalingsgrenzen vermenigvuldigd met 0,7. Sommige componenten zijn tevens individueel genormeerd. Binnen de somparameter mogen de Maximale Waarde Wonen of Industrie van de individueel genormeerde componenten niet worden overschreden. Voor de componenten, die niet individueel zijn genormeerd, geldt per component een maximum gehalte van 0,45 mg/kg d.s.
 - ⁶⁾ de Maximale Waarden Wonen en Industrie van deze stoffen zijn gelijk aan de Interventiewaarden bodemsanering en zijn gelijk of kleiner dan de bepalingsgrens (intralaboratorium reproduceerbaarheid). Indien de stof wordt aangetoond moeten de risico's nader worden onderzocht. Bij het aantreffen van vinylchloride of 1,1-dichlooretheen moet tevens het grondwater worden onderzocht.
 - ⁷⁾ de eenheid voor organotinverbindingen is mg Sn/kg ds, met uitzondering van de normwaarden met voetnoot 8.
 - ⁸⁾ de eenheid van de Maximale Waarde Industrie voor organotinverbindingen (som) is mg organotin/kg ds.
 - ⁹⁾ zijnde het gehalte serpentijnasbest plus tienmaal het gehalte amfiboolasbest. Deze eis bedraagt 0 mg/kg d.s. indien niet is voldaan aan artikel 2, onder b, van het Productenbesluit Asbest.
 - ¹⁰⁾ het is onzeker of de Achtergrondwaarden en Maximale waarden wonen voor de ftalaten meetbaar zijn. Toekomstige ervaringen moeten uitwijzen of sprake is van een knelpunt.
 - ¹¹⁾ minerale olie heeft betrekking op de som van de (al dan niet) vertakte alkanen. Indien er enigerlei vorm van verontreiniging met minerale olie wordt aangetoond in grond/baggerspecie, dan dient naast het gehalte aan minerale olie ook het gehalte aan aromatische en/of polycyclische aromatische koolwaterstoffen bepaald te worden.
 - ¹²⁾ voor het toepassen van baggerspecie in grootschalige toepassingen geldt voor minerale olie een maximale waarde van 2.000 mg/kg ds.
 - ¹³⁾ zie het nieuwsbericht van Senter Novem/Bodem+ aan het eind van deze bijlage.

Stof (1)	Maximale waarden bodem-functieklasse Wonen	Maximale waarden bodem-functieklasse Industrie	Onderbouwing Maximale Waarde Wonen	Onderbouwing Maximale Waarde Industrie
	Maximale waarden kwaliteitsklasse Wonen	Maximale waarden kwaliteitsklasse Industrie		
	mg/kg d.s.	mg/kg d.s.		
1. Metalen				
antimoon (Sb)	15	22	REF	REF/IW
arseen (As)	27	76	REF	REF
barium (Ba)	550	920	REF	REF
cadmium (Cd)	1,2	4,3	REF	REF
chrom (Cr)	62	180	REF	REF
kobalt (Co)	35	190	REF	REF
koper (Cu)	54	190	REF	REF/BK/IW
kwik (Hg)	0,83	4,8	REF	REF
lood (Pb)	210	530	REF	REF/BK/IW
molybdeen (Mo)	88	190	REF	REF
nikkel (Ni)	39	100	REF	REF
tin (Sn)	180	900	REF	REF
vanadium (V)	97	250	REF	REF
zink (Zn)	200	720	REF	REF/BK/IW
2. Overige anorganische stoffen				
chloride (2)				
cyanide (vrij) (3)	3,0	20	AW	SW2
cyanide (complex) (4)	5,5	50	AW	SW2
thiocynaat	6,0	20	AW	SW2
3. Aromatische stoffen				
benzeen	0,20	1	AW	SW2
ethylbenzeen	0,20	1,25	AW	SW2
tolueen	0,20	1,25	AW	SW2
xylenen (som)	0,45	1,25	AW	SW2
styreen (vinylbenzeen)	0,25	86	AW	SW2/IW
fenol	0,25	1,25	AW	SW2
cresolen (som)	0,30	5	AW	SW2
dodecylbenzeen	0,35	0,35	AW	AW
aromatische oplosmiddelen (som) (5)	2,5	2,5	AW	AW
4. Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's)				
PAK's totaal (som 10)	6,8	40	BK	SW2
5. Gechloreerde koolwaterstoffen				
a. (vluchtige) chloorkoolwaterstoffen				
monochlooretheen (vinylchloride) (6)	0,10	0,1	AW	AW
dichloormethaan	0,10	3,9	AW	SW2/IW
1,1-dichloorethaan	0,20	0,20	AW	AW
1,2-dichloorethaan	0,20	4	AW	SW2
1,1-dichlooretheen (6)	0,30	0,30	AW	AW
1,2-dichlooretheen (som)	0,30	0,30	AW	AW
dichloorpropanen (som)	0,80	0,80	AW	AW
trichloormethaan (chloroform)	0,25	3	AW	SW2
1,1,1-trichloorethaan	0,25	0,25	AW	AW
1,1,2-trichloorethaan	0,30	0,30	AW	AW
trichlooretheen (Tri)	0,25	2,5	AW	SW2/IW
tetrachloormethaan (Tetra)	0,30	0,7	AW	SW2/IW
tetrachlooretheen (Per)	0,15	4	AW	SW2

Stof (1)	Maximale	Maximale	Onderbouwing	Onderbouwing
	waarden bodem-	waarden bodem-		
	functieklaas	functieklaas		
	Wonen	Industrie	Maximale	Maximale
	waarden	waarden kwali-	Waarde Wonen	Waarde
	kwali-	teitsklaas		Industrie
	Wonen	Industrie		
	mg/kg d.s.	mg/kg d.s.	mg/kg d.s.	mg/kg d.s.
b. chloorbenzenen				
monochloorbenzenen	0,20	5	AW	SW2
dichloorbenzenen (som)	2,0	5	AW	SW2
trichloorbenzenen (som)	0,015	5	AW	SW2
tetrachloorbenzenen (som)	0,0090	2,2	AW	SW2/IW
pentachloorbenzenen	0,0025	5	AW	SW2
hexachloorbenzenen	0,027	1,4	REF	REF
c. chloorfenolen				
monochloorfenolen (som)	0,045	5,4	AW	SW2/IW
dichloorfenolen (som)	0,20	6	AW	SW2
trichloorfenolen (som)	0,0030	6	AW	SW2
tetrachloorfenolen (som)	1	6	REF	REF/SW2
pentachloorfenol	1,4	5	REF	REF/SW2
d. polychloorbifenylen (PCB's)				
PCB's (som 7)	0,020	0,5	AW	SW2
e. overige gechloteerde koolwaterstoffen				
monochlooranilinen (som)	0,20	0,20	AW	AW
pentachlooraniline	0,15	0,15	AW	AW
dioxine (som I-TEQ)	0,000055	0,000055	AW	AW
chloornaftaleen (som)	0,070	10	AW	SW2
6. Bestrijdingsmiddelen				
a. organochloorbestrijdingsmiddelen				
chlooraan (som) (13)	0,0020	0,0020	AW	AW
DDT (som)	0,20	1	REF/AW	REF
DDE (som)	0,13	1,3	REF	REF
DDD (som)	0,84	34	REF	REF
drins (som)	0,04	0,14	REF	REF
α-endosulfan (13)	0,00090	0,00090	AW	AW
α-HCH	0,0010	0,5	AW	SW2
β-HCH	0,0020	0,5	AW	SW2
γ-HCH (lindaan)	0,04	0,5	REF	REF/SW2
Heptachlor (13)	0,00070	0,00070	AW	AW
heptachloorepoxide (som) (13)	0,0020	0,0020	AW	AW
b. organofosforpesticiden				
azinfos-methyl	0,0075	0,0075	SW2	SW2
c. organotin bestrijdingsmiddelen				
organotin verbindingen (som) (7)	0,5	2,5 (8)	REF/BK	REF/BK/IW
tributyltin (TBT) (7)	0,065	0,065	AW	AW
d. chloorfenoxo-azijnzuur herbiciden				
MCPA	0,55	0,55	AW	AW
e. overige bestrijdingsmiddelen				
atrazine	0,035	0,5	AW	SW2
carbaryl	0,15	0,45	AW	SW2/IW
carbofuran (6)	0,017	0,017	AW	SW2/IW
4-chloormethylfenolen (som)	0,60	0,60	AW	AW
niet-chloorhoudende bestrijdingsmiddelen (som)	0,090	0,5	AW	SW2

Stof (1)	Maximale	Maximale	Onderbouwing	Onderbouwing
	waarden bodem-	waarden bodem-		
	functiekla-	functiekla-		
Wonen	Industrie	Maximale	Maximale	
waarden	waarden kwaliteits-	Maximale	Maximale	
Wonen	Industrie	Waarde Wonen	Waarde	
mg/kg d.s.	mg/kg d.s.	mg/kg d.s.	mg/kg d.s.	
7. Overige stoffen				
asbest (9)	100	100	BK	BK
cyclohexanon	2,0	150	AW	SW2/IW
dimethyl ftalaat (10)	9,2	60	REF	REF/SW2
diethyl ftalaat (10)	5,3	53	REF	REF
di-isobutylftalaat (10)	1,3	17	REF	REF
dibutyl ftalaat (10)	5,0	36	REF	REF
butyl benzylftalaat (10)	2,6	48	REF	REF
dihexyl ftalaat (10)	18	60	REF	REF/SW2
di(2-ethylhexyl)ftalaat (10)	8,3	60	REF	REF/IW
minerale olie (11) (12)	190	500	AW	SW2
pyridine	0,15	1	AW	SW2
tetrahydrofuran	0,45	2	AW	SW2
tetrahydrothiofeen	1,5	8,8	AW	SW2/IW
tribroommethaan (bromoform)	0,20	0,20	AW	AW
ethyleenglycol	5,0	5,0	AW	AW
diethyleenglycol	8,0	8,0	AW	AW
acrylonitril	2,0	2,0	AW	AW
formaldehyde	2,5	2,5	AW	AW
isopropanol (2-propanol)	0,75	0,75	AW	AW
methanol	3,0	3,0	AW	AW
butanol (1-butanol)	2,0	2,0	AW	AW
butylacetaat	2,0	2,0	AW	AW
ethylacetaat	2,0	2,0	AW	AW
methyl-tert-butyl ether (MTBE)	0,20	0,20	AW	AW
methylethylketon	2,0	2,0	AW	AW

Omrekenen concentraties organotinverbindingen

Aanvullend op de voetnoten 7 en 8:

Het molgewicht van Sn = 118,69

Het iongewicht van TBT = 290,04

Het iongewicht van TFT = 350,01

Dus voor TBT van $\mu\text{g Sn/kg d.s.}$ naar $\mu\text{g TBT/kg d.s.}$:
vermenigvuldigen met 2,44.

Dus voor TFT van $\mu\text{g Sn/kg d.s.}$ naar $\mu\text{g TFT/kg d.s.}$:
vermenigvuldigen met 2,95.

Toetsingsregel bodemkwaliteitsklasse Maximale Waarde Wonen

Onderstaande tekst is overgenomen uit paragraaf 5.8.3 en 5.8.4 van de Handreiking Besluit bodemkwaliteit (SenterNovem/Bodem+, 2007). Uitgangspunt bij de indeling in kwaliteitsklassen van de ontvangende (water)bodem is dat de rekenkundig gemiddelden van de gemeten stoffen moeten voldoen aan de Maximale Waarden die horen bij de klassengrenzen van de klassen Wonen en Industrie voor grond en de klassen A en B voor baggerspecie. Hierop is één uitzondering, namelijk voor het indelen van een bodemkwaliteitszone of een locatie waarop grond of baggerspecie

wordt toegepast in de bodemkwaliteitsklasse Wonen.

Hiervoor geldt een bijzondere toetsingsregel. Hiermee wordt voorkomen dat de bodem van een gebied op basis van de overschrijding van één parameter wordt ingedeeld in de bodemkwaliteitsklasse Industrie. Dit zou in de praktijk de ongewenste situatie kunnen opleveren dat ook voor alle overige stoffen minder strenge eisen gelden en de concentraties kunnen toenemen tot de Maximale Waarde Industrie, waardoor de kwaliteit van het gebied verslechtert.

De toetsingsregel is als volgt:

De kwaliteit van de bodem overschrijdt niet de Maximale Waarden voor de kwaliteitsklasse Wonen wanneer bij meting van ten minste X stoffen maximaal γ stoffen verhoogd zijn ten opzichte van de Maximale Waarden voor de kwaliteitsklasse Wonen (zie onderstaande tabel voor de X- en γ -waarden). De verhoging mag per stof ten hoogste de Maximale Waarde voor de kwaliteitsklasse Wonen vermeerderd met de Achtergrondwaarde voor die stof bedragen, waarbij voor alle stoffen geldt dat de gehalten kleiner zijn dan of gelijk zijn aan de Maximale Waarden voor de kwaliteitsklasse Industrie.

Tabel met X- en Y-waarden bij de toetsingsregel voor de Achtergrondwaarden

X	7	16	27	37
Y	2	3	4	5

Deze toetsingsregel geldt alleen voor de indeling van de ontvangende bodem in een kwaliteitsklasse. Voor de indeling van een partij toe te passen grond of baggerspecie geldt deze toetsingsregel niet.

Voor de indeling van een partij toe te passen grond of baggerspecie moeten de rekenkundig gemiddelden van alle stoffen voldoen aan de Maximale Waarden die horen bij de klassen-grenzen van de klassen Wonen en Industrie voor grond en de klassen A en B voor baggerspecie.

Opmerking uit Wijziging Regeling bodemkwaliteit (VROM en V&W, 2008)

Indien de Maximale Waarde Wonen of Industrie gelijk is aan de Achtergrondwaarde, dan geldt de opmerking uit de Wijziging Regeling bodemkwaliteit (VROM en V&W, 2008) over de relatie met de rapportagegrens in AS3000, zoals beschreven staat in bijlage 3 van voorliggend rapport.

Normen bestrijdingsmiddelen in de Regeling bodemkwaliteit herzien (Nieuwsbericht SenterNovem/Bodem+, 30 juli 2008)

VROM heeft signalen uit de praktijk ontvangen dat de normen voor de organochloorbestrijdingsmiddelen (OCB's) chloordaan, α -endosulfan, heptachloor en heptachloor-epoxide, opgenomen in bijlage B van de Regeling bodemkwaliteit leiden tot problemen bij hergebruik van grond en baggerspecie. De Maximale Waarde Industrie voor deze stoffen is in de Regeling bodemkwaliteit vastgesteld op het niveau van de Achtergrondwaarde.

VROM komt na analyse van het probleem tot de conclusie dat de normstelling voor deze stoffen vanuit het Bouwstoffenbesluit niet correct is vertaald naar het Besluit bodemkwaliteit. Daarnaast staan de Maximale Waarden Industrie voor bovengenoemde stoffen niet in verhouding tot de Maximale Waarden Industrie van de andere in bijlage B, onderdeel 6a, genoemde OCB's. VROM heeft daarom besloten de Maximale Waarde Industrie voor de vier bovengenoemde OCB's, die in de Regeling bodemkwaliteit zijn opgenomen, op 0,1 mg/kg d.s. (voor standaardbodem) vast te stellen. Het bevoegd gezag kan vooruitlopend op de wijziging van de Regeling bodemkwaliteit reeds uitgaan van deze norm.

Bijlage 6 Maximale Waarden per bodemfunctie

Deze bijlage geeft inzicht in de basis van de Maximale Waarden per bodemfunctie. De eerste tabel geeft de bodemconcentraties die horen bij de verschillende humane blootstellingsniveaus en de verschillende ecologische beschermingsniveaus. De tweede tabel geeft de Maximale Waarden per bodemfunctie, waarbij is aangegeven of deze zijn gebaseerd op humane, ecologische of landbouwriscico's en of er nog een beleidsmatige keuze is gemaakt voor de uiteindelijke waarde.

Door het RIVM berekende bodemconcentraties per stof, die horen bij verschillende humane blootstellingsniveaus en verschillende ecologische beschermingsniveaus (in mg/ kg d.s.) (uit Dirven-Van Breemen, 2007 en 2008).

Verklaring symbolen tabel bodemconcentraties bij verschillende humane blootstellingsniveaus en ecologische beschermingsniveaus

- 1) de stofselectie wordt toegelicht in paragraaf 6.7. Hier wordt ook toegelicht waarom PCB's, PAK's en minerale olie in deze tabel ontbreken;
- 2) de getallen in deze kolom staan niet in het genoemde RIVM-rapport, maar zijn later berekend met behulp van de Risicotoolbox;
- 3) voor een aantal stoffen kon het RIVM geen getalswaarde geven voor de risico's van doorvergiftiging. In de tabel is dan bij doorvergiftiging een - vermeld;
- 4) voor kobalt zijn de humane risicogrenzen niet meegenomen voor de onderbouwing van de Landelijke Referentiewaarden, vanwege relatief grote onzekerheid van de gewasopnameroute;
- 5) deze waarden zijn later verhoogd met 5 mg/kg d.s. Zie paragraaf 4.4.2 en paragraaf 4.5;
- 6) deze Achtergrondwaarden zijn gebaseerd op de in eerste instantie gehanteerde bepalingsgrens uit AW2000. Later is deze grens gewijzigd, in verband met de bodemtypecorrectie en de intralaboratorium reproduceerbaarheid. Zie paragraaf 4.4.2.;
- 7) voor de Achtergrondwaarden voor organotinverbindingen zijn beleidsmatige keuzes gedaan. Zie paragraaf 4.4.2.

Stof ¹⁾	Humaan: Veel bodemcontact, veel gewascon- sumptie (100% blad, 50% knol)	Humaan: Veel bodemcontact, gemiddelde gewas- consumptie (50% blad, 25% knol) ²⁾	Humaan: Veel bodemcontact, beperkte gewascon- sumptie (10% blad, 10% knol)	Humaan: Veel bodemcontact, geen gewas- consumptie
Antimoon	1,3	2,7	15	470
Arseen	97	170	430	560
Barium	600	1100	4700	8900
Cadmium	1,2	3,6	25	230
Chroom	560	960	2200	3300
Kobalt ⁴⁾	1,2	2,2	18	850
Koper	790	1500	6900	24000
Lood	70	120	270	360
Kwik	10	20	130	1200
Molybdeen	54	110	750	4800
Nikkel	870	1100	1500	1500
Tin	88000	170000	440000	1600000
Vanadium	380	590	1100	1300
Zink	1800	3700	26000	200000
Hexachloorbenzeen	0,0051	0,010	0,027	0,74
Tetrachloorfenolen	46	85	200	670
Pentachloorfenol	3,8	7,5	20	170
DDT	4,6	9,1	24	300
DDE	2,6	5,1	14	290
DDD	6,4	13	33	290
Drins (som)	0,040	0,072	0,20	21
γ-HCH	0,083	0,16	0,67	6,3
TBTO	5,5	11	39	100
Trifenylninverbindingen	26	49	180	350
Dimethylftalaat	15	24	41	65
Diethylftalaat	2500	4200	11000	71000
Di-iso-butylftalaat	8,0	15	41	220
Di-n-butylftalaat	70	440	17000	30000
Butylbenzylftalaat	50000	120000	290000	360000
Dihexylftalaat	3,2	6,4	18	1500
Diethylhexylftalaat	5,5	11	30	1500

Humaan: Weinig bodemcon- tact, geen gewasconsumptie	Ecologie: Hoog beschermings- niveau, generiek en doorvergiftiging (Achtergrond- waarde), geldt ook voor landbouwriscio's	Ecologie: Gemiddeld beschermings- niveau (Midden- niveau), voor doorvergiftiging³⁾	Ecologie: Gemiddeld beschermingsni- veau (Middenniveau), generieke riscio's	Ecologie: Matig bescher- mingsniveau (HC50-niveau), voor doorvergiftiging³⁾	Ecologie: Matig bescher- mingsniveau (HC50-niveau), generieke riscio's
2300	4,0	-	43	-	2894
2600	20	-	27	-	76
43000	190	-	552	-	920
1100	0,6	1,2	3,7	4,3	13
16000	55	-	62	-	175
3500	15	-	35	-	185
30000	40	124	54	324	100
1800	50	210	214	515	540
3500	0,15	0,83	8,4	4,8	36
23000	1,5	-	88	-	192
1600	30 ⁵⁾	-	34 ⁵⁾	-	95 ⁵⁾
7900000	6,5	-	182	-	917
5700	80	-	97	-	330
980000	140	236	198	370	350
1,4	0,0085	-	0,22	-	2,0
2400	0,0060 ⁶⁾	-	1,00	-	21
190	0,00030 ⁶⁾	-	1,4	-	12
1200	0,20	0,062	0,10	1,1	1,0
1200	0,10	-	0,13	-	1,3
1200	0,020	-	0,84	-	34
150	0,015	0,041	0,04	0,31	0,14
9,4	0,0030	-	0,04	-	1,2
320	7)	-	0,038	-	0,48
1300	7)	-	1,3	-	5,1
69	0,045	-	9,2	-	84
300000	0,045	-	5,3	-	53
250	0,045	-	1,3	-	17
120000	0,070	-	5	-	36
1500000	0,070	-	2,6	-	48
6000	0,070	-	22	-	220
6000	0,045	-	8,3	-	69

Verklaring symbolen tabel Maximale Waarden per bodemfunctie

De Maximale waarden per bodemfunctie zijn gebaseerd op: H: humane risico's; E: ecologische risico's generiek; D: ecologische risico's doorvergiftiging; L: landbouwriscio's; A: verhoogd naar de Achtergrondwaarde (deze beleidsmatige keuze werkt door in de Risicotoolbox, de Risico-Index is altijd <1 bij gehalten onder de Achtergrondwaarden); I: afgekapt op de Interventiewaarde (deze beleidsmatige keuze werkt niet door in de Risicotoolbox); S: afgekapt op de SW2-waarde (deze beleidsmatige keuze werkt niet door in de Risicotoolbox)

- ¹⁾ voor kobalt zijn de humane risicogrenzen niet meegenomen voor de onderbouwing van de Landelijke Referentiewaarden, vanwege relatief grote onzekerheid van de gewasopnameroute;
- ²⁾ voor koper en zink is besloten de bestaande Interventiewaarden te handhaven en deze waarden ook te gebruiken voor gebieden met weinig ecologische waarde. Deze beleidsmatige keuze werkt door in de Risicotoolbox;
- ³⁾ Voor nikkel is besloten de bestaande Streefwaarde van 35 mg/kg d.s. te kiezen voor de invulling van de Achtergrondwaarde (zie paragraaf 4.4.2). De door RIVM berekende waarden zijn gebaseerd op een toen voorgestelde Achtergrondwaarde van 30 mg/kg d.s. De Maximale Waarden zijn daarom met 5 mg/kg d.s. hoger dan de afgeleide Landelijke Referentiewaarden;
- ⁴⁾ de Achtergrondwaarden voor deze stoffen zijn gebaseerd op de bepalingsgrens (intralaboratorium reproduceerbaarheid). Zie paragraaf 4.4.2.
- ⁵⁾ voor de achtergrondwaarden voor organotinverbindingen zijn beleidsmatige keuzes gedaan. Zie paragraaf 4.4.2.

Maximale waarden per bodemfunctie, waarbij is aangegeven waarop de waarden zijn gebaseerd (in mg/kg d.s.)

Bodemfunctieklasse	Achtergrondwaarden-categorie			
	Bodemfunctie	Landbouw	Natuur	Moestuinen en volkstuinen
			Veel gewas- consumptie	Gemiddelde gewas- consumptie
Antimoon	4,0 L	4,0 E	4,0 A	4,0 A
Arseen	20 L	20 E	27 E	27 E
Barium	190 L	190 E	550 E	550 E
Cadmium	0,6 L	0,6 E	1,2 H	3,6 H
Chroom	55 L	55 E	62 E	62 E
Kobalt ¹⁾	15 L	15 E	35 E	35 E
Koper ²⁾	40 L	40 E	54 E	54 E
Lood	50 L	50 E	70 H	120 H
Kwik	0,15 L	0,15 E	8,4 E	8,4 E
Molybdeen	1,5 L	1,5 E	54 H	88 E
Nikkel ³⁾	35 L	35 E	39 E	39 E
Tin	6,5 L	6,5 E	180 E	180 E
Vanadium	80 L	80 E	97 E	97 E
Zink ²⁾	140 L	140 E	200 E	200 E
Hexachloorbenzeen	0,0085 L	0,0085 E	0,0085 A	0,010 H
Tetrachloorfenolen ⁴⁾	0,015 L	0,015 E	1,0 E	1,0 E
Pentachloorfenol ⁴⁾	0,0030 L	0,0030 E	1,4 E	1,4 E
DDT	0,20 L	0,20 E	0,2 A	0,2 A
DDE	0,10 L	0,10 E	0,13 E	0,13 E
DDD	0,020 L	0,020 E	0,84 E	0,84 E
Drins (som)	0,015 L	0,015 E	0,04 HE	0,04 E
γ-HCH	0,0030 L	0,0030 E	0,04 E	0,04 E
TBTO ⁵⁾	0,15 L	0,15 E	0,15 A	0,15 A
Trifenylnitroverbindingen ⁵⁾	0,15 L	0,15 E	1,3 E	1,3 E
Dimethylftalaat	0,045 L	0,045 E	9,2 E	9,2 E
Diethylftalaat	0,045 L	0,045 E	5,3 E	5,3 E
Di-iso-butylftalaat	0,045 L	0,045 E	1,3 E	1,3 E
Di-n-butylftalaat	0,070 L	0,070 E	5,0 E	5,0 E
Butylbenzylftalaat	0,070 L	0,070 E	2,6 E	2,6 E
Dihexylftalaat	0,070 L	0,070 E	3,2 H	6,4 H
Diethylhexylftalaat	0,045 L	0,045 E	5,5 H	8,3 E

	WONEN			INDUSTRIE	
	Wonen met tuin	Plaatsen waar kinderen spelen	Groen met natuurwaarden	Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie	
		Gemiddelde ecologische waarde	Weinig ecologische waarde	Met doorvergiftiging	Zonder doorvergiftiging
15 H	22 I	22 I	22 I	22 I	22 I
27 E	27 E	76 E	27 E	76 E	76 E
550 E	550 E	920 E	550 E	920 E	920 E
3,7 E	3,7 E	13 E	1,2 D	4,3 D	13 E
62 E	62 E	180 E	62 E	180 E	180 E
35 E	35 E	190 E	35 E	190 E	190 E
54 E	54 E	190 E	54 E	190 E	190 E
214 E	214 E	360 H	210 ED	530 I	530 I
8,4 E	8,4 E	36 E	0,83 D	4,8 D	36 E
88 E	88 E	190 E	88 E	190 E	190 E
39 E	39 E	100 E	39 E	100 E	100 E
180 E	180 E	900 E	180 E	900 E	900 E
97 E	97 E	250 I	97 E	250 I	250 I
200 E	200 E	720 E	200 E	720 E	720 E
0,027 H	0,22 E	0,74 H	0,22 E	1,4 H	1,4 H
1,0 E	1,0 E	6 S	1,0 E	6 S	6 S
1,4 E	1,4 E	5 S	1,4 E	5 S	5 S
0,2 A	0,2 A	1 E	0,2 A	1 E	1 E
0,13 E	0,13 E	1,3 E	0,13 E	1,3 E	1,3 E
0,84 E	0,84 E	34 E	0,84 E	34 E	34 E
0,04 E	0,04 E	0,14 E	0,04 E	0,14 E	0,14 E
0,04 E	0,04 E	0,5 S	0,04 E	0,5 S	0,5 S
0,15 A	0,15 A	0,48 E	0,15 A	0,48 E	0,48 E
1,3 E	1,3 E	2,5 I	1,3 E	2,5 I	2,5 I
9,2 E	9,2 E	60 S	9,2 E	60 S	60 S
5,3 E	5,3 E	53 E	5,3 E	53 E	53 E
1,3 E	1,3 E	17 E	1,3 E	17 E	17 E
5,0 E	5,0 E	36 E	5,0 E	36 E	36 E
2,6 E	2,6 E	48 E	2,6 E	48 E	48 E
18 H	22 E	60 S	22 E	60 S	60 S
8,3 E	8,3 E	60 I	8,3 E	60 I	60 I

Bijlage 7 LAC2006-waarden

De LAC2006-waarden zijn niet in regelgeving opgenomen, maar wel in de Risicotoolbox. De status, functie en onderbouwing worden toegelicht in hoofdstuk 7. Meer informatie over de onderbouwing is te vinden in een Alterra-rapport (Römkens e.a, 2007).

LAC2006-waarden voor metalen per onderscheiden landgebruiksvorm en bodemtype

In rood zijn de wijzigingen weergegeven ten opzichte van de LAC'91 (toegelicht in Römken e.a, 2007).

		landgebruik					
		Akkerbouw			Akkerbouw voor veevoer		
Bodemtype:		zand	klei	veen	zand	klei	veen
Arseen	As	30	50	50	30	50	50
Cadmium	Cd	1	2	3	1	3	2(5) ¹⁾
Chroom	Cr	100	180	140	100	180	140
Koper	Cu	50	160	200	50	80	80
Kwik	Hg	2	2	2	2	2	2
Lood	Pb	100	200	200	100	200	200
Nikkel	Ni	15	50	60	15	50	60
Zink	Zn	150	350	350	150	660	720

		Groente			Beweid grasland		
Bodemtype:		zand	klei	veen	zand	klei	veen
Arseen	As	30	50	50	30	50	50
Cadmium	Cd	1	2	5	1	2	3
Chroom	Cr	100	180	140	100	180	140
Koper	Cu	50	160	200	30/50	30/80	30/80
Kwik	Hg	2	2	2	2	2	2
Lood	Pb	100	200	200	150	150	150
Nikkel	Ni	15	50	60	15	50	60
Zink	Zn	150	350	350	150	660	720

		Fruit			Sierteelt		
Bodemtype:		zand	klei	veen	zand	klei	Veen
Arseen	As	30	50	50	30	50	50
Cadmium	Cd	1	2	5	5	10	10
Chroom	Cr	100	180	140	100	180	140
Koper	Cu	50	160	200	50	160	200
Kwik	Hg	2	2	2	2	2	2
Lood	Pb	100	200	200	340	480	590
Nikkel	Ni	15	50	60	15	50	60
Zink	Zn	150	660	720	150	660	720

1) waarde van 2 volgt uit de lagere advies pH voor veengronden (4,8). Bij pH waarden tussen 5 en 6 is 5 mg kg⁻¹ voldoende.

Indicatieve LAC2006-waarden, LAC'91, Interventiewaarden en Achtergrondwaarden voor enkele organische verbindingen (in mg/kg d.s. voor de standaardbodem)

Cijfers in rood wijken af van de LAC'91. Tussen haakjes de LAC2006 volgens optie 2, alleen daar waar het verschil uitmaakt met optie 1 (zie toelichting).

	berekende waarde	LAC'91	AW2000	IW Std bod.	LAC2006
		gras	mais		
Aldrin/Dieldrin	0.0016	0.3	0.5	0.015 ¹	0.14 ¹ 0.015 (0.14)
Endrin	0.056	0.2	0.4	0.015 ¹	0.14 ¹ 0.056 (0.14)
DDT	0.16	2.5	4	0.2	1 0.2 (1)
α-HCH	-	0.3	0.5	0.001	17 0.3/0.5
β-HCH	-	0.1	0.2	0.002	1.6 0.1/0.2
γ-HCH	-	2.5	4	0.003	1.2 1.2
Heptachloor	-	0.1	0.2	0.0007	4 0.1/0.2
HCB	-	0.3	0.5	0.0085	2.0 0.3/0.5
PCB153	-	0.1	0.2	0.02 ²	1 ² 0.1/0.2
PCB138	-	0.1	0.2	0.02 ²	1 ² 0.1/0.2
Dioxinen	-	1 e-5 ³	1 e-5 ³	1 e-5 ³	0.00036 ³ 1 e-5
PAK	3.4 ⁴	-	-	1.5 ⁴	40 ⁴ 3.4

¹ som drins incl isodrin

² som 7 PCB's

³ som I-TEQ

⁴ som-PAK (10)

Toelichting opties 1 en 2:

- optie 1 handhaving oude LAC met correctie voor alle LAC'91 waarden die nu boven de IW liggen (oa drins, DDT, HCH). De onderbouwing van de berekeningen is erg afhankelijk van de gekozen rekenmethode. De eerder afgeleide LAC'91 is ook gebaseerd op berekeningen van de overdracht van bodem en gewas naar product. De discrepantie tussen beide benaderingen is echter groot.
- optie 2 toepassen van dezelfde afweging als bij metalen, nl de berekende waarde aanhouden indien deze hoger is dan AW2000 en lager dan IW. In andere gevallen hetzij AW2000 of IW aanhouden. In de tabel is in de laatste kolom tussen haakjes de aldus bepaalde LAC weergegeven.

Bijlage 8 Normen voor waterbodems

De Maximale Waarden voor verspreiding van baggerspecie over het aangrenzend perceel, de Maximale Waarden Klasse A (= Maximale Waarden verspreiding baggerspecie in zoet oppervlaktewater) en B (= Interventiewaarden waterbodem) zijn opgenomen in de Regeling bodemkwaliteit (VROM, 2007). De onderbouwing is te vinden in een RWS-RIZA/RIVM-rapport (Osté en Wintersen, 2007). De beleidsmatige keuzes voor de onderbouwing van de nieuwe normen voor waterbodems en specifieke beleidsmatige keuzes voor een aantal stoffen staan vermeld en toegelicht in hoofdstuk 8. Gehalten in baggerspecie/waterbodem zijn weergegeven voor standaardbodem (10% organische stof en 25% lutum), voor de bodemtypecorrectieformules wordt verwezen naar bijlage G van de Regeling bodemkwaliteit (VROM, 2007), die is overgenomen in bijlage 10 van voorliggend rapport.

Verklaring symbolen:

- 1) voor de definitie van somparameters wordt verwezen naar bijlage N van de Regeling bodemkwaliteit (VROM, 2007), die is overgenomen in bijlage 11 van voorliggend rapport.
- 2) De msPAF wordt berekend voor de met X aangegeven stoffen. Indien geen waarde wordt ingevuld (bijvoorbeeld omdat de stof niet gemeten wordt) wordt gerekend met 0,7 maal de bepalingsgrens (intralaboratorium reproduceerbaarheid). De baggerspecie voldoet aan de maximale waarden voor verspreiden van baggerspecie op het aangrenzende perceel indien:
 - de gehalten van de gemeten stoffen lager zijn dan de Interventiewaarde bodemsanering, en
 - voor organische stoffen: msPAF < 20%, en
 - voor metalen: msPAF < 50%, waarbij voor cadmium een maximum gehalte geldt.Voor gemeten stoffen die geen deel uitmaken van de msPAF-berekening geldt de achtergrondwaarde (m.u.v. somparameters waarbij de individuele parameters onderdeel uitmaken van de msPAF-berekening). Barium, kobalt, molybdeen en minerale olie maken geen deel uit van de msPAF-berekening. In plaats van de Achtergrondwaarde geldt voor deze vier stoffen de waarde, die vermeld is in de kolom 'Maximale waarden verspreiden van baggerspecie over aangrenzend perceel'. Voor de gemeten stoffen, die geen onderdeel uitmaken van de msPAF-berekening, worden de toetsingsregels van de Achtergrondwaarden toegepast.
- 3) de Maximale waarden verspreiden baggerspecie in zoet oppervlaktewater zijn gebaseerd op een bepaald Herverontreinigingsniveau (HVN). Voor de stoffen waarvoor geen HVN is afgeleid gelden de Achtergrondwaarden en de toetsingsregels voor de Achtergrondwaarden.
- 4) bij de toetsing aan de Maximale Waarden voor verspreiden in zout water wordt geen bodemtype correctie toegepast. Bij de toetsing aan de waarden in onderstaande kolom mogen de gehalten van ten hoogste twee gemeten stoffen 50 % hoger zijn dan de Maximale Waarden voor verspreiden in zout water. Prioritaire stoffen en PCB's zijn uitgezonderd van deze mogelijkheid. De kolom geeft het totale pakket van de Zoute Bagger Toets.
- 5) voor het toepassen van zeezand geldt de norm 200 mg/kg ds. Bij het toepassen van zeezand op plaatsen waar een direct contact is of mogelijk is met brak oppervlaktewater of zeewater met van nature een chloride-gehalte van meer dan 5000 mg/l, geldt voor chloride geen maximale waarde.
- 6) bij gehalten die de Achtergrondwaarde overschrijden moet rekening worden gehouden met de mogelijkheid van uitdamping. Wanneer uitdamping naar binnenlucht zou kunnen optreden, moet bij overschrijding van de Achtergrondwaarde worden gemeten in de bodemlucht en moet worden getoetst aan de TCL (Toxicologisch Toelaatbare Concentratie in Lucht).
- 7) de Interventiewaarde voor bodem onder oppervlaktewater van deze stoffen is gelijk of kleiner dan de bepalingsgrens (intralaboratorium reproduceerbaarheid). Indien de stof wordt aangetoond moeten de risico's nader worden onderzocht. Bij het aantreffen van vinylchloride of 1,1-dichlooretheen moet tevens het grondwater worden onderzocht.
- 8) de Interventiewaarde waterbodem is gelijk (gesteld) aan de bepalingsgrens (intralaboratorium reproduceerbaarheid).
- 9) de eenheid voor organotinverbindingen is mg Sn/kg ds, met uitzondering van de normwaarden met voetnoot 10.
- 10) de eenheid voor de Maximale Waarde bodemfunctieklasse industrie, Interventiewaarde waterbodem en Maximale Waarde kwaliteitsklasse B voor organotinverbindingen (som) is mg organotin/kg ds.
- 11) normwaarde Tributyltin van 0,25 mg Sn/kg ds geldt verspreiden van baggerspecie in de Waddenzee en de Zeeuwse Delta.
- 12) normwaarde Tributyltin van 0,115 mg Sn/kg ds geldt voor verspreiden van baggerspecie in de Noordzee langs de Noordzeekust.
- 13) zijnde het gehalte serpentijnasbest plus tienmaal het gehalte amfiboolasbest. Deze eis bedraagt 0 mg/kg d.s. indien niet is voldaan aan artikel 2, onder b, van het Productenbesluit Asbest.
- 14) minerale olie heeft betrekking op de som van de (al dan niet) vertakte alkanen. Indien er enigerlei vorm van verontreiniging met minerale olie wordt aangetoond in grond/baggerspecie, dan dient naast het gehalte aan minerale olie ook het gehalte aan aromatische en/of polycyclische aromatische koolwaterstoffen bepaald te worden.
- Ⓜ) betreft normwaarde voor een niet prioritaire stof op grond van de KRW.
- 5) herverontreinigingsniveau (HVN) is lager dan Achtergrondwaarde, daarom is de Maximale waarde voor verspreiden in zoet oppervlaktewater/Maximale waarde kwaliteitsklasse A gelijk getrokken aan de Achtergrondwaarde.

Omrekenen concentraties organotinverbindingen

Aanvullend op de voetnoten 9 en 10:

Het molgewicht van Sn = 118,69

Het iongewicht van TBT = 290,04

Het iongewicht van TFT = 350,01

Dus voor TBT van µg Sn/kg d.s. naar µg TBT/kg d.s.:
vermenigvuldigen met 2,44.

Dus voor TFT van µg Sn/kg d.s. naar µg TFT/kg d.s.:
vermenigvuldigen met 2,95.

	Maximale Waarden voor verspreiden van baggerspecie over aangrenzend perceel ⁽²⁾	Maximale Waarden verspreiden baggerspecie in zoet oppervlaktewater ⁽³⁾	Interventiewaarden bodem onder oppervlaktewater	Maximale Waarden verspreiden baggerspecie in zout oppervlaktewater ⁽⁴⁾	
		Maximale waarden kwaliteitsklasse A	Maximale waarden kwaliteitsklasse B		
Stof ⁽¹⁾	mg/kg d.s.	mg/kg d.s.	mg/kg d.s.	mg/kg d.s.	
1. Metalen					
antimoon (Sb)			15		
arseen (As)	X	29	85	29	(@)
barium (Ba)	395	395	625		
cadmium (Cd)	X en 7,5	4	14	4	
chrom (Cr)	X	120	380	120	(@)
kobalt (Co)	25	25	240		
koper (Cu)	X	96	190	60	(@)
kwik (Hg)	X	1,2	10	1,2	
lood (Pb)	X	138	580	110	
molybdeen (Mo)	5	5	200		
nikkel (Ni)	X	50	210	45	
zink (Zn)	X	563	2000	365	(@)
2. Overige anorganische stoffen					
chloride ⁽⁵⁾					
cyanide (vrij) ⁽⁶⁾			20		
cyanide-complex			50		
thiocyanaat			20		
3. Aromatische stoffen					
benzeen			1		
ethylbenzeen			50		
tolueen			130		
xylenen (som)			25		
styreen (vinylbenzeen)			100		
fenol			40		
cresolen (som)			5		
4. Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's)					
naftaleen	X				
fenantreen	X				
antraceen	X				
fluorantheen	X				
chryseen	X				
benzo(a)antraceen	X				
benzo(a)pyreen	X				
benzo(k)fluorantheen	X				
indeno(1,2,3cd)pyreen	X				
benzo(ghi)peryleen	X				
PAK's totaal (som 10)		9	40	8	
5. Gechloreerde koolwaterstoffen					
a. (vluchtige) chloorkoolwaterstoffen					
monochlooretheen (vinylchloride) ⁽⁷⁾			0,1		
dichloormethaan			10		
1,1-dichloorethaan			15		
1,2-dichloorethaan			4		
1,1-dichlooretheen ⁽⁷⁾			0,3 ⁽⁸⁾		

	Maximale Waarden voor verspreiden van bagger- specie over aangrenzend perceel (2)	Maximale Waarden versprei- den baggerspecie in zoet oppervlak- tewater (3)	Interventiewaarden bodem onder oppervlaktewater	Maximale Waarden versprei- den baggerspecie in zout oppervlak- tewater (4)
		Maximale waarden kwaliteitsklasse A	Maximale waarden kwaliteitsklasse B	
Stof (1)	mg/kg d.s.	mg/kg d.s.	mg/kg d.s.	mg/kg d.s.
1,2-dichlooretheen (som)			1	
dichloorpropanen (som)			2	
trichloormethaan (chloroform)			10	
1,1,1-trichloorethaan			15	
1,1,2-trichloorethaan			10	
trichlooretheen (Tri)			60	
tetrachloormethaan (Tetra)			1	
tetrachlooretheen (Per)			4	
b. chloorbenzenen				
pentachloorbenzeen		0,007		
hexachloorbenzeen	X	0,044		0,02
chloorbenzenen (som)			30	
c. chloorfenolen				
pentachloorfenol	X	0,016	5	
chloorfenolen (som)			10	
d. polychloorbifenylen (PCB's)				
PCB 28	X	0,014		
PCB 52	X	0,015		
PCB 101	X	0,023		
PCB 118	X	0,016		
PCB 138	X	0,027		
PCB 153	X	0,033		
PCB 180	X	0,018		
PCB's (som 7)		0,139	1	0,1 (@)
e overige gechloreerde koolwaterstoffen				
monochlooranilinen (som)			50	
chloornaftaleen (som)			10	
6. Bestrijdingsmiddelen				
a. organochloorbestrijdingsmiddelen				
chloordaan (som)	X		4	
DDT (som)	X			
DDE (som)	X			
DDD (som)	X			
DDT/DDE/DDD (som)		0,30 (\$)	4	0,02
aldrin	X	0,0013		
dieldrin	X	0,0080 (\$)		
endrin	X	0,0035 (\$)		
isodrin	X			
telodrin	X			
drins (som)		0,015 (\$)	4	
endosulfansulfaat	X			
α -endosulfan	X	0,0021	4	
α -HCH	X	0,0012		
β -HCH	X	0,0065		
γ -HCH (lindaan)	X	0,003 (\$)		

	Maximale Waarden voor verspreiden van bagger- specie over aangrenzend perceel ⁽²⁾	Maximale Waarden versprei- den baggerspecie in zoet oppervlak- tewater ⁽³⁾	Interventiewaarden bodem onder oppervlaktewater	Maximale Waarden versprei- den baggerspecie in zout oppervlak- tewater ⁽⁴⁾
		Maximale waarden kwaliteitsklasse A	Maximale waarden kwaliteitsklasse B	
Stof ⁽¹⁾	mg/kg d.s.	mg/kg d.s.	mg/kg d.s.	mg/kg d.s.
α-HCH	X			
HCH-verbindingen (som)		0,010 ⁽⁵⁾	2	
heptachloor	X	0,004	4	
heptachloorepoxide (som)	X	0,004	4	
hexachloorbutadieen	X	0,0075		
b. organofosforpesticiden				
-				
c. organotin bestrijdingsmiddelen				
organotin verbindingen (som) ⁽⁹⁾			2,5 ⁽¹⁰⁾	
tributyltin (TBT) ⁽⁹⁾		0,25		0,25 ⁽¹¹⁾ 0,115 ⁽¹²⁾
d. chloorfenoxo-azijnzuur herbiciden				
MCPA			4	
e. overige bestrijdingsmiddelen				
atrazine			6	
carbaryl			5	
carbofuran ⁽⁷⁾			2	
7. Overige stoffen				
asbest ⁽¹³⁾		100	100	100
cyclohexanon			45	
ftalaten (som)			60	
minerale olie ⁽¹⁴⁾	3000	1250	5000	1250 ^(@)
pyridine			0,5	
tetrahydrofuran			2	
tetrahydrothiofeen			90	
tribroommethaan (bromofom)			75	

Bijlage 9 Grootschalige toepassingen

Voor grootschalige toepassingen gelden specifieke normen gericht op de emissie van stoffen. Dit betreft Emissietoetswaarden en Maximale Emissiewaarden. Deze normen zijn opgenomen in de Regeling bodemkwaliteit (VROM, 2007). De Maximale Emissiewaarden zijn gebaseerd op onderzoek van het RIVM (Verschoor e.a, 2006). De Emissietoetswaarden zijn gebaseerd op waarden uit het voormalige Bouwstoffenbesluit. Voor meer informatie zie paragraaf 6.12.

Gehalten in grond zijn weergegeven voor standaardbodem (10% organische stof en 25% lutum), voor de bodemtypecorrectieformules wordt verwezen naar bijlage G van de Regeling bodemkwaliteit (VROM, 2007), die is overgenomen in bijlage 10 van voorliggend rapport.

Naast onderstaande specifieke normen hebben de Maximale Waarden Industrie en de Interventiewaarden waterbodembodem een rol bij de beoordeling van grond en baggerspecie voor grootschalige toepassingen. Dit wordt toegelicht in de Handreiking Besluit bodemkwaliteit (SenterNovem/Bodem+, 2007). Hierbij geldt één specifieke norm voor grootschalige toepassingen: voor het toepassen van baggerspecie in grootschalige toepassingen op landbodembodem geldt voor minerale olie een Maximale Waarde van 2.000 mg/kg d.s. (in plaats van de Maximale Waarde Industrie van 500 mg/kg d.s, zie paragraaf 6.8.2.3).

Maximale Waarden grootschalige toepassingen op of in de bodem

Stof	Maximale emissiewaarden	Emissietoetswaarden
	mg/kg L/S 10	mg/kg d.s.
1. Metalen		
antimoon (Sb)	0,070	9
arseen (As)	0,61	42
barium (Ba)	4,1	413
cadmium (Cd)	0,051	4,3
chrom (Cr)	0,17	180
kobalt (Co)	0,24	130
koper (Cu)	1,0	113
kwik (Hg)	0,49	4,8
lood (Pb)	15	308
molybdeen (Mo)	0,48	105
nikkel (Ni)	0,21	100
tin (Sn)	0,093	450
vanadium (V)	1,9	146
zink (Zn)	2,1	430

Opmerking uit Wijziging Regeling bodemkwaliteit (VROM en V&W, 2008)

De Maximale Emissiewaarden kunnen lager zijn dan de vereiste rapportagegrens in AS3000. Dit betekent dat deze waarden strenger zijn dan het niveau waarop betrouwbaar (routinematig) kan worden gemeten. De laboratoria moeten minimaal voldoen aan de vereiste rapportagegrens in AS3000. Het hanteren van een strengere rapportagegrens mag ook, mits deze is vastgesteld conform AS3000. Bij het beoordelen van het meetresultaat '< rapportagegrens AS3000' mag de beoordelaar ervan uitgaan dat de kwaliteit van de grond voldoet aan de Maximale Emissiewaarde. Indien het laboratorium een waarde '< dan een verhoogde rapportagegrens' aangeeft (hoger dan de rapportagegrens AS3000), dan dient de betreffende rapportagegrens te worden vermenigvuldigd met 0,7. De zo verkregen waarde wordt getoetst aan de Maximale Emissiewaarde. Een dergelijke verhoogde rapportagegrens kan optreden bij de analyse van een zeer sterk verontreinigd monster of een monster met een afwijkende samenstelling.

Detailgegevens onderbouwing Maximale Emissiewaarden

Voor de acht metalen uit het standaard stoffenpakket tot 1 juli 2008 zijn de gehanteerde waarden voor de emissie uit schone grond ('factor a') (Nieuwenhuis en Lamé, 2006a) en voor de op basis van de in paragraaf 6.12 beschreven uitgangspunten berekende emissie eis (Nieuwenhuis en Lamé, 2006b) opgenomen in onderstaande tabel.

Voor de zes overige metalen zijn de gehanteerde waarden voor de immissiewaarden (VROM, 1995), voor de emissie uit schone grond ('factor a') en voor de constante voor de snelheid van uitloging ('kappa') (VROM, 2005b) opgenomen in de tweede tabel hieronder.

Stof	Emissie eis mg/kg L/S 10	Factor a mg/kg L/S 10	Maximale Emissiewaarde mg/kg L/S 10
arseen (As)	0,37	0,24	0,61
cadmium (Cd)	0,046	0,005	0,051
chromium (Cr)	0,099	0,070	0,17
koper (Cu)	0,83	0,20	1,0
kwik (Hg)	0,49	0,004	0,49
lood (Pb)	15	0,300	15
nikkel (Ni)	0,067	0,140	0,21
zink (Zn)	1,1	1,015	2,1

Stof	Immissiewaarden mg/m ² per 100 jaar	Factor a mg/kg L/S 10	Kappa
antimoon (Sb)	39	0,06	0,11
barium (Ba)	6.300	2,7	0,15
kobalt (Co)	300	0,18	0,20
molybdeen (Mo)	150	0,45	0,35
tin (Sn)	300	0,03	0,19
vanadium (V)	2.400	1,2	0,05

De formule om de immissiewaarden om te rekenen naar emissiewaarden is:

$$E_{grond} = a + \frac{I_{grond} * (1 - e^{-\kappa * 10})}{d_{grond} * h * \left(1 - e^{-\frac{Ni * J}{d_{grond} * h}}\right)}$$

Waarin:

- E_{grond} gemeten cumulatieve productemissie in een kolomtest met $L/S = 10$ (in mg/kg);
- a uitloging uit schone grond (mg/kg);
- I_{grond} immissie naar de bodem (mg/m² per 100 jaar);
- κ kappa, pre-exponentiële constante, maat voor de snelheid van uitloging;
- d_{grond} dichtheid van grond (gesteld op 1,550 kg/m³);
- h de grootste hoogte waarin grond wordt aangebracht (gesteld op 5 m);
- Ni effectieve infiltratie (gesteld op 300 mm/jaar);
- J tijd (gesteld op 100 jaar).

Bijlage 10 Formules bodemtypecorrectie

Onderstaande informatie is overgenomen uit bijlage G uit de Regeling Bodemkwaliteit (VROM, 2007) en de Wijziging Regeling bodemkwaliteit (VROM en V&W, 2008). De cursief toegevoegde verwijzingen hebben betrekking op voorliggend rapport.

Formules bodemtypecorrectie

1. *Formules bodemtypecorrectie bodem, bij toepassing van grond of baggerspecie volgens de toetsingskaders in paragraaf 2 en 3 van afdeling 2 van hoofdstuk 4 van het Besluit*

De normwaarden voor toepassen van grond of baggerspecie op of in de bodem, zoals aangeduid in tabel 1 van bijlage B (en overgenomen in bijlage 3, 5 en 9 van voorliggend rapport), zijn afhankelijk van het lutumgehalte en/of het organisch stofgehalte.

De formules voor correctie van de meetwaarden in grond en baggerspecie voor het bodemtype zijn overeenkomstig de formules hiervoor in bijlage A van de Circulaire streefwaarden en Interventiewaarden bodemsanering.

Bij de beoordeling van de kwaliteit van de bodem of de partij toe te passen grond of baggerspecie, worden de in de

tabellen opgenomen normwaarden (achtergrondwaarden en maximale waarden voor een standaardbodem) omgerekend naar de normwaarden voor de betreffende bodem, respectievelijk de partij toe te passen of te verspreiden grond of baggerspecie. Hierbij wordt gebruik gemaakt van de gemeten gehalten aan organisch stof en lutum van de bodem, respectievelijk de partij toe te passen of te verspreiden grond en baggerspecie. De omgerekende maximale waarden kunnen vervolgens met de gemeten gehalten worden vergeleken.

Hierbij is het percentage aan organisch stof bepaald volgens NEN 5754.

Hierbij is het gehalte aan lutum: het gewichtspercentage minerale bestanddelen met een diameter kleiner dan 2 µm betrokken op het totale drooggewicht van de grond.

Metalen

Bij de omrekening van de normwaarden voor metalen wordt de volgende bodemtypecorrectieformule gebruikt:

$$(MW)_{b,g,bs} = (MW)_{sb} \times \left\{ \frac{(A + (B \times \% \text{lutum}) + (C \times \% \text{organisch stof}))}{(A + (B \times 25) + (C \times 10))} \right\}$$

Waarin:

- $(MW)_{b,g,bs}$ = maximale waarde of achtergrondwaarde die geldt voor de plaats van toepassen, respectievelijk voor de toe te passen of te verspreiden partij grond of baggerspecie, gecorrigeerd op basis van rekenkundige gemiddelde van het lutum- en organisch stofgehalte zoals gemeten in de bodem, respectievelijk de toe te passen grond of baggerspecie.
- $(MW)_{sb}$ = maximale waarde of achtergrondwaarde voor de standaardbodem, die geldt als toepassingseis voor de plaats van toepassen.
- % lutum = gemeten percentage lutum in de te beoordelen bodem, grond of baggerspecie. Voor bodem, grond of baggerspecie met een gemeten lutumgehalte van minder dan 2% wordt met een lutumgehalte van 2% gerekend. Voor thermisch gereinigde grond en baggerspecie geldt de volgende uitzondering:
bij de omrekening van de normwaarden voor Barium, wordt indien het lutumpercentage lager is dan 10%, met een lutumpercentage van 10% gerekend.
- % organisch stof = gemeten percentage organisch stof in de te beoordelen bodem, grond of baggerspecie. Voor bodem, grond of baggerspecie met een gemeten organisch gehalte van minder dan 2% wordt met een organisch stofgehalte van 2% gerekend.
- A,B,C = stof afhankelijke constanten voor metalen (zie tabel 1).

Tabel 1 Stofafhankelijke constanten voor metalen

Stof	A	B	C
Arseen	15	0,4	0,4
Barium	30	5	0
Beryllium	8	0,9	0
Cadmium	0,4	0,007	0,021
Chroom	50	2	0
Kobalt	2	0,28	0
Koper	15	0,6	0,6
Kwik	0,2	0,0034	0,0017
Lood	50	1	1
Nikkel	10	1	0
Tin	4	0,6	0
Vanadium	12	1,2	0
Zink	50	3	1,5

¹ Voor antimoon, molybdeen en thallium wordt geen bodemtypecorrectie gehanteerd.

Organische verbindingen

Bij de omrekening naar standaardbodem voor organische verbindingen, met uitzondering van PAK's, wordt gebruik gemaakt van de volgende bodemtypecorrectieformule: $(MW)_{b,g,bs} = (MW)_{sb} \times (\% \text{organisch stof} / 10)$

Waarin:

- $(MW)_{b,g,bs}$ = maximale waarde of achtergrondwaarde die geldt voor de plaats van toepassen, respectievelijk voor de toe te passen of te verspreiden partij grond of baggerspecie, gecorrigeerd op basis van rekenkundige gemiddelde van het lutum- en organisch stofgehalte zoals gemeten in de toe te passen grond of baggerspecie.
- $(MW)_{sb}$ = maximale waarde of achtergrondwaarde voor de standaardbodem, die geldt als toepassingseis voor de plaats van toepassen.
- % organisch stof = gemeten percentage organisch stof in de te beoordelen bodem, grond of baggerspecie. Voor bodem, grond of baggerspecie met gemeten organische stofgehalte van meer dan 30% respectievelijk minder dan 2%, wordt met organisch stofgehalten van 30%, respectievelijk 2% gerekend.

PAK's

Bij PAK's is de wijze van correctie naar de standaardbodem afhankelijk van het percentage organisch stof. Voor PAK's wordt geen bodemtypecorrectie voor bodems met een organisch stofgehalte tot 10% toegepast. Tussen de 10% en 30% organisch stofgehalte wordt de volgende bodemtypecorrectieformule gebruikt:

$$(MW)_{b,g,bs} = (MW)_{sb} \times (\% \text{organisch stof} / 10)$$

Waarin:

- $(MW)_{b,g,bs}$ = maximale waarde of achtergrondwaarde die geldt voor de plaats van toepassen, respectievelijk voor de toe te passen of te verspreiden partij grond of baggerspecie, gecorrigeerd op basis van rekenkundige gemiddelde van het lutum- en organisch stofgehalte zoals gemeten in de bodem, respectievelijk de toe te passen grond of baggerspecie.
- $(MW)_{sb}$ = maximale waarde of achtergrondwaarde voor de standaardbodem, die geldt als toepassingseis voor de plaats van toepassen.
- % organisch stof = gemeten percentage organisch stof in de te beoordelen bodem, grond of baggerspecie.

Voor bodems met een organisch stofgehalte vanaf 30% wordt de volgende bodemtype-correctieformule gehanteerd:

$$(MW)_{b,g,bs} = (MW)_{sb} \times 3$$

Waarin:

- $(MW)_{b,g,bs}$ = maximale waarde of achtergrondwaarde die geldt voor de plaats van toepassen, respectievelijk voor de toe te passen of te verspreiden partij grond of baggerspecie, gecorrigeerd op basis van rekenkundige gemiddelde van het lutum- en organisch stofgehalte zoals gemeten in de bodem, respectievelijk de toe te passen grond of baggerspecie.
- $(MW)_{sb}$ = maximale waarde of achtergrondwaarde voor de standaardbodem, die geldt als toepassingseis voor de plaats van toepassen.
- % organisch stof = gemeten percentage organisch stof in de te beoordelen bodem, grond of baggerspecie.

II. Formules bodemtypecorrectie bodem, bij toepassing van grond of baggerspecie volgens het toetsingskader van hoofdstuk 4, afdeling 2, paragraaf 1 van het Besluit

Bij vaststelling of sprake is van overschrijding van lokale maximale waarden, verloopt de bodemtypecorrectie volgens twee stappen:

1. omrekenen van de lokale maximale waarden voor de bodemkwaliteitszone naar gestandaardiseerde lokale maximale waarden, op basis van de gemiddelde lutum- en organische stofgehalten in de betreffende bodemkwaliteitszone;
2. omrekenen van de gestandaardiseerde lokale maximale waarde naar de maximale waarden voor de toe te passen partij grond of baggerspecie, op basis van de gemiddelde lutum- en organische stofgehalten in de toe te passen grond of baggerspecie.

Stap 2 verloopt volgens de beschrijving in deel I van deze bijlage.

De wijze van uitvoeren van stap 1 is hiernaast beschreven. Omrekenen lokale maximale waarden naar gestandaardiseerde lokale maximale waarden.

Metalen

Bij de omrekening van lokale maximale waarden naar gestandaardiseerde lokale maximale waarden voor metalen wordt de volgende bodemtypecorrectieformule gebruikt:

$$(LMW)_{sb} = (LMW)_b / \{(A + (B \times \%lutum) + (C \times \%organisch\ stof)) / \{(A + (B \times 25) + (C \times 10))\}$$

Waarin:

$(LMW)_{sb}$ = lokale maximale waarden gecorrigeerd naar standaardbodem.

$(LMW)_b$ = lokale maximale waarden zoals vastgesteld door de gemeenteraad of de waterkwaliteitsbeheerder, niet gecorrigeerd naar lutum en organisch stof.

% lutum = rekenkundig gemiddelde van de gemeten percentages lutum in de bodemkwaliteitszone of in het gebied waarop de lokale maximale waarden betrekking hebben.
Voor bodemkwaliteitszones met een gemeten lutumgehalte van minder dan 2%, wordt met een lutumgehalte van 2% gerekend.

% organisch stof = rekenkundig gemiddelde van de gemeten percentages organisch stof in de bodemkwaliteitszone of in het gebied waarop de lokale maximale waarden betrekking hebben.
Voor bodemkwaliteitszones met een gemeten organisch gehalte van minder dan 2% wordt een organisch stofgehalte van 2% gerekend.

A,B,C = stof afhankelijke constanten voor metalen (zie tabel 2)

Tabel 2 Stofafhankelijke constanten voor metalen

Stof	A	B	C
Arseen	15	0,4	0,4
Barium	30	5	0
Beryllium	8	0,9	0
Cadmium	0,4	0,007	0,021
Chroom	50	2	0
Kobalt	2	0,28	0
Koper	15	0,6	0,6
Kwik	0,2	0,0034	0,0017
Lood	50	1	1
Nikkel	10	1	0
Tin	4	0,6	0
Vanadium	12	1,2	0
Zink	50	3	1,5

¹ Voor antimoon, molybdeen en thallium wordt geen bodemtypecorrectie gehanteerd.

Organische verbindingen

Bij de omrekening van lokale maximale waarden naar gestandaardiseerde lokale maximale waarden voor organische verbindingen, met uitzondering van PAK's, wordt gebruik gemaakt van de volgende bodemtypecorrectieformule:
 $(LMW)_{sb} = (LMW)_b / (\% \text{ organisch stof} / 10)$

Waarin:

$(LMW)_{sb}$ = lokale maximale waarden gecorrigeerd naar standaardbodem.

$(LMW)_b$ = lokale maximale waarden zoals vastgesteld door de gemeenteraad of de waterkwaliteitsbeheerder, niet gecorrigeerd naar lutum en organisch stof.

% organisch stof = gemeten percentage organisch stof in de te beoordelen bodem, grond of baggerspecie.

PAK's

Bij PAK's is de wijze van correctie naar de standaardbodem afhankelijk van het percentage organisch stof. Voor PAK's wordt geen bodemtypecorrectie voor bodems met een organisch stofgehalte tot en met 10% toegepast. Van 10% tot en met 29% organisch stofgehalte wordt de volgende bodemtypecorrectieformule gebruikt:

$$(LMW)_{sb} = (LMW)_b / (\% \text{ organisch stof} / 10)$$

Waarin:

$(LMW)_{sb}$ = lokale maximale waarden gecorrigeerd naar standaardbodem.

$(LMW)_b$ = lokale maximale waarden zoals vastgesteld door de gemeenteraad of de waterkwaliteitsbeheerder, niet gecorrigeerd naar lutum en organisch stof.

% organisch stof = gemeten percentage organisch stof in de te beoordelen bodem, grond of baggerspecie.

Voor bodems met een organisch stofgehalte vanaf 30% wordt de volgende bodemtype-correctieformule gehanteerd:

$$(LMW)_{sb} = (LMW)_b / 3$$

Waarin:

$(LMW)_{sb}$ = lokale maximale waarden gecorrigeerd naar standaardbodem.

$(LMW)_b$ = lokale maximale waarden zoals vastgesteld door de gemeenteraad of de waterkwaliteitsbeheerder, niet gecorrigeerd naar lutum en organisch stof.

% organisch stof = gemeten percentage organisch stof in de te beoordelen bodem, grond of baggerspecie.

III. Formules bodemtypecorrectie bodem onder oppervlaktewater, bij toepassen en verspreiden van grond of baggerspecie in oppervlaktewater en verspreiden van baggerspecie over het aangrenzend perceel

Bij de beoordeling van de kwaliteit van de bodem of de partij toe te passen grond of baggerspecie in oppervlaktewater, worden de gemeten waarden voor de betreffende bodem, respectievelijk de partij toe te passen grond of baggerspecie omgerekend naar standaardbodem.

Voor verspreiden in zout water wordt geen bodemtypecorrectie toegepast.

De omrekening van gemeten gehalten in grond, baggerspecie of waterbodem naar een standaardbodem, is overgenomen uit de Vierde Nota Waterhuishouding en de Regeling vaststelling klassenindeling onderhoudsspecie. De omrekening naar standaardbodem vindt plaats op basis van individuele meetwaarden, alvorens andere berekeningen (bepalen gemiddelden of P95) worden uitgevoerd. Bij het standaardiseren wordt gebruik gemaakt van de gemeten gehalten aan organische stof en lutum. De gestandaardiseerde waarden worden, met inachtneming van de toetsingsregels, getoetst aan de normwaarden voor toepassen van grond of baggerspecie in oppervlaktewater, zoals die zijn opgenomen in tabel 2 van bijlage B (en overgenomen in bijlage 3, 5, 8 en 9 van voorliggend rapport).

Hierbij is het gemeten gehalte aan organisch stof: het gewichtspercentage gloeiverlies betrokken op het totale drooggewicht van de grond.

Hierbij is het gemeten gehalte aan lutum: het gewichtspercentage minerale bestanddelen met een diameter kleiner dan 2 µm betrokken op het totale drooggewicht van de grond.

De omrekening van gemeten gehalten in waterbodem, grond of baggerspecie naar een standaardbodem verloopt via de onderstaande formule:

Voor het percentage organisch stof is een minimum en maximumwaarde gedefinieerd (tabel 4). Voor het percentage lutum een minimumwaarde (tabel 5).

$$G_{\text{standaard}} = G_{\text{gemeten}} \frac{A + B \times 25 + C \times 10}{A + B \times \% \text{lutum} + C \times \% \text{organische stof}}$$

Hierin is:

$G_{\text{standaard}}$ = Gestandaardiseerd gehalte

G_{gemeten} = Gemeten gehalte

A,B,C = Stofafhankelijke constanten voor metalen (zie tabel 3)

% lutum = Gemeten gehalte aan lutum:
het gewichtspercentage minerale bestanddelen met een diameter kleiner dan 2 µm betrokken op het totale drooggewicht van de grond of baggerspecie.
Voor thermisch gereinigde grond en baggerspecie geldt de volgende uitzondering: indien het lutumpercentage lager is dan 10%, wordt bij de omrekening van de gemeten gehalten aan Barium met een lutumpercentage van 10% gerekend.

% organische stof = Gemeten gehalte aan organisch stof:
het gewichtspercentage gloeiverlies betrokken op het totale drooggewicht van de grond of baggerspecie. Het gehalte organische stof kan ook berekend worden uit het % organisch koolstof $\times 1,724$.

Tabel 3 Stofafhankelijke constanten voor metalen en organische verbindingen

Stof	A	B	C
Antimoon ¹	1	0	0
Arseen	15	0,4	0,4
Barium	30	5	0
Beryllium	8	0,9	0
Cadmium	0,4	0,007	0,021
Chroom	50	2	0
Kobalt	2	0,28	0
Koper	15	0,6	0,6
Kwik	0,2	0,0034	0,0017
Lood	50	1	1
Molybdeen ¹	1	0	0
Nikkel	10	1	0
Thallium ¹	1	0	0
Tin	4	0,6	0
Vanadium	12	1,2	0
Zink	50	3	1,5
Organische verbindingen	0	0	1

¹ Voor antimoon, molybdeen en thallium wordt geen bodemtypecorrectie gehanteerd.

Tabel 4 Minimum en maximumwaarde voor % organische stof

Stofgroep	Min	Max
Anorganische parameters	-	-
Organische parameters	2	30
PAK's	10	30

Tabel 5 Minimum waarde % lutum

Stofgroep	Min	Max
Anorganischeparameters	2	-

Bijlage 11 Definitie somparameters

Onderstaand bodemkwaliteit (VROM, 2007).

Stoffen worden niet alleen individueel genormeerd. Sommige stoffen maken (ook) onderdeel uit van een somparameter. Voor het gebruik van somparameters moet eenduidig zijn vastgelegd welke stoffen onderdeel uitmaken van de somparameter. Onder de definitie wordt in dit verband verstaan de aanwijzing van individuele stoffen die moeten worden gemeten, om de somparameter te kwantificeren. Bij de definitie van de somparameters is rekening gehouden met de meetbaarheid van de individuele stoffen, die binnen een somparameter worden gerekend.

Als aanvullende toetsingregel geldt, dat niet genormeerde stoffen die qua aard zouden kunnen vallen onder een genormeerde somparameter maar dat nu niet doen, individueel de normwaarde voor de somparameter niet mogen overschrijden.

Definitie van genormeerde somparameters

Somparameter	Lijst van te sommeren individuele stoffen	CAS-nummer
xylene	ortho-xyleen	95-47-6
	meta-xyleen	108-38-3
	para-xyleen	106-42-3
cresolen	ortho-cresol	95-48-7
	meta-cresol	108-39-4
	para-cresol	106-44-5
1,2-dichlooretheen	cis-1,2-dichlooretheen	156-59-2
	trans-1,2-dichlooretheen	156-60-5
dichloorpropanen	1,1-dichloorpropaan	78-99-9
	1,2-dichloorpropaan	78-87-5
	1,3-dichloorpropaan	142-28-9
dichloorbenzenen	1,2-dichloorbenzeen	95-50-1
	1,3-dichloorbenzeen	541-73-1
	1,4-dichloorbenzeen	106-46-7
trichloorbenzenen	1,2,3-trichloorbenzeen	87-61-6
	1,2,4-trichloorbenzeen	120-82-1
	1,3,5-trichloorbenzeen	108-70-3
tetrachloorbenzenen	1,2,3,4-tetrachloorbenzeen	634-66-2
	1,2,3,5-tetrachloorbenzeen	634-90-2
	1,2,4,5-tetrachloorbenzeen	95-94-3
chloorbenzenen	monochloorbenzeen	108-90-7
	1,2-dichloorbenzeen	95-50-1
	1,3-dichloorbenzeen	541-73-1
	1,4-dichloorbenzeen	106-46-7
	1,2,3-trichloorbenzeen	87-61-6
	1,2,4-trichloorbenzeen	120-82-1
	1,3,5-trichloorbenzeen	108-70-3
	1,2,3,4-tetrachloorbenzeen	634-66-2
	1,2,3,5-tetrachloorbenzeen	634-90-2
	1,2,4,5-tetrachloorbenzeen	95-94-3
aromatische oplosmiddelen	pentachloorbenzeen	608-93-5
	hexachloorbenzeen	118-74-1
	benzeen	71-43-2
	tolueen	108-88-3
	ethylbenzeen	100-41-4
	ortho-xyleen	95-47-6
	meta-xyleen	108-38-3
	para-xyleen	106-42-3
	styreen	100-42-5
	1, 2, 3-trimethyl-benzeen	526-73-8
1, 2, 4-trimethylbenzeen	95-63-6	

Somparameter	Lijst van te sommeren individuele stoffen	CAS-nummer
aromatische oplosmiddelen (vervolg)	1, 3, 5-trimethylbenzeen	108-67-8
	2-ethyltolueen	611-14-3
	3-ethyltolueen	620-14-4
	4-ethyltolueen	622-96-8
	isopropylbenzeen	98-82-8
	propylbenzeen	103-65-1
som-PAK	naftaleen	91-20-3
	fenantreen	85-01-8
	antraceen	120-12-7
	fluorantheen	206-44-0
	chryseen	218-01-9
	benzo(a)antraceen	56-55-3
	benzo(a)pyreen	50-32-8
	benzo(k)fluorantheen	207-08-9
	indeno(1,2,3cd)pyreen	193-39-5
	benzo(ghi)peryleen	191-24-2
4-chloormethylfenolen	4-chloor-3-methylfenol	59-50-7
	4-chloor-2-methylfenol	1570-64-5
monochloorfenolen	2-chloorfenol	95-57-8
	3-chloorfenol	108-43-0
	4-chloorfenol	106-48-9
dichloorfenolen	2,3-dichloorfenol	576-24-9
	2,4-dichloorfenol	120-83-2
	2,5-dichloorfenol	583-78-8
	2,6-dichloorfenol	87-65-0
	3,4-dichloorfenol	95-77-2
	3,5-dichloorfenol	591-35-5
trichloorfenolen	2,3,4-trichloorfenol	15950-66-0
	2,3,5-trichloorfenol	933-78-8
	2,3,6-trichloorfenol	933-75-5
	2,4,5-trichloorfenol	95-95-4
	2,4,6-trichloorfenol	88-06-2
	3,4,5-trichloorfenol	609-19-8
	2,3,4,5-tetrachloorfenol	4901-51-3
tetrachloorfenolen	2,3,4,6-tetrachloorfenol	58-90-2
	2,3,5,6-tetrachloorfenol	935-95-5
	2,3,4,5,6-pentachloorfenol	87-86-5
chloorfenolen	2-chloorfenol	95-57-8
	3-chloorfenol	108-43-0
	4-chloorfenol	106-48-9
	2,3-dichloorfenol	576-24-9
	2,4-dichloorfenol	120-83-2
	2,5-dichloorfenol	583-78-8
	2,6-dichloorfenol	87-65-0
	3,4-dichloorfenol	95-77-2
	3,5-dichloorfenol	591-35-5
	2,3,4-trichloorfenol	15950-66-0
	2,3,5-trichloorfenol	933-78-8
	2,3,6-trichloorfenol	933-75-5
	2,4,5-trichloorfenol	95-95-4
	2,4,6-trichloorfenol	88-06-2
	3,4,5-trichloorfenol	609-19-8
	2,3,4,5-tetrachloorfenol	4901-51-3
	2,3,4,6-tetrachloorfenol	58-90-2
	2,3,5,6-tetrachloorfenol	935-95-5
	pentachloorfenol	87-86-5
	chloordaan	cis-chloordaan
trans-chloordaan		5103-74-2

Somparameter	Lijst van te sommeren individuele stoffen	CAS-nummer
DDT	2,4-DDT	789-02-6
	4,4-DDT	50-29-3
DDE	2,4-DDE	3424-82-6
	4,4-DDE	72-55-9
DDD	2,4-DDD	53-19-0
	4,4-DDD	72-54-8
DDT/DDE/DDD	2,4-DDT	789-02-6
	4,4-DDT	50-29-3
	2,4-DDE	3424-82-6
	4,4-DDE	72-55-9
	2,4-DDD	53-19-0
drins	4,4-DDD	72-54-8
	aldrin	390-00-2
	dieldrin	60-57-1
HCH-verbindingen	endrin	72-20-8
	α -hexachloorcyclohexaan (α -HCH)	319-84-6
	β -hexachloorcyclohexaan (β -HCH)	319-85-7
	γ -hexachloorcyclohexaan (γ -HCH)	58-89-9
heptachloorepoxide	δ -hexachloorcyclohexaan (δ -HCH)	319-86-8
	cis-heptachloorepoxide	280044-83-9
polychloorbiphenylen	trans-heptachloorepoxide	1024-5703
	PCB 28	7012-37-5
	PCB 52	35693-99-3
	PCB 101	37680-73-2
	PCB 118	31508-00-6
	PCB 138	35065-28-2
	PCB 153	35065-27-1
monochlooranilinen	PCB 180	35065-29-3
	2-chlooraniline	95-51-2
	3-chlooraniline	108-42-9
chloornaftaleen	4-chlooraniline	106-47-8
	α -chloornaftaleen	90-13-1
dioxines (som gekwantificeerd als I-TEQ)	β -chloornaftaleen	91-58-7
	2,3,7,8-TCDD	1746-01-6
	1,2,3,7,8-PeCDD	40321-76-4
	1,2,3,6,7,8-HxCDD	57653-85-7
	1,2,3,7,8,9-HxCDD	19408-74-3
	1,2,3,4,7,8-HxCDD	39227-28-6
	1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	35822-46-9
	1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD	3268-87-9
	2,3,7,8-TCDF	51207-31-9
	1,2,3,7,8-PeCDF	57117-41-6
	2,3,4,7,8-PeCDF	57117-31-4
	1,2,3,6,7,8-HxCDF	57117-44-9
	1,2,3,7,8,9-HxCDF	72918-21-9
	1,2,3,4,7,8-HxCDF	70648-26-9
	2,3,4,6,7,8-HxCDF	60851-34-5
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	67562-39-4	
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	55673-89-7	
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDF	39001-02-0	
organochloorhoudende bestrijdingsmiddelen (OCB's) (landbodem)	hexachloorbenzeen (HCB)	118-74-1
	α -hexachloorcyclohexaan (α -HCH)	319-84-6
	β -hexachloorcyclohexaan (β -HCH)	319-85-7
	γ -hexachloorcyclohexaan (γ -HCH)	58-89-9

Somparameter	Lijst van te sommeren individuele stoffen	CAS-nummer
organochloorhoudende bestrijdingsmiddelen (OCB's) (landbodem) (vervolg)	aldrin	390-00-2
	dieldrin	60-57-1
	endrin	72-20-8
	2,4-DDT	789-02-6
	4,4-DDT	50-29-3
	2,4-DDE	3424-82-6
	4,4-DDE	72-55-9
	2,4-DDD	53-19-0
	4,4-DDD	72-54-8
	heptachloor	76-44-8
	α -endosulfan	959-98-8
	cis-heptachloorepoxide	280044-83-9
	trans-heptachloorepoxide	1024-57-3
	telodrin	465-73-6
	isodrin	297-78-9
	cis-chloordaan	5103-71-9
trans-chloordaan	5103-74-2	
organochloorhoudende bestrijdingsmiddelen (OCB's) (waterbodem)	α -hexachloorcyclohexaan (α -HCH)	319-84-6
	β -hexachloorcyclohexaan (β -HCH)	319-85-7
	γ -hexachloorcyclohexaan (γ -HCH)	58-89-9
	δ -hexachloorcyclohexaan (δ -HCH)	319-86-8
	aldrin	390-00-2
	dieldrin	60-57-1
	endrin	72-20-8
	2,4-DDT	789-02-6
	4,4-DDT	50-29-3
	2,4-DDE	3424-82-6
	4,4-DDE	72-55-9
	2,4-DDD	53-19-0
	4,4-DDD	72-54-8
	heptachloor	76-44-8
	α -endosulfan	959-98-8
	endosulfansulfaat	1031-07-8
	cis-heptachloorepoxide	280044-83-9
	trans-heptachloorepoxide	1024-57-3
	telodrin	465-73-6
isodrin	297-78-9	
cis-chloordaan	5103-71-9	
trans-chloordaan	5103-74-2	
hexachloorbutadieen	87-68-3	
niet-chloorhoudende bestrijdingsmiddelen	atrazine	1912-24-9
	propazine	139-40-2
	simazine	122-34-9
	terbutryn	886-50-0
	azinfos-methyl	86-50-0
	bromofos-ethyl	4824-78-6
	bromofos-methyl	2104-96-3
	chloorpyrifos-ethyl	2921-88-2
	dichloorvos	62-73-7
	disulfoton	298-04-4
	fenthion	55-38-9
	malathion	121-75-5
	parathion-ethyl	56-38-2
	parathion-methyl	298-00-0
	organotin verbindingen	tributyltin
trifenyyltin		892-20-6
ftalaten	dimethylftalaat	131-11-3
	diethylftalaat	84-66-2
	di-isobutylftalaat	84-69-5

Somparameter	Lijst van te sommeren individuele stoffen	CAS-nummer
ftalaten (vervolg)	dibutylftalaat	84-74-2
	butylbenzylftalaat	85-68-7
	dihexylftalaat	84-75-3
	di(2-ethylhexyl)ftalaat	117-81-7

Colofon

Bestelgegevens

Deze publicatie is te downloaden via www.vrom.nl of te bestellen via Postbus 51 Infolijn, telefoon 0800-8051 (gratis) onder vermelding van VROM 8395

Deze publicatie

December 2008

