RIVM rapport 711701052/2007

Implicaties van voorgestelde bodemnormwaarden uit 'Achtergrondwaarden 2000' in relatie tot risico's

J. Spijker en P.L.A. van Vlaardingen.

Contact:
Job Spijker
Laboratorium voor Ecologische Risicobeoordeling
job.spijker@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van VROM/DGM/BWL, in het kader van project 711701, risico's in relatie tot bodemkwaliteit.

RIVM, Postbus 1, 3720 BA Bilthoven, telefoon: 030 - 274 91 11; fax: 030 - 274 29 71

Rapport in ‘t kort

Implicaties van voorgestelde bodemnormwaarden uit ‘Achtergrondwaarden 2000’ in relatie tot risico’s.

Bodemnormen voor schone bodems worden voornamelijk bepaald door de hoogte van de achtergrondconcentratie. Om deze achtergrondconcentraties te bepalen kan men uitgaan van een aantal verschillende benaderingen. Via een nieuwe benadering heeft de projectgroep ‘Achtergrondwaarden 2000’ in opdracht van VROM voorstellen gedaan voor achtergrondwaarden voor schone bodems. Deze zullen uiteindelijk leiden tot nieuwe bodemnormen. De voorgestelde normwaarden wijken soms sterk af van de huidige bodemnormen en in dit rapport worden de oorzaken van die verschillen toegelicht.

Een belangrijk verschil met de bestaande bodemnormen is dat de nieuw voorgestelde normwaarden worden benaderd vanuit bodembeheer en niet vanuit bodembescherming, zoals bij de Streefwaarde. Vanuit bodembeheer wordt de invloed van de mens op de bodem verdisconteerd in de nieuwe norm. Risico’s gerelateerd aan deze invloed, en die van de nieuwe normwaarden in het al.gemeen, waren nog niet eerder onderzocht.

Dit rapport gaat in op de verschillende interpretaties van het begrip ‘achtergrondwaarden’ en de rol van de ‘natuurlijke achtergrondwaarde’ in de huidige Streefwaarde voor de bodem. De verschillen en knelpunten van de benadering vanuit bodembeheer met de huidige benadering worden toegelicht en er wordt inzicht gegeven in de risico’s. Om beide benaderingen van beschermen en beheersen tot elkaar te brengen wordt voorgesteld om achtergrondwaarden te relateren aan geochemische kenmerken van de bodem.

Trefwoorden: bodemnormwaarden, risico’s, AW2000, streefwaarde, natuurlijke achtergrondconcentratie

Abstract

Implication of proposed soil quality standards from 'Achtergrondwaarden 2000' in relation to risks

Soil quality standards for clean soil are predominantly determined by background concentrations. To establish the extent of these background concentrations several approaches can be followed. The project team 'Achtergrondwaarden 2000' ('Backgroundvalues 2000'), in order of the Ministry of VROM, has proposed new background values for clean soil. These values will finally lead to new soil quality standards. The proposed values differ considerably from the current Target Values and in this report the differences will be elucidated.

A major difference with the current values is that new values are based on soil management and not on soil protection, such as the Dutch Target Values. From the viewpoint of soil management, the human influence on the soil is surmounted in the new legal value. Risks related to this human influence, and related to the proposed values in general, were not yet studied.

This report considers different interpretations of the concept of 'background values' and the role of the natural background value in the Dutch Threshold Value. The differences and complications of the management approach with the current approach are illustrated and insight is provided in the related risk. To integrate both approaches, a solution is proposed based on relations with geochemical soil properties.

Keywords: soil quality standards, risks, AW2000, Target Values, natural background concentration

Voorwoord

Dit rapport is gebaseerd op de het eindrapport van de AW2000-projectgroep getiteld ‘Beleidsmatig vervolg AW2000. Voorstellen voor normwaarden op achtergrondniveau en bijbehorende toetsingsregel’ (TNO rapportage 2006-U-R0044/A). In dit rapport wordt uitgegaan van de aanbevelingen zoals geformuleerd door de AW2000-projectgroep. Door de snelle beleidsprocessen met betrekking tot het nieuwe bodembeleid zullen mogelijk bij het verschijnen van deze rapportage al aanpassingen hebben plaatsgevonden in sommige van de aanbevelingen.

Dit rapport is eerder als briefrapport verschenen (briefrapport 0208/06 LER/JS/md). Gezien het belang van het inzichtelijk maken van nieuwe manieren van omgaan met achtergrondgehalten, waaronder de relatie met risicobeoordeling, wordt dit als RIVM-rapport uitgebracht. Dit moet bijdragen aan een de discussie en mogelijke oplossingen bieden van de problematiek rond achtergrondgehalten.

Inhoud

Samenvatting **11**

1 Inleiding **13**

2 Achtergrondwaarden **15**

3 Korte evaluatie van AW2000 **17**

3.1 Probleemstelling *17*

3.2 De term 'achtergrondgehalte' *17*

3.3 De keuze voor een percentiel *17*

3.4 AW2000 in relatie tot risico's *18*

3.5 Correctie voor lutum en humus *18*

3.6 Keuze voor detectielimiet al..s normwaarde *20*

3.7 Keuze voor 40% van de maximumwaarde als normwaarde *20*

3.8 De toetsingsregel *21*

4 Theoretische onderbouwing huidige streefwaarden **23**

4.1 Inleiding *23*

4.2 Toegevoegd risico benadering *23*

4.3 Afleiding MTR *24*

4.4 Afleiding natuurlijke achtergrondconcentratie *26*

4.5 Harmonisatie *26*

4.6 Onderliggende gegevens en betrouwbaarheid. *26*

5 Vergelijking achtergrondwaarden, risiconiveaus en milieukwaliteitsdoelstellingen met de in het AW2000-project voorgestelde aanpak **29**

5.1 Overzicht *29*

5.2 Praktische betekenis vergelijking *29*

5.2.1 Metalen 30

5.2.2 Overige anorganische verbindingen 31

5.2.3 Aromatische verbindingen 31

5.2.4 PAK 31

5.2.5 Gechloreerde koolwaterstoffen 32

5.2.6 Bestrijdingsmiddelen 33

5.2.7 Overige verbindingen 34

6 Modellering natuurlijke achtergrondconcentratie anorganische elementen **47**

6.1 Inleiding *47*

6.2 Database *47*

6.3 Natuurlijke achtergrondwaardenmodel *48*

6.4 Methode *52*

6.5 Resultaten *54*

7 Relatie achtergrondwaarden 1995 en achtergrondwaarden 2000 **57**

7.1 Inleiding *57*

7.2 Methode *57*

7.3 Resultaten *58*
7.3.1 Lood 58
7.3.2 Koper 60
7.3.3 Vanadium 63
7.3.4 Chroom 63

7.4 Conclusie *63*

8 Conclusies **65**

9 Aanbevelingen **67**

Literatuur **69**

Samenvatting

In het beleidsmatig vervolg van AW2000 zijn voorstellen voor nieuwe normwaarden opgesteld (Lamé en Nieuwenhuis, 2006). Deze voorstellen verschillen in onderbouwing met de huidige streef- en samenstellingswaarden, onder andere doordat de normwaardevoorstellen niet op risico's zijn gebaseerd. Hierdoor is de vraag gerezen hoe de voorstellen uit AW2000 zich verhouden tot de risiconiveaus die ten grondslag liggen aan het huidige normenstelsel.

In opdracht van VROM/DGM bespreekt dit rapport de resultaten en de normwaarde voorstellen van AW2000 in relatie tot risico's van de stoffen in de bodem. Hierbij staan 3 thema's centraal:

1. Een vergelijking tussen de AW2000-normwaardevoorstellen en de huidige risiconiveaus.
2. De rol van achtergrondwaarden binnen de toegevoegd risicobenadering die ten grondslag ligt aan onder andere de streefwaarde.
3. De toepassing van bodemtypecorrecties, zoals de correctie met humus- en lutumgehalte naar standaardbodemtype.

In dit rapport is onderscheid gemaakt tussen (1) natuurlijke achtergrondconcentraties, (2) antropogene invloed (antropogene achtergrondconcentraties) en (3) achtergrondconcentraties, zijnde de som van de eerste twee. De bodemconcentraties uit het AW2000-project vallen in de derde categorie.

De projectgroep AW2000 heeft vanuit een beheersoptie gekozen voor het vaststellen van achtergrondwaarden op basis van een 95-percentiel van een steekproef bestaande uit 100 bovengrond monsters uit landbouw (80% van de locaties) en natuurgebieden (20% van de locaties). De aanpak van de AW2000-projectgroep houdt geen verband met de (toegevoegd) risico benadering die ten grondslag ligt aan het huidige normenstelsel waarin ook de streefwaarden zijn vastgesteld. Voor anorganische elementen die ook van nature in de bodem voorkomen geldt dat het risico bepaald wordt door het natuurlijke achtergrond gehalte en daarbij opgeteld een Maximaal Toelaatbare Toevoeging (MTT). Deze natuurlijke achtergrondgehalten, zoals in de huidige streef- en interventiewaarden worden gebruikt, verschillen van de waarden uit AW2000.

Geconstateerd is dat de bodemtypecorrectie op basis van humus- en lutumgehalten niet meer voldoet. Deze bodemtypecorrectie vereist verbetering en deze verbetering zal leiden tot aanpassing van de voorgestelde normwaarden vanuit AW2000.

De keuze voor een normwaarde op het niveau van een 95-percentiel leidt tot een grotere kans dat de normwaarde wordt overschreden in het geval dat er meerdere stoffen getoetst worden. De voorgestelde toetstingsregel, waarin bij een toenemend aantal te toetsen stoffen ook een toenemend aantal overschrijdingen getolereerd worden, is door de gekozen statistische onderbouwing niet op waarde te schatten. Aanbevolen wordt de toetsingsregel te onderbouwen met extra veldgegevens die deels reeds beschikbaar zijn. Doordat de AW2000 projectgroep heeft gekozen voor een niet op risico's gebaseerde aanpak is in de toetsingsregel geen rekening gehouden met mengseltoxiciteit. De keuze van de AW2000-projectgroep om normwaarden te koppelen aan detectielimieten zal niet leiden tot inzicht in risico's van stoffen.

Voor de volgende stoffen uit de AW2000-rapportage is de voorgestelde normwaarde lager dan het vigerende verwaarloosbaar risico (VR): antimoon, arseen, cadmium, chroom, (anorganisch) kwik, lood, molybdeen, nikkel, thallium, zink, bromide, fluoride, ethylbenzeen,

xylenen, styreen, dichloormethaan, 1,1-dichloorethaan, 1,2-dichloorethaan, 1,1-dichlooretheen, 1,2-dichlooretheen (som *cis* en *trans*), 1,1,1-trichloorethaan, 1,1,2-trichloorethaan, trichlooretheen, tetrachloormethaan, pentachloorfenol en som HCH. Met andere woorden: de langetermijn milieukwaliteitsdoelstelling wordt voor deze stoffen gehaald op 95% van de bemonsterde locaties uit het AW2000 project. Echter voor een aantal van de besproken verbindingen zijn normvoorstellen in voorbereiding, waardoor in de toekomst andere streefwaarden kunnen worden vastgesteld.

Van de resterende stoffen (dat wil zeggen waarvan het normwaarde voorstel van Lamé en Nieuwenhuis hoger is dan het vigerend VR) is het normwaardevoorstel lager dan het meest recent afgeleide MTR_{bodem} (Maximaal Toelaatbaar Risico): koper, tin, thiocyanaten, benzeen, tolueen, cresolen, vinylchloride, trichloormethaan, tetrachlooretheen, chloornaftaleen, atrazine, 4-chloormethylfenolen, pyridine, tetrahydrofuraan, tetrahydrothiofeen, tribroommethaan, ethyleenglycol, 2-propanol en methylethylketon. Hierbij moet worden opgemerkt dat dit MTR niet vigerend is, want MTR_{bodem} is niet beleidsmatig vastgesteld. Met andere woorden: voor deze stoffen (niet in combinatie aanwezig met andere stoffen) wordt op 95% van de bemonsterde locaties uit het AW2000-project geen als nadelig te waarderen effect op het bodemecosyteem verwacht.

Van de volgende stoffen liggen de normwaarde voorstellen, of de voorstellen voor een som-normwaarde, hoger dan het vigerende of meest recent afgeleide MTR_{bodem}: fenol, 1,1-dichloorethaan, 1,3-dichloorpropaan, 1,1,1-trichloorethaan, 1,1,2-trichloorethaan, tetrachlooretheen, som tri- tot hexachloorbenzeen, somnorm 7 PCB's, somnorm DDT/DDE/DDT, lindaan, diethyleenglycol, methanol, butanol (1-butanol), butylacetaat, ethylacetaat, methyl-tert-butylether (MTBE). Voor de somnormen voor DDT/DDE/DDD bestaat geen officieel afgeleid MTR_{bodem}, dit is ten behoeve van het vergelijk bepaald door middel van het geometrisch gemiddelde van het afzonderlijke MTR_{bodem} van de individuele stoffen. Het MTR_{bodem} voor de 7 PCB's is uitgedrukt op basis van de congeneer PCB118. Voor de stoffen met een normwaarde voorstel hoger dan het MTR_{bodem} geldt dat op meer dan 5% van de locaties uit AW2000 nadelige effecten op het bodemecosysteem of doorvergiftiging op hogere dieren verwacht kunnen worden.

Om de gegevens van AW2000 toe te passen in de toegevoegd-risicobenadering en om een oplossing te bieden voor de geconstateerde problemen met de bodemtypecorrectie is een geochemisch model opgesteld. Dit geochemisch model berekent middels een aangepaste bodemtypecorrectie een natuurlijke achtergrondwaarde die vervolgens toegepast kan worden voor het afleiden van risiconiveau's. Het model illustreert de mogelijkheden van de bestaande bodemdata en de state-of-the-art technieken. Nadere uitwerking kan de vereiste aanpassing van de bodemtypecorrectie opleveren en kan de data van AW2000 aan laten sluiten op de toegevoegd-risicobenadering.

De achtergrondwaarden, zoals deze in de huidige streef- en interventiewaarden worden gebruikt, verschillen van de achtergrondwaarden uit AW2000. Deze verschillen zijn grotendeels terug te voeren op analytische procedures en variabiliteit in de metingen. Daarnaast kunnen beleidsmatige keuzes, die nu nauwelijks meer zijn te achterhalen, een rol spelen. Deze kunnen leiden tot schijnbare verschillen in concentraties terwijl ze op basis van de data niet, of veel minder, aanwezig zijn.

1 Inleiding

Eind 2004 zijn de resultaten gepresenteerd van ‘Achtergrondwaarden 2000’, ook bekend als AW2000, een grootschalig onderzoek naar de concentraties van vrijwel alle genormeerde stoffen in landbouw- en natuurgebieden in Nederland. Het onderzoek is uitgevoerd naar aanleiding van de behoefte van het bouwbedrijfsleven om een consistent databestand te verkrijgen waarmee de toetsing aan de streef- en samenstellingswaarde onderbouwd kon worden. Uitgangspunt van een dergelijk toetsing zou zijn dat: ‘de kans dat een partij uit het niet door puntbronnen belaste areaal zou worden goedgekeurd, c.q. als ‘schoon’ zou worden geïdentificeerd, 95% bedraag*t*’ (Lamé et al., 2004).

Naar aanleiding van de resultaten van de meetcampagne van AW2000 is een beleidsmatig vervolg opgesteld waarin voorstellen voor normwaarden zijn opgesteld (Lamé en Nieuwenhuis, 2006). Deze voorgestelde normwaarden zijn (nog) niet officieel vastgesteld en onderdeel van een discussie binnen het traject naar het nieuwe bodembeleid dat 1 januari 2007 ingaat. Naast de voorgestelde normwaarden is ook een toetsingsregel opgesteld om te compenseren voor het effect dat bij het toetsen van meerdere stoffen de overschrijdingskans van de te toetsen normwaarde toeneemt.

De aanpak door de AW2000-projectgroep om tot normwaarden te komen verschilt van de aanpak die ten grondslag ligt aan de huidige streef- en samenstellingswaarden. De AW2000-projectgroep heeft voor een meer beheersmatige aanpak gekozen, terwijl de streef- en samenstellingswaarden een meer beschermende insteek hebben gebaseerd op risico’s van stoffen in de bodem.

Door het verschil in aanpak tussen de normwaarde voorstellen van AW2000 en de huidige streef- en samenstellingswaarden is de vraag gerezen hoe de voorstellen uit AW2000 zich verhouden tot de risiconiveaus die ten grondslag liggen aan het huidige normenstelsel.

In opdracht van VROM/DGM bespreekt dit rapport de resultaten en de normwaarde voorstellen van AW2000 in relatie tot risico’s van de stoffen in de bodem. Hierbij staan 3 thema’s centraal:

1. Een vergelijking tussen de AW2000-normwaarde voorstellen en de huidige risiconiveaus.
2. De rol van achtergrondwaarden binnen de toegevoegd-risicobenadering die ten grondslag ligt aan onder andere de streefwaarde.
3. De toepassing van bodemtypecorrecties, zoals de correctie met humus- en lutumgehalte naar standaardbodemtype.

Thema 3 is ingegeven doordat tijdens het AW2000-onderzoek problemen zijn geconstateerd met de huidige bodemtypecorrectie, zoals ook gebruikt wordt om een bodemtype-specifieke streefwaarde af te leiden.

Daarnaast is door VROM gevraagd een ‘expert judgement’ te geven over de rapportage met betrekking tot het beleidsmatige vervolg van AW2000 (Lamé en Nieuwenhuis, 2006).

In dit rapport zal eerst worden ingegaan op de verschillende interpretaties van het begrip achtergrondwaarden en op het begrip ‘natuurlijke achtergrondwaarde’, welke een belangrijke rol speelt in het huidige normenstelsel (hoofdstuk 2). In hoofdstuk 3 is een korte evaluatie gegeven van de aanpak van de AW2000-projectgroep en worden de knelpunten toegelicht met de aanpak die ten grondslag ligt aan de streefwaarde. De onderbouwing van de huidige streefwaarde en het principe van de toegevoegd-risicobenadering worden besproken in hoofdstuk 4.

De vergelijking van de voorgestelde normwaarden van AW2000 met de huidige risiconiveaus is gegeven in hoofdstuk 5. Hierin worden zowel de risiconiveaus zoals zij nu gelden binnen het kader van de streef- en samenstellingswaarden besproken als wel nieuwe, nog niet officieel vastgestelde risiconiveaus, gebaseerd op recentere gegevens.

Hoofdstuk 6 presenteert een mogelijk oplossing om voor de metalen en metalloïden de aanpak van AW2000 aan te laten sluiten op de aanpak van de toegevoegd-risicobenadering. Deze oplossing levert ook mogelijkheden op om de geconstateerde knelpunten met de bodemtypecorrectie aan te pakken.

Hoofdstuk 7 gaat in op de verschillen tussen de oude achtergrondwaarden die ten grondslag liggen aan de huidige streefwaarden en de achtergrondwaarden zoals gepresenteerd door de AW2000-projectgroep. De samenvatting en conclusies zijn gegeven in hoofdstuk 8.

2 Achtergrondwaarden

Het begrip ‘achtergrondwaarden’ in bodems kan op verschillende manieren gebruikt worden. Tot nu toe is het begrip binnen het Nederlandse bodembeleid meestal gebruikt als het concentratieniveau van stoffen in de bodems van relatief onbelaste gebieden. Vaak wordt gerefereerd naar de studie van Edelman (Edelman, 1984), dit was één van de eerste achtergrondwaardestudies in Nederland. Een knelpunt bij deze achtergrondwaarde is dat de term ‘relatief onbelaste bodem’ niet verder is gedefinieerd (van de Meent et al., 1990). Aangenomen wordt dat iedere bodem in Nederland wel op één of andere wijze door de mens is belast, echter de gradatie van de belasting varieert met een groot aantal factoren zoals landgebruik, ligging en atmosferische depositie. De mate van belasting kan in de tijd veranderen waardoor de achtergrondwaarde niet constant is.

Een belangrijke rol voor achtergrondwaarden ligt in de zogenaamde ‘toegevoegd-risicobenadering’, hierop zijn onder andere de streef- en interventiewaarden van de anorganische elementen op gebaseerd. In deze aanpak is gesteld dat het risico van stoffen wordt bepaald door de antropogene toevoeging van stoffen ten opzichte van de natuurlijke achtergrondconcentratie (Struijs et al., 1997). Effecten die organismen ondervinden door variatie in natuurlijke concentratieniveaus worden binnen de toegevoegd risico benadering niet meegenomen. Deze ‘risico’s’ worden gerekend tot onderdeel van het natuurlijke ecosysteem en dragen onder andere bij aan de biodiversiteit.

In de rapportage van AW2000 worden achtergrondwaarden, of achtergrondgehalten, als volgt gedefineerd: ‘De gehalten zoals die op dit moment voorkomen in de bodem van natuur- en landbouwgronden waarvoor geldt dat er geen sprake is van belasting door locale verontreiniginsbronnen’ (Lamé et al., 2004).

Een dergelijke achtergrondwaarde bevat een tijdscomponent (‘*op dit moment*’), is beperkt door landgebruiksfactoren (‘*natuur- en landbouwgronden*’) en is gebonden aan verschillende ruimtelijke schaalgrootten (locaal versus regionaal). Daarnaast is de term ‘*verontreinigingsbron*’ niet nader gedefinieerd. In dit rapport wordt uitgegaan van een meer exacte definitie van achtergrondwaarden wat is gebaseerd op het verschil tussen natuurlijke en menselijke processen (resulterend in bodembelasting) en onafhankelijk van landgebruik of ruimtelijke schaal. Hierin zijn natuurlijke en antropogene achtergrondwaarden als volgt onderscheiden:

- **Natuurlijke achtergrondwaarden**: concentraties van chemische stoffen in de bodem van een bepaald gebied die een geogene of biogene oorsprong hebben en niet anders zijn beïnvloed dan door natuurlijke processen.
- **Antropogene achtergrondwaarden:** (antropogene invloed): concentraties van stoffen in de bodem van een bepaald gebied die veroorzaakt zijn door niet natuurlijke (antropogene) processen.
- **Achtergrondwaarden**: de som van de concentraties van natuurlijke achtergrondwaarden en antropogene achtergrondwaarde.

Een achtergrondwaarde is afhankelijk van de ruimtelijke schaal waarop deze is vastgesteld. Een landsdekkende achtergrondwaarde zal anders zijn dan een regionale achtergrondwaarde van bijvoorbeeld een enkele provincie (Reimann en Garrett, 2005). Zelfs op puntniveau in de ruimte is in theorie onderscheid te maken tussen natuurlijke en antropogene achtergrond. Doordat natuurlijke achtergrondwaarden afhankelijk zijn van natuurlijke processen en deze processen niet constant in de ruimte en tijd zijn, kan men strikt genomen ook niet spreken van een enkele waarde maar zal een natuurlijke achtergrondwaarde een reeks van waarden in zich

hebben (Reimann et al., 2005; Salminen en Tarvainen, 1997). Doordat een groot aantal natuurlijke processen verdisconteerd zijn in het onderscheid tussen bodemtypen betekent dit in de praktijk dat voor ieder bodemtype een aparte natuurlijke achtergrondwaarde geldt.

Achtergrondwaarden, met een antropogene component, voldoen niet aan het uitgangspunt van de toegevoegd-risicobenadering zonder dat voor deze antropogene invloed is gecorrigeerd. Hoofdstukken 4 en 6 gaan hier verder op in.

3 Korte evaluatie van AW2000

3.1 Probleemstelling

Door VROM is aan het RIVM gevraagd om de aanpak die heeft geleid tot de normwaarden voorstellen van AW2000 te evalueren.

In het AW2000-project is gekozen voor het meten van een grote groep stoffen op 100 landbouw en natuurlocaties in Nederland. Hierdoor is een goed beeld ontstaan van de ordegrootte van concentraties waarin deze stoffen in de Nederlandse bodem voorkomen. Met het grote aantal meetwaarden is het mogelijk om hedendaagse concentratieniveaus te vergelijken met risiconiveaus om zo probleemstoffen te signaleren. Tevens is het mogelijk om aan te tonen welke (organische) contaminanten weinig tot niet aantoonbaar in de bodem aanwezig zijn.

Het tijdsbeeld dat AW2000 schept is een goede referentie voor toekomstige (landelijke) meetcampagnes. Door de grootschalige opzet van het onderzoek kan het dienen als basis om bij herhalingsmetingen mogelijke veranderingen in bodemconcentraties te detecteren. Het feit dat de ruwe data beschikbaar zijn maakt de resultaten van AW2000 geschikt als bron voor (internationaal) bodemonderzoek.

De projectgroep AW2000 heeft gekozen voor een aanpak die aansluit op het beheren van de Nederlandse bodem. Dit levert enige knelpunten op met het uitgangspunt van bescherming wat ten grondslag ligt aan de huidige bodemnormen zoals de streefwaarden. In de volgende paragrafen is dit toegelicht samen met enkele andere bedenkingen die zijn gerezen uit de rapportage van Lamé en Nieuwenhuis (2006).

3.2 De term ‘achtergrondgehalte’

Het gebruik van de term achtergrondgehalte is verwarrend. In hoofdstuk 2 is al uiteengezet welke typen ‘achtergrondgehalten’ er bestaan. Bijna ieder gehalte kan achtergrondgehalte worden benoemd, uitgaande van het kader waarin dit gehanteerd wordt. Echter, in het kader van nationale normstelling voor milieucompartimenten bestaan reeds achtergrondgehalten (metalen). Deze worden geacht een relatief onbelaste situatie te representeren (voor zover mogelijk) (De Bruijn en Denneman, 1992; De Wilde en Janssen, 1993). Het typeren van de in AW2000-kader gemeten gehalten als achtergrondgehalten wekt de verwarring dat het hier gaat om concentraties die een onbelaste situatie representeren, en dat is niet het geval. Er is immers sprake van antropogene invloed (zie hoofdstuk 6). De waarden geven -als *monitorings*metingen- een beeld van de toestand in de geselecteerde gebieden in Nederland in de tijd van bemonsteren en men zou bij gebruik en interpretatie van de AW2000 gegevens hiermee rekening moeten houden.

3.3 De keuze voor een percentiel

Er wordt uitgegaan van de belasting zoals in AW2000 gemeten en een eerder (project HANS) vastgestelde ‘kans van (maximaal) 5% dat een stof de normwaarde overschrijdt’. Deze waarde begrenst wanneer er sprake is van bodemverontreiniging (dit is bij overschrijding van deze kans). De betekenis en achtergrond van de in een eerder kader vastgestelde kanswaarde van 5% is ons niet bekend.

3.4 AW2000 in relatie tot risico's

Wanneer de gemeten concentraties in AW2000 het beeld geven dat de kans op overschrijden van de voorgestelde normwaarde , ingegeven door de keuze voor een 95-percentiel, groter is dan 5%, dan moet mogelijk worden besloten de normwaarde (voor die stof(fen) te verhogen (Lamé en Nieuwenhuis 2006, p. 14). Met deze redenering worden de gemeten gehalten in de Nederlandse bovengrond gebruikt om bodemnormen in Nederland te herdefiniëren en op grond daarvan te besluiten of er al dan niet sprake is van bodemverontreiniging. Deze keuze is gegrond bij een duidelijk beheersdoel . Echter, dit wijkt af van het beschermingsdoel dat ten grondslag ligt aan een beleid dat gestuurd wordt op basis van het beoordelen van risico's ten gevolge van de aanwezigheid van stoffen in het milieu. Het gepresenteerde referentiekader komt niet overeen met onbelaste gebieden, waar elke vorm van risico (ecotoxicologisch of humaan-toxicologisch) ten gevolge van antropogene beïnvloeding afwezig is. De relatie tussen toxiciteit en de aanwezige antropogene invloed in de gepresenteerde normwaarde-voorstellen uit AW2000 wordt niet belicht. Het risico van de aanwezige verbindingen voor het aanwezige bodemleven in al haar diversiteit, doorvergiftiging naar mens en dier en de ecologische functies, evenals de consequenties voor doorvertaling van mogelijk nieuwe bodemnormen naar grondwater en oppervlaktewater (Kaderrichtlijn Water) maken bij voorkeur deel uit van een afweging van normvoorstellen.

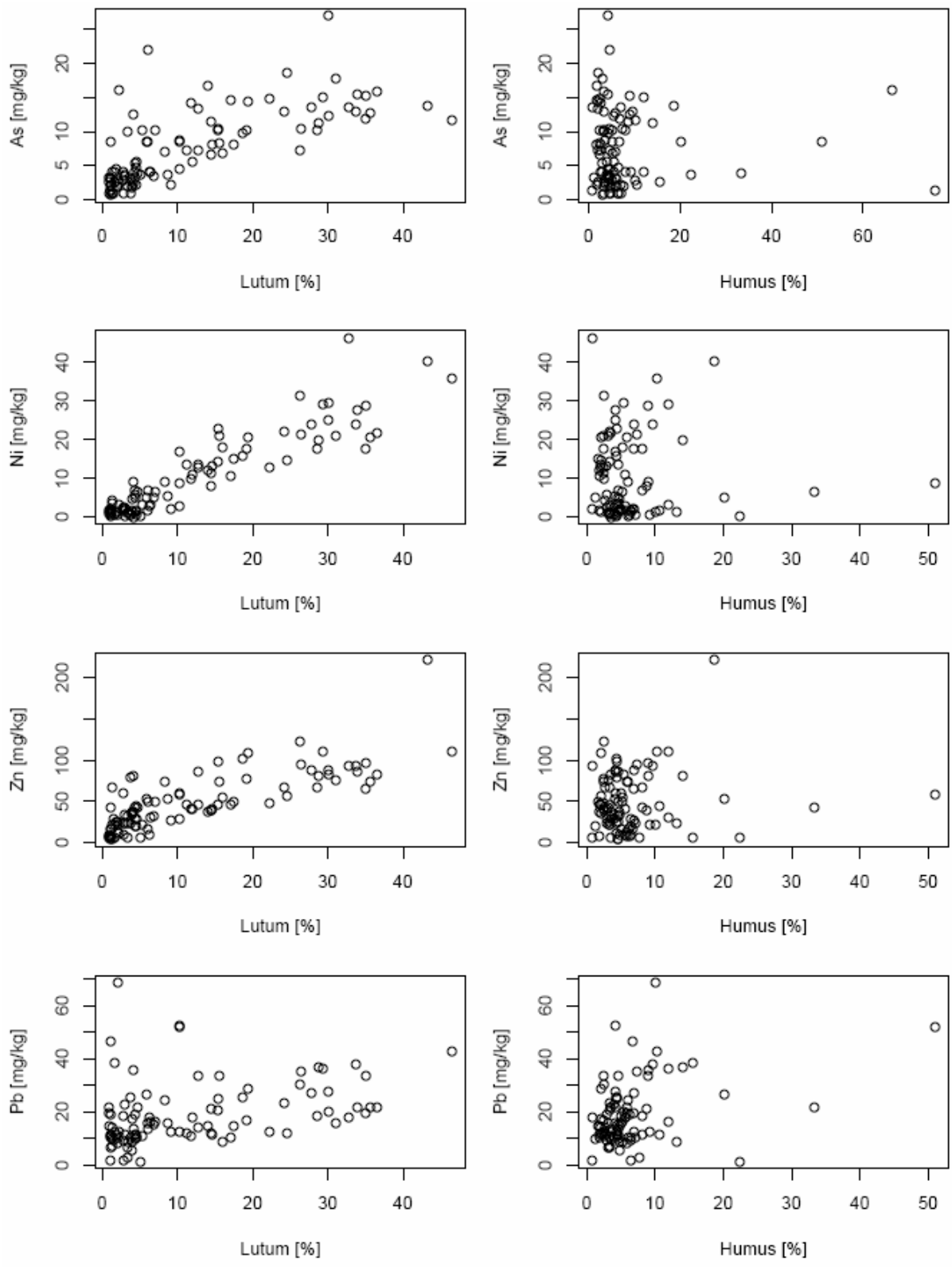
3.5 Correctie voor lutum en humus

Vanuit de projectgroep AW2000 is aangegeven dat voor anorganische elementen (metalen en metalloïden) geen goede relatie bestaat met het lutum- en het humusgehalte. Deze relatie is van belang voor het standaardiseren van de gemeten waarden naar waarden voor de standaardbodem met een lutumgehalte van 25 % en organisch stofgehalte van 10 %. Een standaardisatie is noodzakelijk omdat gehalten voor anorganische elementen variëren per bodemtype.

Ter illustratie is van geselecteerde elementen de relatie tussen de gemeten bodemconcentratie en lutum- en humusgehalte uitgezet in Figuur 1. Uit de figuur blijkt dat er geen duidelijke relatie met humus aanwezig is. Het lutumgehalte daarentegen vertoont voor de meeste anorganische elementen wel degelijk een relatie met gemeten bodemconcentraties. Deze relatie is van nature aanwezig in de bodems en houdt verband met de mineralogie van het bodemmateriaal. In hoofdstuk 6 wordt hier verder op ingegaan. De elementen waarvoor de (natuurlijke) relatie in mindere mate zichtbaar is (zoals Pb) zijn ook grotendeels antropogeen beïnvloed.

Door te constateren dat de relatie van de concentraties van anorganische elementen met lutum- en humusgehalte onvoldoende is, moet men ook ervan uitgaan dat de correctie van gemeten concentraties naar een standaard bodemtype niet mogelijk is. Immers er is geconstateerd dat de theoretische onderbouwing, de regressievergelijkingen zoals vermeld in de circulaire streef- en interventiewaarden, niet op de gemeten anorganische data van AW2000 toepasbaar blijken te zijn.

Voor organische stoffen is de correctie voor het humusgehalte voornamelijk gebaseerd op het principe dat bij hogere humusgehalten de biobeschikbaarheid, en dus het risico, evenredig lager is. In strikte zin is deze correctie dus geen correctie voor variabiliteit per bodemtype maar corrigeert voor variatie in organisch koolstof en daaraan gerelateerd beschikbaarheid en risico. Voor een niet op risico gebaseerde normwaarde kan bediscussieerd worden of deze correctie zinvol is.



Figuur 1. Relatie met lutum- en humusgehalte voor geselecteerde metalen en arseen.

Ondanks het feit dat geconstateerd is dat de bodemtypecorrectie niet voldoet, zijn binnen het AW2000-project de gemeten data gestandaardiseerd naar een standaardbodemtype. Van deze gecorrigeerde set is vervolgens het 95-percentiel bepaald. De betekenis van dit 95-percentiel in relatie tot de variatie in bodemtypes is hierdoor onduidelijk. Het resultaat van de gebruikte methodiek is dat een berekende bodemtypespecifieke normwaarde mogelijk niet representatief is voor het bodemtype. De projectgroep AW2000 merkt hier in haar rapport

zelf over op dat ‘De op de normwaarden door te voeren correctie voor het lutum en humus gehalte van de bodem dient op basis van de resultaten van AW2000 kritisch te worden onderzocht; waarbij zowel bijstelling van de relaties als het volledig laten vervallen van de correcties tot de potentiële mogelijkheden behoren. Wijziging van de correctie voor lutum en humus gehalte is direct van invloed op de voorgestelde normwaarden op achtergrondniveau’. Een gevolg van deze aanpak is dat de normwaarden dus op termijn herzien kunnen gaan worden.

3.6 Keuze voor detectielimiet al.s normwaarde

In het AW2000-rapport wordt met betrekking tot normwaarden lager dan de detectiegrens gesteld dat: ‘Het stellen van normwaarden op een dergelijk niet meetbaar niveau is niet zinvol’. In dat geval zou de normwaarde gelijk gesteld moeten worden aan de detectiegrens. Daarbij wordt opgemerkt dat: ‘[...] inzichtelijk dient te blijven waarop de normwaarde is gebaseerd zodat, wanneer dit de bepalingsgrens is, een eventueel later te ontwikkelen gevoeliger analysemethode alsnog tot een bijstelling van de normwaarde kan leiden.’ Bij deze redeneringen zijn enkele kanttekeningen te maken.

Bij het meten van stoffen in het milieu is het niet ongebruikelijk dat deze stoffen gehalten hebben onder de analytische detectiegrens en kan geconcludeerd worden dat de stof niet in concentraties hoger dan de detectielimiet in het milieu aanwezig is. Over het concentratiebereik onder de detectielimiet zijn geen uitspraken mogelijk.

Indien bij de analyse van een bodemmonster bepaalde concentraties niet boven de detectielimiet liggen betekent het dat met de gebruikte analysetechniek de aanwezigheid van de stof niet is aangetoond. Als het te toetsen risiconiveau ook onder de detectielimiet ligt dan is er geen uitspraak mogelijk over overschrijding van het risiconiveau. In de praktijk zou men deze situatie kunnen behandelen alsof er geen risico is aangetoond. Mocht het wenselijk zijn om toch inzicht te krijgen in de risico’s dan kan men overwegen om een andere analyse-techniek, met een lagere detectielimiet, te kiezen.

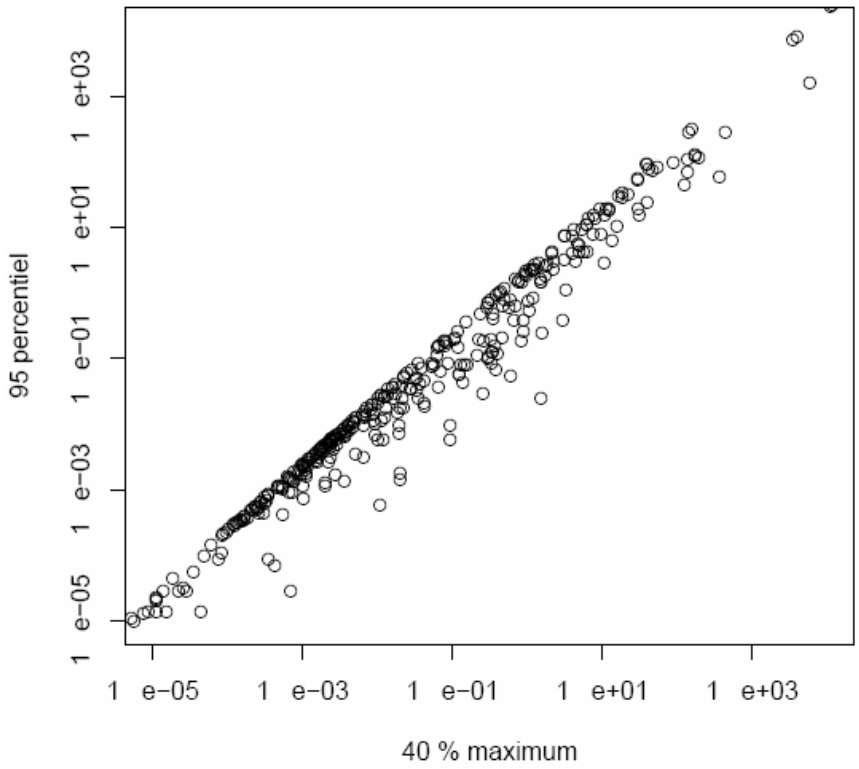
3.7 Keuze voor 40% van de maximumwaarde als normwaarde

Uit AW2000 blijkt dat voor sommige stoffen het door het grote aantal meetwaarden onder de detectielimiet niet mogelijk was om een 95-percentiel vast te stellen. In dat geval heeft de werkgroep AW2000 gekozen voor een normwaarde van 40% van het maximum gemeten gehalte. De beleidsgroep constateert dat: ‘[...] het hier niet om een erg solide, maar wel om een pragmatische benadering gaat [..]’. Echter deze aanpak leidt tot niet representatieve normwaarden die weinig tot geen relevantie hebben met concentratieniveaus in de bodem.

De basis van deze methodiek is door de werkgroep gebaseerd op het feit dat de statistische verdeling van stoffen waarvan wel voldoende meetpunten aanwezig zijn uitwijst dat 40% van het maximum ongeveer overeenkomt met het 95-percentiel. Deze relatie staat weergegeven in Figuur 2.

Uit Figuur 2 blijkt dat ondanks de redelijke relatie tussen het 40% van het maximum en het 95-percentiel toch in een overschatting van een factor 10 kan resulteren.

Ten tweede wordt onterecht aangenomen dat de statistische distributie van stoffen met een enkele meetwaarde boven de detectielimiet gelijk is aan de statistische distributie van de overige stoffen. Deze aanname is discutabel. Als verondersteld wordt dat de enkele meting met een concentratie boven de detectielimiet een uitbijter is, dan is deze niet representatief voor de distributie van de (onbekende) overige meetwaarden. Door 40% van het maximum te nemen laat men teveel over aan het toeval en komt men tot een onbetrouwbare waarde.



Figuur 2. Relatie tussen 40% van de maximum waarden en het 95-percentiel. Beide assen hebben een logaritmische schaal.

Als er geen 95-percentiel afgeleid kan worden doordat de meeste waarden onder de detectielimiet vallen, dan verdient het de voorkeur om te kiezen voor een methodiek die niet door toeval wordt bepaald. In dat geval kan men, zoals in paragraaf 3.6 is besproken, bijvoorbeeld op dezelfde wijze handelen alsof de normwaarde onder de detectielimiet ligt.

3.8 De toetsingsregel

Inherent aan de keuze voor een normwaarde op het niveau van een 95-percentiel is dat bij het toetsen van meerdere stoffen de kans dat de normwaarde wordt overschreden groter wordt. De werkgroep heeft daarom een toetsingsregel ontworpen waarbij bij een toenemend aantal te toetsen stoffen ook een toenemend aantal overschrijdingen getolereerd wordt.

Voor het bepalen van de toetsingsregel heeft men gekozen voor een variant die ‘statistisch eenvoudig’ is. In de statistische opzet is gekozen om uit de 100 bemonsterde locaties, aselect, 1000 steekproeven te selecteren. Hierbij wordt impliciet uitgegaan dat de gemeten concentraties onafhankelijk van elkaar zijn. Dit uitgangspunt is niet juist, stofconcentraties in de bodem, met name die van metalen en sommige organische stoffen (afbraakproducten), tonen een afhankelijkheid en moeten statistisch ook als zodanig beschouwd worden. Het nemen van onafhankelijk aselecte steekproeven van individuele metingen is dus statistisch niet mogelijk.

De onderbouwing van de toetsingsregel is door het negeren van de afhankelijkheid niet statistisch zuiver. De waarde van de toetsingsregel is daardoor onduidelijk. Het verdient aanbeveling de toetsingsregel te onderbouwen met metingen uit het veld. De zeer grote hoeveelheid beschikbare bodemdata kan hier ten grondslag aan liggen (zie hoofdstuk 6).

Hoe de toetsingsregel in termen van risico uitpakt is onbekend. Doordat de normwaarden niet gebaseerd zijn op risiconiveaus en doordat de normwaarden soms hoger en soms lager zijn

dan vigerende risiconiveaus (zie hoofdstuk 5) is het risico van meerdere overschrijdingen van de normwaarde sterk afhankelijk van de betreffende stoffen. Daarbij komt dat door mengseltoxiciteit eventueel een extra risico kan optreden. Voor inzicht in dat risico zijn andere methodieken noodzakelijk en deze zijn (deels) al in de risicotoolbox bij het RIVM beschikbaar (Posthuma et al., 2006).

4 Theoretische onderbouwing huidige streefwaarden

4.1 Inleiding

Er bestaat een groot verschil tussen de op risico gebaseerde aanpak in de onderbouwing van de huidige streefwaarden[1] met de aanpak van AW2000. Bij AW2000 is er geen relatie gelegd tussen de voorgestelde normwaarde en de bijbehorende risico's voor het ecosysteem en de mens. Als achtergrondinformatie is daarom uiteengezet op welke wijze op risico gebaseerde milieunormen zijn onderbouwd met in het bijzonder de streefwaarde.

Er zijn drie soorten milieurisicogrenzen: het verwaarloosbaar risiconiveau (VR), het maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR) en het ernstig risiconiveau (ER) die elk kunnen leiden tot vaststelling van een milieukwaliteitsnorm, respectievelijk: de streefwaarde (SW), het MTR en de interventiewaarde (IW). In Nederland zijn voor het compartiment bodem alleen streefwaarden en interventiewaarden vastgesteld.

Milieunormen hebben als doel om bescherming te bieden aan zowel mens als ecosysteem. Zij geven een beschermingsniveau aan waarbij geen onacceptabele effecten te verwachten zijn. Dit staat in contrast met de normwaarden van AW2000, deze dienen expliciet een beheersdoel om om te gaan met de diffuus verontreinigde Nederlandse bodem.

Uitgangspunt bij een milieunorm, of beter: milieukwaliteitsdoelstelling, is het risico van stoffen voor zowel het ecosysteem in het al.gemeen, als de mens specifiek. Het risico wordt uitgedrukt in een risicogrens voor ecosysteem en mens. Daarbij geldt dat de streefwaarde is gebaseerd op het ecologische risico. Het MTR is het theoretische risiconiveau en, in het geval van het ecosysteem, het bodemgehalte waarbij de organismen geen schade ondervinden. Voor ieder milieucompartiment wordt dit risico afgeleid.

De wijze van het afleiden van het risiconiveau van stoffen die ten grondslag liggen aan de streefwaarde is sterk veranderd sinds 1 januari 2004. Voor de huidige streefwaarden, zoals vastgelegd in de eerder genoemde circulaire uit 2000, geldt nog de oude methodiek. In principe wordt voor deze notitie uitgegaan van de oude methodiek, echter, eventuele verschillen met de nieuwe methodieken zullen op relevante plaatsen in dit hoofdstuk worden toegelicht.

Het MTR wordt binnen het RIVM afgeleid en deze afleiding wordt vervolgens als voorstel voor een milieukwaliteitsdoelstelling doorgegeven aan de Stuurgroep Stoffen.. Deze stelt op basis van de doelstelling en na een beleidsmatige toetsing, en eventueel aanpassing, de norm vast. De uiteenzetting in dit hoofdstuk is een samenvatting uit openbare RIVM rapportages en publicaties (Crommentuijn et al., 2000a; Crommentuijn et al., 2000b; Traas, 2001). De nieuwe methodiek is vastgelegd in het rapport 'Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framework of the project international and national quality standards for substances in the Netherlands' (Vlaardingen en Verbruggen, in prep). Dit guidance document verschijnt in 2007 bij het RIVM.

4.2 Toegevoegd risico benadering

Voor het vaststellen van het MTR, in mg/kg bodem, van een van nature voorkomende stof wordt de zogenaamd 'toegevoegd-risicobenadering' gevolgd (Struijs et al., 1997). Dit betekent dat eerst een risiconiveau wordt berekend, de Maximale Toelaatbare Toevoeging

[1] Dit zijn de vigerende streefwaarden zoals vastgelegd in de circulaire van 2000 (VROM, 2000) Deze streefwaarden zijn in de jaren 80 en 90 van de vorige eeuw afgeleid.

(MTT, in mg/kg bodem), en vervolgens wordt dit risiconiveau opgeteld bij de natuurlijke achtergrondconcentratie (C_b, mg/kg in bodem)) van de stof. In formule:

(1) $MTR = MTT + C_b$

Het idee hierachter is dat natuurlijke achtergrondconcentraties niet tot ongewenste effecten kunnen leiden. Effecten veroorzaakt door natuurlijke concentraties, al dan niet nadelig voor een organisme, worden beschouwd als een onderdeel van het natuurlijke ecosysteem en bijbehorende biodiversiteit. De normwaarden uit AW2000 bevatten voor een deel van de metalen een duidelijke antropogene component (zie hoofdstuk 6). Eventuele effecten van deze antropogene invloed op het ecosysteem worden in de toegevoegd-risicobenadering als ongewenst beschouwd. Dat is ook de reden dat theoretisch de normwaarden of achtergrondwaarden uit AW2000 niet al.s natuurlijke achtergrondwaarde (C_b) in de toegevoegde risicoaanpak gebruikt kunnen worden. Immers dan is niet meer duidelijk of eventuele effecten als gewenst of ongewenst beschouwd moeten worden.

In het geval dat een stof niet van nature voorkomt zal het MTR volledig uit de MTT bestaan, immers de achtergrondconcentratie (C_b) uit vergelijking (1) is dan gelijk aan 0. In dat geval geldt MTR=MTT.

Net al.s bij het vaststellen van een MTR waarbij sprake is van een natuurlijke achtergrondconcentratie kan ook een Verwaarloosbaar Risiconiveau (VR, in mg/kg bodem) worden vastgesteld. In de risicoanalyse wordt geen rekening wordt gehouden met onzekerheden en combinatietoxiciteit doordat organismen vaak aan meer dan één stof worden blootgesteld. Deze onzekerheden worden verdisconteerd in een onzekerheidsfactor van 100. Ook voor het VR wordt gebruik gemaakt van de toegevoegde risicobenadering waarbij een Verwaarloosbare Toevoeging (VT, in mg/kg bodem) wordt opgeteld bij de natuurlijke achtergrondconcentratie:

(2) $VR = C_b + VT$

De VT wordt via de onzekerheidsfactor uit de MTT als volgt berekend:

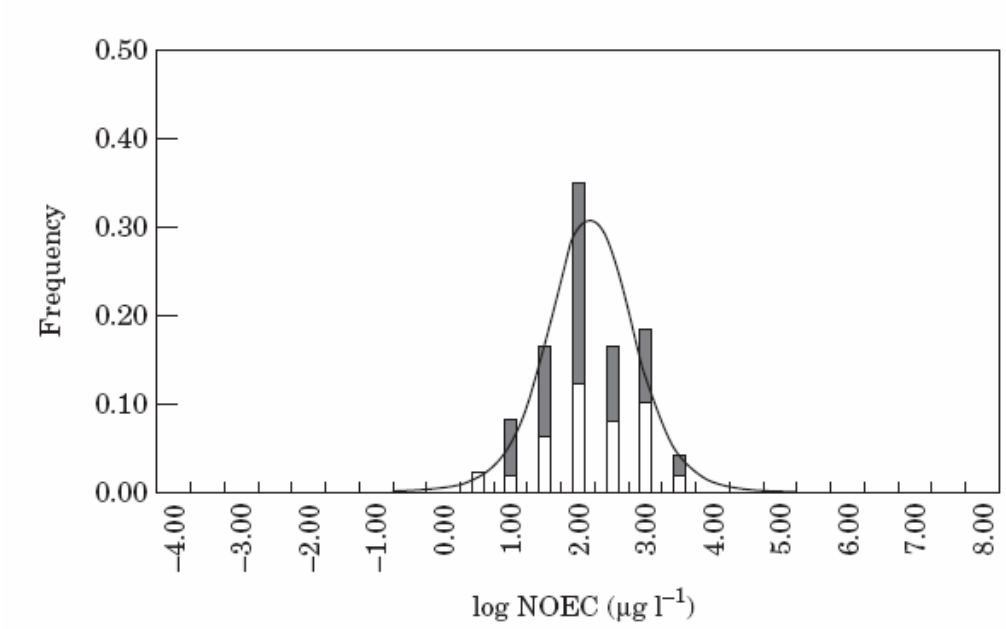
(3) $VT = MTT/100$

Het VR is de uiteindelijke milieukwaliteitsdoelstelling die als basis dient voor het vaststellen van de (wettelijke) norm, waaronder de huidige streefwaarde voor bodem.

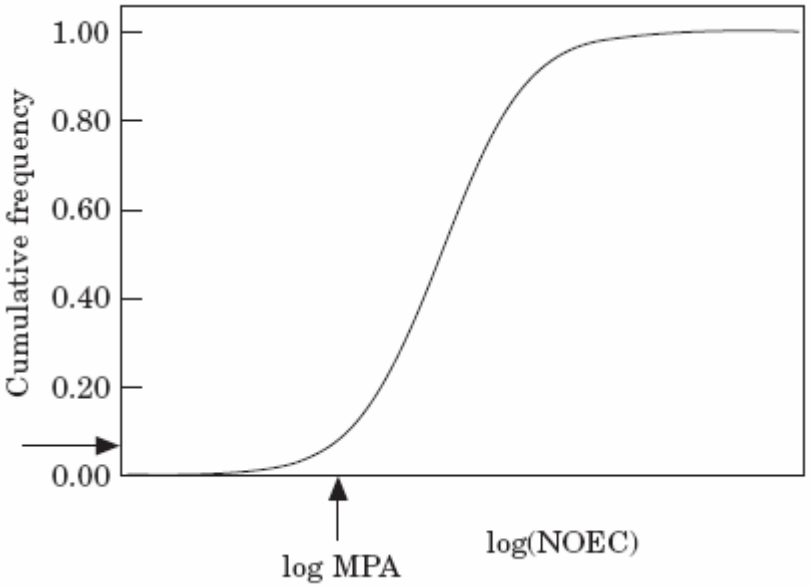
4.3 Afleiding MTR

Aan de basis van het MTR (of de MTT) liggen ecotoxicologische data, veelal afkomstig van laboratoriumproeven op specifieke organismen. Via blootstellingstesten wordt onderzocht bij welke concentraties van een stof een enkele soort organisme schade ondervindt. Door meerdere gegevens van verschillende soorten organismen verdeeld over verschillende taxonomische groepen te gebruiken, bepaald via meerdere testen, kan een inschatting gemaakt worden wanneer een ecosysteem schade zou kunnen ondervinden.

In Figuur 3 staan als voorbeeld een aantal chronische toxiciteitsgegevens, de NOEC (No Observed Effect Concentration), van een aantal organismen uitgezet tegen de frequentie. Op basis van deze gegevens is een statistische verdeling te schatten van de NOEC voor alle soorten in een hypothetisch ecosysteem. In Figuur 4 is de geschatte verdeling van de NOEC-waarden uitgezet tegen de cumulatieve frequentie. Uitgaande van een beschermingsniveau waarbij maximaal 5% van de organismen schade mag ondervinden en een daarbij horende cumulatieve frequentie van 0,05, is het MTR (of de MTT) af te lezen.



Figuur 3. Frequentieverdeling voor ecotoxicologische data (NOEC, No Observed Effect Concentration) van zoet- en zoutwaterorganismen voor atrazine. De balken tonen de beschikbare data, de lijn is de geëxtrapoleerde statistische verdeling (uit Crommentuijn et al., (1997)).



Figuur 4. Afleiding van de MTT (MPA: Maximum Permisible Addition) gebruik makend van statistische extrapolatie van de NOEC-waarden uit Figuur 3. De MTT is gerelateerd aan een cumulatieve frequentie van 0,05 (5%) (uit Crommentuijn et al., (1997)).

In het geval dat er van minder dan vier taxonomische groepen[2] chronische ecotoxicologische gegevens bekend zijn, is er onvoldoende grond om gebruik te maken van statistische interpolatie. Met behulp van de zogenaamde 'aangepaste EPA-methode' kan dan alsnog een MTR berekend worden (van de Meent et al., 1990). De afleiding van het risiconiveau voor een ecosysteem wordt gedaan door de ecotoxicologische data van een individueel organisme te delen door een veiligheidsfactor van 10, 100 of 1000, afhankelijk van het type

[2] In de huidige methodiek (vanaf 1-1-2004) is dit strenger: maximaal 10 soorten organismen verdeeld over 8 taxonomische groepen.

ecotoxicologische data. Deze EPA-methode is na 1 januari 2004 niet meer in gebruik.

Een derde methode om een MTR voor bodem en sediment af te leiden is de ‘equilibrium partitiemethode’ (EqP). Indien er voldoende ecotoxicologische gegevens bestaan over aquatische organismen dan is het mogelijk om vanuit het MTR voor het aquatische compartiment een MTR voor het terrestische compartiment te berekenen. Hierbij wordt gebruik gemaakt van een partitiecoëfficiënt (Kp) die een maat is voor de verdeling van een stof tussen de waterfase en vaste fase. Het MTR wordt dan als volgt berekend:

(4) MTRsoil=MTRwater • Kp soil

Voor de EqP gelden drie aannames: (1) de biobeschikbaarheid en toxiciteit hangt nauw samen met de poriewaterconcentraties, (2) de stoffen zijn in evenwicht tussen de waterfase en vaste fase en (3) de verdeling van de toxiciteitsdata (zie Figuur 3) is voor terrestische organismen gelijk aan die van aquatische organismen.

Naast bovenstaande methodes zijn er ook nog methoden om een MTR te berekenen voor doorvergiftiging van lagere organismen naar hogere (bioaccumulatie) of het MTR te corrigeren voor het gehalte organische stof. Deze methodes worden hier niet toegelicht.

4.4 Afleiding natuurlijke achtergrondconcentratie

Bij het vaststellen van achtergrondwaarden voor metalen is men uitgegaan van een serie onderzoeken waarin men bodemconcentraties van een aantal ‘zware’ metalen, metalloïden, non-metalen en fysische bodemparameters heeft gemeten in bodems van gebieden met een lage antropogene belasting (De Bruijn en Denneman, 1992; De Wilde en Janssen, 1993; Edelman, 1984; Van den Hoop, 1995). De concentratie van de gemeten elementen is vervolgens via lineaire regressie gerelateerd aan het lutum- en organischestofgehalte. De natuurlijke achtergrondconcentratie is vervolgens vastgesteld door de regressielijn langs de afhankelijke (y-as) naar boven te verschuiven tot het niveau waarop 90 procent van de waarnemingen onder de regressielijn viel. Het natuurlijke achtergrondgehalte dat overeenkomt met de zogenaamde standaardbodem (25% lutum, 10% organisch stof) is het achtergrondgehalte dat gebruikt wordt in vergelijking (1) en (2).

4.5 Harmonisatie

In paragraaf 4.3 is de EqP-methode aan de orde gekomen om een MTR van het aquatische compartiment om te rekenen naar een MTR voor het terrestische compartiment. Dezelfde methode werd tot 1 januari 2004 gebruikt om het MTR tussen beide compartimenten te harmoniseren. Deze harmonisatie ging uit van het principe dat een terrestische concentratie onder het MTR in evenwicht met de waterfase niet mag leiden tot een concentratie hoger dan het aquatische MTR en vice versa. Voor iedere MTR werd via de EqP-methode een MTR berekend voor andere milieucompartimenten. Van het onafhankelijk bepaalde MTR en het MTR bepaald volgens vergelijking (4) werd de laagste gekozen.

In de nieuwe richtlijn van 2004 wordt geen harmonisatie meer toegepast en worden het MTR waarden voor ieder compartiment afzonderlijk vastgesteld.

4.6 Onderliggende gegevens en betrouwbaarheid.

De betrouwbaarheid van de C_b (achtergrondconcentratie), het MTR (maximaal toelaatbaar risiconiveau) en de MTT (maximaal toelaatbare toevoeging, alleen in het geval van een natuurlijke achtergrondconcentratie) is voor een groot gedeelte afhankelijk van de beschikbare data ten tijde van het afleiden van de waarden. Hieronder vallen de gegevens voor achtergrondconcentraties, de ecotoxicologische gegevens en de partitiecoëfficiënten.

De ecotoxicologische gegevens en de partitiecoëfficiënten zijn de basis voor de onderbouwing van het MTR. Ten tijde van het afleiding van de eerste MTR-waarden in de jaren 90 was het een veel voorkomend probleem dat deze gegevens gelimiteerd voor handen waren. In de loop der jaren zijn er meer gegevens verzameld waardoor recentere afleidingen van het MTR beter onderbouwd konden worden. Zo zijn voor het bodemcompartiment meer terrestrische ecotoxicologische gegevens beschikbaar waardoor minder vaak teruggegrepen hoeft te worden op de EqP-methode (van Vlaardingen et al., 2005).

De statistische extrapolatiemethode verdient de voorkeur boven de EqP-methode of de EPA-methode. Inherent aan de statistische extrapolatiemethode is het feit dat deze alleen gebruikt wordt indien er voldoende data voorhanden zijn. Daardoor is de verwachting dat het hiermee afgeleide MTR representatiever is dan voor de andere methodes. De EqP- methode is sterk afhankelijk van de gekozen partiecoëfficiënten. Daarnaast brengen de genoemde aannames bij deze methoden extra onzekerheden met zich mee. Uit recente gegevens over metalen blijkt wel dat MTT-waarden die eerst zijn afgeleid met de EqP-methode en later afgeleid vanuit terrestische toxiciteitsdata goed overeenkomen (van Vlaardingen et al., 2005).

De EPA-methode, waarbij de risicogrens gedeeld wordt door een beoordelingsfactor, is zeer conservatief en leidt tot het minst representatieve MTR. De beoordelingsfactor is door middel van expert judgement gekozen en probeert risico zo veel mogelijk uit te sluiten. Hierbij wordt een kans op overschatting van het risiconiveau zo klein mogelijk gemaakt, leidend tot een grote kans op onderschatting. Sinds 1 januari 2004 is een gelijkwaardige methode in gebruik die uitgaat van andere beoordelingsfactoren.

Bij de methode voor het schatten van de natuurlijke achtergrondconcentraties die ten grondslag liggen aan de streefwaarden, zijn kanttekeningen te plaatsen. De belangrijkste zijn dat de gebruikte regressielijnen zijn gebaseerd op beperkte data, oververtegenwoordiging van gronden met een relatief laag lutumgehalte, mogelijk antropogene invloeden en gebaseerd op het 90-percentiel van de data. De eerste drie factoren resulteren in een beperkte representativiteit voor de gehele Nederlandse bodem. De keuze van het 90-percentiel impliceert dat 10% van de waarden altijd boven de referentielijn valt.

Belangrijk feit bij het VR voor metalen, bestaande uit de Cb en VT, is dat als de MTT kleiner is dan de Cb of in dezelfde ordegrootte valt als de Cb, dan de VT (=MTT/100) ten opzichte van de Cb verwaarloosbaar wordt. Hierdoor komt het VR grotendeels overeen met de Cb. Dit is onder andere de reden dat bijvoorbeeld de streefwaarden voor bodems min of meer gelijk zijn aan de natuurlijke achtergrondconcentratie. Doordat in dergelijke gevallen de invloed van de Cb zeer groot is, zijn onbetrouwbaarheden in het VR dan ook toe te schrijven aan de representativiteit en de methodiek voor het afleiden van de Cb en niet aan die van de VT.

Het kwantificeren van de betrouwbaarheid is niet eenvoudig. Tijdens het afleiden van de milieukwaliteitsdoelstellingen voor de interventiewaarden is dit op pragmatische wijze gebeurd. Voornaamste criteria hierbij waren de beschikbaarheid, betrouwbaarheid en gevoeligheid van de input-parameters. Zo werd bijvoorbeeld de EqP-methode als ‘laag betrouwbaar’ ingeschat (Berg et al., 1994; Kreule en Swartjes, 1998; Posthumus et al., 1998). Het recente werk van Van Vlaardingen (van Vlaardingen et al., 2005) laat echter zien dat via de EqP-methode gelijkwaardige MTR-waarden geschat kunnen worden als met statistische interpolatie. Daarnaast geldt voor de metalen dat de betrouwbaarheid en de representativiteit van de achtergrondconcentratie (Cb) bepalend is voor de betrouwbaarheid van het MTR en het VR, terwijl deze tot nu toe niet zijn gekwantificeerd.

Een andere kijk op betrouwbaarheid, naast het juist schatten van het risiconiveau, is de mate waarmee men zeker kan zijn dat het ecosysteem geen nadelige effecten ondervindt. Als men een risiconiveau afleidt, of met voldoende zekerheid rekening wil houden met bijvoorbeeld de aanwezigheid van meerdere stoffen, is het noodzakelijk om het risiconiveau met een

bepaalde factor te verlagen. Hierdoor vergroot men de zekerheid, en dus de mate van vertrouwen, dat een dergelijk risiconiveau geen schade aan het ecosysteem veroorzaakt.

5 Vergelijking achtergrondwaarden, risiconiveaus en milieukwaliteitsdoelstellingen met de in het AW2000-project voorgestelde aanpak

5.1 Overzicht

In Tabel 1(pagina 36) zijn de voorgestelde normwaarden uit het conceptrapport 'Beleidsmatig vervolg AW2000' (Lamé en Nieuwenhuis, 2006) naast de vigerende milieukwaliteitsnormen voor bodem geplaatst. Onder vigerend wordt hier verstaan dat de interdepartementale Stuurgoep Stoffen de voor een betreffende verbinding geldende milieukwaliteitsnorm heeft vastgesteld, dan wel dat deze zijn gepubliceerd in de circulaire streefwaarden en interventiewaarden (VROM, 2000). Vaststellen van een milieunorm gebeurt in de meeste gevallen op basis van een wetenschappelijk onderbouwd normvoorstel. Het normvoorstel wordt milieurisicogrens genoemd en is gebaseerd op fysisch-chemische eigenschappen en toxicologische gegevens.

In Tabel 1 zijn ook milieurisicogrenzen (dit zijn dus (nog) niet-vastgestelde normen) opgenomen. Alle gepresenteerde milieurisicogrenzen (VR's en MTR's) zijn afgeleid in het kader van het project INS: ('Inter)nationale Normen Stoffen', voorheen 'Integrale Normstelling Stoffen', en deze risicogrenzen zijn steeds gebaseerd op toxicologische gegevens en fysisch-chemische eigenschappen. De reden om deze waarden ook op te nemen is dat er bij een herziening van normen (vaak) recente wetenschappelijke literatuur geëvalueerd is, hetgeen de onderbouwing van het normvoorstel positief beïnvloedt.

De huidige rapportage biedt geen ruimte om voor alle stoffen in detail na te gaan wat de mogelijke redenen zijn van een verschil tussen de normwaardevoorstellen van Lamé en Nieuwenhuis en milieukwaliteitsnormen of voorgestelde milieurisicogrenzen. Wel kan er in algemene zin het volgende worden opgemerkt. De normen zoals die worden vastgesteld binnen het project INS dienen als invulling van de risicobenadering in het milieubeleid en zijn gebaseerd op ecotoxicologische en/of humaan-toxicologische gegevens. Het betreft hier het MTR en het VR (beleidsmatig in principe gelijk aan de streefwaarde). Het MTR_{bodem} is de norm die aangeeft bij welke concentratie van een verbinding in de bodem (i) voor ecosystemen geen onacceptabel te waarderen effect te verwachten is én (ii) -indien het MTR is afgestemd met humaantoxicologische gegevens- voor de mens geen onacceptabel te waarderen effect te verwachten is (niet carcinogene stoffen[3]). Het VR_{bodem} moet beschermend zijn voor combinatietoxiciteit en is de norm die aangeeft bij welke concentratie de bescherming van ecologische functies gewaarborgd moet zijn alsmede de functionele eigenschappen van het milieu.

De normen zoals door Lamé en Nieuwenhuis worden voorgesteld zijn niet gebaseerd op toxicologische gegevens. De waarden van deze normen alleen kunnen dus niet gebruikt worden om risico's voor ecosystemen, ecosysteemfuncties of de mens af te dekken.

5.2 Praktische betekenis vergelijking

In het al.gemeen kan het volgende worden gesteld. Het overschrijden van de SW (StreefWaarde) kan worden geïnterpreteerd als het niet halen van de langetermijn milieukwaliteitsdoelstelling, rekening houdend met aanwezigheid en toxiciteit van meerdere verbindingen (combinatietoxiciteit).

[3] Indien de verbinding carcinogeen is, mag de berekende kans op overlijden niet meer dan 10^{-6} per jaar zijn.

Het overschrijden van het MTR kan worden geïnterpreteerd als mogelijk optreden van een als nadelig te waarderen effect op het bodemecosysteem of voor de mens of hogere dieren (doorvergiftiging), betrokken op de betreffende verbinding, daarbij de aanwezigheid en toxiciteit van andere verbindingen buiten beschouwing latend.

De volgende vier situaties doen zich voor bij de vergelijking die in dit rapport worden gemaakt.

A. Wanneer voor een verbinding de voorgestelde normwaarde de SW *niet* overschrijdt, wordt op 95% van de bemonsterde[4] bovengrond-locaties in Nederland een verwaarloosbaar risico voor het bodemecosysteem verwacht en worden de ecologische functies geacht beschermd te zijn tegen langetermijn effecten van deze en andere ter plaatse aanwezige verbindingen.
B. Wanneer voor een verbinding de voorgestelde normwaarde het MTR *niet* overschrijdt, wordt op 95% van de bemonsterde[4] bovengrond-locaties in Nederland geen onacceptabel effect op het bodemecosysteem of via doorvergiftiging op hogere dieren en de mens verwacht van deze verbinding.

Wanneer één van de twee bovenstaande situaties zich voordoet, kan de kwalitatieve uitspraak worden gedaan dat: (i) van de aanwezigheid van de betreffende verbinding -in combinatie met aanwezigheid van andere verbindingen- voor tenminste 95% van de bemonsterde bovengrond-locaties geen langetermijn effect op het bodemecosyteem te verwachten is (indien SW niet wordt overschreden) of (ii) van de aanwezigheid van alleen de betreffende verbinding voor tenminste 95% van de bemonsterde bovengrond-locaties geen nadelig effect op het bodemecosyteem te verwachten is (indien alleen MTR niet wordt overschreden).

C. Wanneer voor een verbinding de voorgestelde normwaarde de SW overschrijdt, kan worden vastgesteld dat er op een *onbekend* percentage (maar meer dan 5%) van de bemonsterde[4] bovengrond-locaties in Nederland een niet verwaarloosbare bijdrage wordt verwacht aan een mogelijk nadelig lange termijn effect op het bodemecosysteem en de ecologische functies, ten gevolge van alle ter plaatse aanwezige verbindingen.
D. Wanneer voor een verbinding de voorgestelde normwaarde het MTR overschrijdt, kan worden vastgesteld dat er op een *onbekend* percentage (maar meer dan 5%) van de bemonsterde[4] bovengrond-locaties in Nederland een onacceptabel effect op het bodemecosysteem of via doorvergiftiging op hogere dieren en de mens verwacht wordt van deze verbinding.

In de volgende paragrafen wordt kort besproken hoe de vergelijking tussen de normwaarde-voorstellen van Lamé en Nieuwenhuis (2006) en de milieunormen of milieurisicogrenzen getalsmatig uitpakt.

5.2.1 Metalen

Voor tien metalen/metalloïden zijn de voorgestelde normwaarden van Lamé en Nieuwenhuis lager dan de vigerende SW: antimoon, arseen, cadmium, chroom, (anorganisch) kwik, lood, molybdeen, nikkel, thallium en zink. Op circa 95% van de bemonsterde locaties is derhalve geen langetermijn effect op het bodemecosysteem en ecologische functies te verwachten van elk van de genoemde metalen, op 5% van de locaties wel.

Voor de metalen barium, beryllium, cobalt, koper, seleen en vanadium geldt dat op een onbekend percentage van de locaties een -niet gekwantificeerd- effect op het bodemecosysteem te verwachten is. Voor telluur en zilver is geen achtergrondconcentratie vastgesteld en kan geen vergelijking gemaakt worden.

Voor molybdeen zou het nieuw voorgestelde VR wel een risico geven op een onbekend

[4] De uitspraken zijn beperkt tot die deelverzameling van gronden die in het project AW2000 bemonsterd zijn en waarvan de deelselectie is gebruikt om normwaardevoorstellen te doen; te weten: bovengrond-locaties gelegen in het landbouwareaal en in natuurgronden van Nederland.

aantal locaties. Voor tin is nu geen SW vastgesteld, maar het nieuw voorgestelde VR zou betekenen dat op 95% van de bemonsterde locaties geen effect op het bodemecosysteem te verwachten is.

Aangezien bij de afleiding van de milieurisicogrenzen voor metalen de toegevoegd risicobenadering is toegepast geldt voor de meeste metalen dat de hoogte van de gebruikte achtergrondconcentratie een grote rol speelt bij de verhouding tussen de bestaande milieurisicogrenzen en de voorgestelde normwaarden.

5.2.2 Overige anorganische verbindingen

Voor bromide en fluoride zijn de voorgestelde normwaarden lager dan de vigerende SW.

Cyanide-totaal-vrij, cyanide-complex en thiocyanaten overschrijden de vigerende SW. Voor cyanide-complex is deze overschrijding gering (factor 1,1). Voor thiocyanaten is een nieuw MTR voorgesteld dat iets hoger ligt dan het huidige normvoorstel van Lamé en Nieuwenhuis. Kanttekening is dat het voorgestelde MTR hierbij is gebaseerd op één toxiciteitsgetal.

Voor chloride en sulfaat is geen milieunorm vastgesteld en kan derhalve geen vergelijking worden gemaakt.

5.2.3 Aromatische verbindingen

Voor ethylbenzeen, xylenen en styreen zijn de voorgestelde normwaarden lager dan de vigerende SW. De voorgestelde normwaarden voor benzeen, tolueen en de somnorm cresolen zijn hoger dan de vigerende SW. Voor deze drie verbindingen (groep van verbindingen voor cresolen) zijn de normwaardevoorstellen wel lager dan het MTR zoals voorgesteld door (Verbruggen et al., 2001), hetgeen impliceert dat voor de individuele aanwezigheid van de verbindingen op 95% van de bemonsterde locaties geen nadelig effect op het bodemecosysteem te verwachten is.

De normwaarde voor fenol overschrijdt zowel de vigerende SW als een voorgesteld MTR. Een effect op het bodemecosysteem is bij deze normwaarde niet uit te sluiten.

5.2.4 PAK

De door Lamé en Nieuwenhuis gepresenteerde somwaarde voor 10 PAK is hoger dan de vigerende SW. Bij afleiding van interventiewaarden voor de tien genoemde PAK door (de Jong et al., 2005) is geen somwaarde voor PAK afgeleid omdat er geen wetenschappelijke overeenstemming was over het feit of de individuele verbindingen concentratie additief zijn en of ze hetzelfde werkingsmechanisme hebben.

Het verdient aanbeveling met de normstelling van PAK te wachten tot nieuwe voorstellen voor milieunormen gereed zijn. Momenteel worden voor 16 PAK (waaronder de 10 hier gerapporteerde PAK) normvoorstellen voorbereid in het kader van een Europese risicobeoordeling (EU-RAR) van koolteerpek. Deze waarden zullen beter onderbouwd zijn dan de vigerende omdat sinds 1995 nieuwe wetenschappelijke literatuur beschikbaar is gekomen. Nederland (i.c. RIVM) is rapporteur voor deze risicobeoordeling, waarvan de afronding in 2006 wordt verwacht. In Europees kader is reeds overeenstemming bereikt over het niet hanteren van een somnorm voor PAK vanwege bovengenoemde argumenten. Om de combinatietoxiciteit te ondervangen wordt echter wel een ‘toxic unit’ benadering voorgesteld, waarbij voor elke stof apart de concentratie met de norm wordt vergeleken en deze quotiënten uiteindelijk bij elkaar opgeteld worden. Voor de Nederlandse situatie verdient het aanbeveling om aan te sluiten bij de in Europees kader geaccepteerde benadering. De meest pragmatische en zuivere methode voor risicobeoordeling in bodem is een ‘toxic unit’ benadering, gebruik makend van de beschikbare gemeten individuele PAK-concentraties en de individuele normen uit de EU-RAR.

5.2.5 Gechloreerde koolwaterstoffen

a. Vluchtige gechloreerde koolwaterstoffen

Voor dichloormethaan, 1,1-dichloorethaan, 1,2-dichloorethaan, 1,1-dichlooretheen, 1,2-dichlooretheen (som *cis* en *trans*), 1,1,1-trichloorethaan, 1,1,2-trichloorethaan, trichlooretheen en tetrachloormethaan zijn de normvoorstellen van Lamé en Nieuwenhuis 2006) lager dan (of gelijk aan, viz. dichloorethanen) de vigerende SW. Dit betekent dat op 95% van de bemonsterde bovengrond-locaties de langetermijn milieukwaliteitsdoelstelling gehaald wordt.

De vigerende SW wordt op een onbekend percentage van de locaties overschreden voor vinylchloride, dichloorpropaan, trichloormethaan, en tetrachlooretheen.

Opgemerkt moet worden dat veel van de vigerende streefwaarden zijn afgeleid middels QSARs en niet op basis van toxiciteitsgegevens.

Nieuwe (concept)voorstellen voor het VR en MTR van deze verbindingen zijn in voorbereiding (de Jong et al., 2005) Bij deze herziene waarden zijn de normen wel op toxiciteitsdata gebaseerd, waarbij de waarden voor bodem middels evenwichtpartitie zijn afgeleid omdat toxiciteitsgegevens van deze verbindingen voor bodemorganismen schaars of afwezig waren. De voorgestelde normwaarde (Lamé en Nieuwenhuis) overschrijdt het (concept)voorstel MTR voor 1,1-dichlooretheen, 1,3-dichloorpropaan, 1,1,1-trichloorethaan, 1,1,2-trichloorethaan en tetrachlooretheen.

b. Chloorbenzenen

Lamé en Nieuwenhuis stellen een somnorm voor chloorbenzenen, uitgedrukt in $mg.kgdw^{-1}$. Er zijn alleen streefwaarden vastgesteld voor de verschillende (groepen van) chloorbenzeen-isomeren. Een vergelijking met de som van individuele streefwaarde is niet mogelijk omdat hierbij rekening gehouden zou moeten worden met het verschil in molecuulgewicht van de verschillende isomeren. De streefwaarden kunnen wel worden omgerekend naar molen $verbinding.kg^{-1}$ bodem, maar dit is niet mogelijk voor de somnorm. Wel is duidelijk dat de somnorm veel hoger ligt dan het VR voor alle isomeer-groepen en dat de somnorm voor de tri- tot hexachloorbenzenen ook veel hoger is dan het MTR.

Verbruggen et al. (2001) hebben voorgesteld de toxic unit benadering te volgen voor de som van alle chloorbenzenen omdat er verschillen bestaan tussen de toxiciteit van isomeren (hoger- en lager gechloreerde verbindingen) en de mate van bioaccumulatie. Omdat chloorbenzenen ook individueel gemeten kunnen worden (NEN) kan er ook middels de toxic unit benadering worden getoetst (Traas, 2003). Ten opzichte van een toxic unit benadering met de voorgestelde milieurisicogrenzen, valt de voorgestelde normwaarde voor de som van chloorbenzenen dus veel hoger uit op zowel het VR als het MTR niveau.

c. Chloorfenolen

Lamé en Nieuwenhuis stellen een somnorm voor chloorfenolen (minus pentachloorfenol) voor, uitgedrukt in $mg.kg_{dw}^{-1}$. Er zijn alleen streefwaarden astgesteld voor de verschillende (groepen van) chloorfenol-isomeren. Een vergelijking met de som van individuele streefwaarden is niet mogelijk omdat hierbij rekening gehouden zou moeten worden met het verschil in molecuulgewicht van de verschillende isomeren. De streefwaarden kunnen wel worden omgerekend naar mol $verbinding.kg^{-1}$ bodem, maar dit is niet mogelijk voor de somnorm. Echter, ook hier geldt dat voor alle afzonderlijke groepen van chloorfenolen de SW veel lager is dan de voorgestelde normwaarde voor de som.

Verbruggen et al.. (2001) hebben normen voorgesteld voor de verschillende groepen van chloorfenol-isomeren omdat sommige chloorfenolen een specifiek werkingsmechanisme (ontkoppeling van oxidatieve fosforylering) hebben. Ten opzichte van een toxic unit benadering met de voorgestelde milieurisicogrenzen, valt de voorgestelde normwaarde voor

de som van chloorfenolen veel hoger uit op het VR-niveau en is ongeveer gelijk op het MTR-niveau.

De door Lamé en Nieuwenhuis voorgestelde normwaarde voor pentachloorfenol (PCP) is beneden de vigerende SW en het voorgestelde MTR. In 95% van de bemonsterde bovengrond-locaties wordt de milieudoelstelling voor PCP gehaald.

d. Polychloorbinfenylen
Er bestaat geen vastgestelde milieunorm voor PCB. Het voorstel voor een mengsel MTR (mengsel van 6 PCB) van Van Wezel et al.. (1999b) is uitgedrukt als concentratie PCB118. Dit is niet vergelijkbaar met de som van zeven PCB zoals die door Lamé en Nieuwenhuis wordt gepresenteerd. Echter, de nieuwe normwaarde voor de 7 PCB is een factor 67 hoger dan het MTR voor PCB uitgedrukt op basis van congeneer PCB118 (een veel voorkomend congeneer). Na het commentaar van de Gezondheidsraad (Gezondheidsraad, 2002) op de normvoorstellen van Wezel et al. (1999) is in de vaststelling of herziening van normen voor PCB geen voortgang geboekt.

e. Overige gechloreerde koolwaterstoffen
Voor de gechloreerde anilines zijn streefwaarden voor (groepen van) isomeren beschikbaar. Er is geen somnorm voor alle gechloreerde chlooranilines, zoals voorgesteld door Lamé en Nieuwenhuis (2006). Een directe vergelijking tussen beide groepen van getallen is niet mogelijk. Maar ook hier geldt dat ten opzichte van een toxic unit benadering met de voorgestelde milieurisicogrenzen, de voorgestelde normwaarde voor de som van chlooranilinen veel hoger uitvalt op het VR-niveau.

Voor EOX is wel een interventiewaarde, maar deze norm wordt door Lamé en Nieuwenhuis niet meer opgenomen.

Voor dioxine is geen SW beschikbaar, wat een vergelijking met het 95-percentiel van gemeten concentraties onmogelijk maakt.

Voor chloornaftaleen is een voorstel voor een MTR (somnorm) beschikbaar. Het normwaarde-voorstel van Lamé en Nieuwenhuis is een factor 20 lager dan het voorgestelde MTR. Dit betekent dat voor tenminste 95% van de bemonsterde locaties geen effect verwacht wordt op het bodemecosysteem. Met mengseltoxiciteit als gevolg van aanwezigheid van andere verbindingen is in deze vergelijking geen rekening gehouden (er is geen SW afgeleid of vastgesteld).

5.2.6 Bestrijdingsmiddelen
Voor een aantal bestrijdingsmiddelen wordt voorgesteld niet langer te normeren. De reden waarom niet meer genormeerd zou moeten worden is onduidelijk. Het moge duidelijk zijn dat een vergelijking met de vigerende milieunormen voor deze stoffen niet gemaakt kan worden. Het betreft de bestrijdingsmiddelen aldrin, dieldrin, endrin, α-HCH, β-HCH en maneb.

a. **Organochloorverbindingen**
De voorgestelde normwaarde voor chloordaan is hoger dan de vigerende SW.

Voor DDT, DDE en DDD bestaat geen vastgestelde somnorm voor bodem zoals die door Lamé en Nieuwenhuis wordt voorgesteld. Verbruggen et al.. (2001) stellen vast dat een gecombineerde norm voor deze drie verbindingen niet voor de hand ligt. Worden de verschillende streefwaarden voor de individuele stoffen voor deze exercitie toch geïntegreerd tot een somnorm door het geometrisch gemiddelde te nemen (hoewel op basis van eigenschappen en ecotoxicologische effecten waarschijnlijk niet geoorloofd en een beperkt verschil in molecuulgewicht accepterend), dan blijkt het geometrisch gemiddelde van de SW ver onder het normwaardevoorstel te liggen: 0,026 vs 300 $\mu g.kg^{-1}$. Ook het normwaarde-voorstel voor een MTR wordt overschreden (indien geometrisch gemiddelde van MTR's): 14

vs 300 $\mu g.kg^{-1}$. Hetzelfde geldt voor lindaan (γ-HCH): zowel vigerende SW als voorstel-MTR worden overschreden door het normwaardevoorstel (Lamé en Nieuwenhuis, 2006).

De somnorm voor de HCH-verbindingen (d.i. is de vigerende SW) is echter gelijk aan de voorgestelde normwaarde. Door Verbruggen et al.. is ook een somwaarde MTR voorgesteld. De voorgestelde normwaarde is lager dan dit voorgestelde MTR voor de som van HCH-verbindingen.

Vigerende streefwaarden voor heptachloor en heptachloorepoxide zijn lager dan de voorgestelde normwaarden. Echter, de SW ligt zeer veel lager dan de bepalingsgrens.

b. Organofosfaatverbindingen
Het normwaardevoorstel van Lamé en Nieuwenhuis voor azinfos-methyl is veel hoger dan de vigerende SW. Echter, de SW ligt veel lager dan de bepalingsgrens.

c. Organotinverbindingen
Het normwaardevoorstel voor de som van organotinverbindingen is veel hoger dan de vigerende SW.

d. Chloorfenoxy-azijnzuurverbindingen
Het normwaardevoorstel voor MCPA (monochloorfenoxy-azijnzuur) is veel hoger dan de vigerende SW. De SW ligt lager dan de bepalingsgrens.

Overige bestrijdingsmiddelen
Van de vijf gepresenteerde normwaardevoorstellen voor overige bestrijdingsmiddelen is er voor één (groep) geen vigerende SW, te weten de 4-chloormethylfenolen. Er zijn echter wel voorstellen gedaan voor een VR en MTR voor 4-chloormethylfenolen (Janus en Posthumus, 2002). De normwaardevoorstellen van Lamé en Nieuwenhuis zijn hoger dan het voorgestelde VR, maar lager dan het voorgestelde MTR. Directe effecten op het bodemecosysteem kunnen derhalve worden uitgesloten voor tenminste 95% van de bemonsterde locaties, de langetermijn milieukwaliteitsdoelstellingen wordt niet gehaald op een onbekend percentage van de locaties.

Voor de groep de ‘niet-chloorhoudende bestrijdingsmiddelen’ (Lamé en Nieuwenhuis, 2006) bestaan geen vastgestelde milieunormen.

De voorgestelde normwaarden voor atrazine, carbaryl en carbofuran zijn alle hoger dan de vigerende SW, waarbij moet worden opgemerkt dat elk van deze drie streefwaarden lager zijn dan de detectiegrens. Voor carbaryl en carbofuran zijn de voorgestelde normwaarden ook veel hoger dan het voorgestelde MTR.

5.2.7 Overige verbindingen
Van de groep ‘overige verbindingen’ overschrijden de normwaardevoorstellen van Lamé en Nieuwenhuis de vigerende SW: cyclohexanon, pyridine, tetrahydrofuran, tetrahydrothiofeen, acrylonitril, formaldehyde en 2-propanol. Dit zijn, op één na, alle stoffen uit deze groep waarvoor een vigerende SW is vastgesteld.

Voor ftalaten bestaat nu een somnorm (SW), terwijl Verbruggen et al.. (2001) voorstellen hier normen voor de individuele verbindingen voor af te leiden. Dit lijkt zinvol gezien het feit dat het werkingsmechanisme van de verbindingen kan verschillen en het feit dat voor ftalaten al in 1999 (Wezel et al., 1999); normstelling dibutylftalaat en di(2-ethyl-hexylftalaat)) en in 2001 toxicologische gegevens zijn verzameld (Verbruggen et al., 2001). Lamé en Nieuwenhuis stellen voor om ftalaten niet meer te normeren. De reden waarom niet meer genormeerd zou moeten worden is onduidelijk Dit maakt een verdere vergelijking in dit kader derhalve overbodig.

Voor de resterende verbindingen in de groep ‘overige verbindingen’ tribroommethaan,

ethyleenglycol, diethyleenglycol, methanol, butanol (1-butanol), butylacetaat, ethylacetaat, methyl-tert-butylether (MTBE), methylethylketon zijn geen streefwaarde vastgesteld. Er zijn wel recent milieurisicogrnzen (VR en MTR) voorgesteld voor MTBE (Swartjes et al., 2004) en de overige genoemde verbindingen (Verbruggen et al., 2005). Voor 2-propanol zijn door Janus en Posthumus (2002) milieurisicogrenzen voorgesteld. Een vergelijking laat zien dat alle normwaardevoorstellen van Lamé en Nieuwenhuis hoger zijn dan de voorgestelde VR's. Voor tribroommethaan, ethyleenglycol, 2-propanol en methylethylketon blijven de normwaardevoorstellen wel onder het voorgestelde MTR. Voor de overige stoffen wordt ook het voorgestelde MTR overschreden en kunnen effecten op het bodemecosysteem niet worden uitgesloten (voor een onbekend percentage van de bemonsterde bovengrond-locaties).

Tabel 1. Vigerende streefwaarden bodem, voorgestelde normwaarden AW2000, en voorgestelde waarden voor milieurisicogrenzen (VR en MTR, indien beschikbaar) voor bodem.

		Vigerend			Voorstel	Voorgestelde milieu-risicogrenzen				
Verbinding	INS naam	AC bodem mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb	SW bodem (incl. AC) mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb		Normwaarde AW2000 mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb	MPA bodem mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb	VR bodem mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb	MTR bodem mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb		RIVM Rapportnr
Metalen										
antimoon		3	3		0.80					
arseen		29	29		20	0.9				711701020
barium		160	160		190		160	160	f	601501029
beryllium		1.1	1.1		1.5		1.1	1.5	f	601501029
cadmium		0.8	0.8		0.60	0.79				711701020
chroom		100	100		55	0.38				711701020
cobalt		9	9		15		9.0	9.2	f	601501029
koper		36	36		40	3.4				711701020
anorganisch kwik		0.3	0.3		0.15	1.9				711701020
methyl-kwik		0.3	0.3			0.037				711701020
lood		85	85		50	55				711701020
molybdeen		0.5	3		1.5		0.51	1.3	f	601501029
nikkel		35	35		30	0.26				711701020
seleen		0.7	0.7		4.0		0.70	0.71	f	601501029
tellurium (telluur)		AC		a	6.0					
thallium		1	1		0.75		1.0	1.1	f	601501029
tin		19			6.5		19	19	f	601501029
vanadium		42	42		80		42	42	f	601501029

		Vigerend			Voorstel	Voorgestelde milieu-risicogrenzen				
		AC bodem	SW bodem (incl. AC)		Normwaarde AW2000	MPA bodem	VR bodem	MTR bodem		RIVM Rapportnr
Verbinding	INS naam	$mg.kg_{dw}^{-1}$ sb	$mg.kg_{dw}^{-1}$ sb		$mg.kg_{dw}^{-1}$ sb	$mg.kg_{dw}^{-1}$ sb	$mg.kg_{dw}^{-1}$ sb	$mg.kg_{dw}^{-1}$ sb		
zilver		AC	AC + 0.0001		2.0					
zink		140	140		140	16				711701020
Overige anorganische verbindingen										
bromide			20		2.0					
chloride					120					
cyanide (totaalvrij) (nbr)			1		3.0					
cyanide (complex) (nbr)			5		5.5					
fluoride			500	c	350					
thiocyanaten (som) (nbr)			1		6.0			6.2	g	711701020
sulfaat					240					
Aromatische verbindingen										
benzeen			0.01	a	0.025			0.95		711701020
ethylbenzeen			0.03		0.030			6.2		711701020
tolueen			0.01		0.030			0.14		711701020
xylenen (ind)			0.1		0.075			0.089, 0.11, 0.24	h	711701020
styreen			0.3		0.050			0.20		711701020
fenol (nbr)			0.05		0.25			0.20		711701020
catechol (nbr)			0.05					0.0032		711701020
resorcinol (nbr)			0.05					0.034		711701020

		Vigerend			Voorstel	Voorgestelde milieu-risicogrenzen				
		AC bodem	SW bodem (incl. AC)		Normwaarde AW2000	MPA bodem	VR bodem	MTR bodem		RIVM Rapportnr
Verbinding	INS naam	mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb	mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb		mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb	mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb	mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb	mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb		
hydrochinon (nbr)			0.05					2.2		711701020
cresolen (som) (nbr)			0.05		0.10			0.16		711701020
dodecylbenzeen					0.05					
Aromatische oplosmiddelen					0.30					
PAKs										
naftaleen			0.001	a				0.12	i	711701020
fenantreen			0.005	a				3.3	i	711701020
anthraceen			0.001	a				0.039	i	711701020
fluorantheen			0.03					1.0	i	711701020
chryseen			0.1					8.1	i	711701020
benzo[*a*]anthraceen			0.003	a				0.025	i	711701020
benzo[*a*]pyreen			0.003	a				0.052	i	711701020
benzo[*k*]fluorantheen			0.02					0.38	i	711701020
indenopyreen	indeno[1,2,3-*cd*]pyreen		0.06					0.031	i	711701020
benzo[*ghi*]peryleen			0.08					0.57	i	711701020
som 10-PAK			1	e	1.5					
Gechloreerde koolwaterstoffen										
a. Vluchtige gechloreerde koolwaterstoffen										
vinylchloride			0.01		0.10			1.4		711701020

		Vigerend			Voorstel	Voorgestelde milieu-risicogrenzen				
		AC bodem	SW bodem (incl. AC)		Normwaarde AW2000	MPA bodem	VR bodem	MTR bodem		RIVM Rapportnr
Verbinding	INS naam	mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb	mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb		mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb	mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb	mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb	mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb		
dichloormethaan			0.4		0.10		0.028	2.8		601501030
1,1-dichloorethaan	dichloorethanen (ind)		0.02	a	0.020				m	601501030
1,2-dichloorethaan	dichloorethanen (ind)		0.02	a	0.020		0.030	3.0		601501030
1,1-dichlooretheen			0.1	a	0.040		0.000052	0.0053	j	601501030
1,2-dichlooretheen (som *cis* en *trans*)			0.2		0.050		0.0026	0.26	n	601501030
dichloorpropanen			0.002	a	0.15					
	1,2-dichloorpropaan						0.012	1.2		
	1,3-dichloorpropaan						0.0007	0.07		
trichloormethaan			0.02		0.030		0.017	0.17		601501030
1,1,1-trichloorethaan			0.07		0.035		0.0015	0. 15		
1,1,2-trichloorethaan			0.4		0.25		0.017	1,7		
trichlooretheen			0.1		0.050		0.0068	0.68		601501030
tetrachloormethaan			0.4		0.050				l	601501030
tetrachlooretheen			0.002		0.15		0.0079	0.79		601501030
b. Chloorbenzenen										
	monochloorbenzeen		0.08					0.41		711701020
	dichloorbenzenen (ind)		0.004					0.48		711701020
	trichloorbenzenen (ind)		0.002					0.038		711701020
	tetrachloorbenzenen (ind)		0.0007					0.022		711701020

		Vigerend			Voorstel	Voorgestelde milieu-risicogrenzen			
		AC bodem	SW bodem (incl. AC)		Normwaarde AW2000	MPA bodem	VR bodem	MTR bodem	RIVM Rapportnr
Verbinding	INS naam	mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb	mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb		mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb	mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb	mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb	mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb	
	pentachloorbenzeen		0.001					0.12	711701020
	hexachloorbenzeen		0.00005					0.024	711701020
chloorbenzenen (som)					0.40			toxic unit approach	711701020
c. Chloorfenolen									
	monochloorfenolen (ind)		0.002					0.034	711701020
	dichloorfenolen (ind)		0.003					0.054	711701020
	trichloorfenolen (ind)		0.001					0.17	711701020
	tetrachloorfenolen (ind)		0.001					0.05	711701020
chloorfenolen (som)					0.040				
pentachloorfenol			0.002		0.00030			0.16	711701020
d. Polychloorbinfenylen									
PCBs (som 7)					0.020			0.0003	601501006
e. Overige gechloreerde koolwaterstoffen									
monochlooranilines (som)	monochlooranilines (ind)		0.0004						
dichlooranilines (som)	dichlooranilines (ind)		0.0012						
trichlooranilines (som)	trichlooranilines (ind)		0.0042						
tetrachlooranilines (som)	tetrachlooranilines (ind)		0.0017	b					
pentachlooraniline	pentachlooraniline		0.0006						
chlooranilinen (som)					0.25				

		Vigerend			Voorstel	Voorgestelde milieu-risicogrenzen			
		AC bodem	SW bodem (incl. AC)		Normwaarde AW2000	MPA bodem	VR bodem	MTR bodem	RIVM Rapportnr
Verbinding	INS naam	$mg.kg_{dw}^{-1}$ sb	$mg.kg_{dw}^{-1}$ sb		$mg.kg_{dw}^{-1}$ sb	$mg.kg_{dw}^{-1}$ sb	$mg.kg_{dw}^{-1}$ sb	$mg.kg_{dw}^{-1}$ sb	
EOX			0.1	a					
dioxine					0.000050				
chloornaftaleen (som α,β)					0.0060			0.12	711701020
Bestrijdingsmiddelen									
a. Organochloorverbindingen									
aldrin			0.00006	a				0.038	711701020
chloordaan			0.00003	a	0.0020				
	DDT		0.00009	a				0.010	711701020
	DDE		0.00001	a				0.013	711701020
	DDD		0.00002	a				0.021	711701020
DDT/DDE/DDD					0.30				
dieldrin			0.0005	a				0.043	711701020
endrin			0.00004	a					
drins (som)			0.005		0.015				
α-endosulfan			0.00001	a	0.00090				
α-HCH			0.003					0.31	711701020
β-HCH			0.009					0.011	711701020
γ-HCH (lindaan)			0.00005		0.0030			0.001	711701020
HCH (som)			0.01		0.010				

		Vigerend			Voorstel	Voorgestelde milieu-risicogrenzen			
		AC bodem	SW bodem (incl. AC)		Normwaarde AW2000	MPA bodem	VR bodem	MTR bodem	RIVM Rapportnr
Verbinding	INS naam	mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb	mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb		mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb	mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb	mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb	mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb	
heptachloor			0.000007	a	0.00070				
heptachloorepoxide			0.0000002	a	0.0020				
organochloorhoudende bestrijdingsmiddelen					0.40				
b. Organofosfaatverbindingen									
azinfos-methyl			0.000009	a	0.0050				
c. Organotinverbindingen									
organotin verbindingen			0.001		2.5				
d. Chloorfenoxy-azijnzuurverbindingen									
MCPA			0.00005	a	0.070				
Overige									
atrazine			0.0002	ab	0.0045			0.0048	711701020
carbaryl			0.00003	a	0.020			0.0025	711701020
carbofuran			0.00002	a	0.020			0.00013	711701020
maneb			0.002					0.22	711701020
4-chloormethylfenolen					0.050				
	4-chloor-2-methylfenol						0.012	1.2	601501015
	4-chloor-3-methylfenol						0.0062	0.62	601501015

		Vigerend			Voorstel	Voorgestelde milieu-risicogrenzen				
		AC bodem	SW bodem (incl. AC)		Normwaarde AW2000	MPA bodem	VR bodem	MTR bodem		RIVM Rapportnr
Verbinding	INS naam	mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb	mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb		mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb	mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb	mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb	mg.kg$_{dw}^{-1}$ sb		
niet-chloorhoudende bestrijdingsmiddelen					0.070					
Overige verbindingen										
cyclohexanon (nbr)			0.1		2.0			0.19		711701020
ftalaten (som) (nbr)			0.1					normen voor ind ftalaten	k	711701020
minerale olie (nbr)					190					
pyridine (nbr)			0.1		0.15			1.0		711701020
tetrahydrofuran (nbr)			0.1		0.45			1.6		711701020
tetrahydrothiofeen (nbr)			0.1		0.15			0.90		711701020
tribroommethaan					0.030		0.011	1.1		601501016
ethyleenglycol					5.0		0.89	89		601501016
diethyleenglycol					8.0		0.066	6.6		601501016
acrylonitril			0.000007	ab	2.0		0.0002	0.02		601501030
formaldehyde			0.0016		0.30		0.0016	0.16		601501015
2-propanol			0.200		0.75		0.2	20		601501015
methanol					3.0		0.000098	0.098		601501016
butanol (1-butanol)					2.0		0.0015	0.15		601501016
butylacetaat	*n*-butylacetaat				2.0		0.000096	0.096		601501016
ethylacetaat					2.0		0.0020	0.20		601501016

		Vigerend		Voorstel	Voorgestelde milieu-risicogrenzen			
		AC bodem	SW bodem (incl. AC)	Normwaarde AW2000	MPA bodem	VR bodem	MTR bodem	RIVM Rapportnr
Verbinding	INS naam	$mg.kg_{dw}^{-1}$ sb	$mg.kg_{dw}^{-1}$ sb	$mg.kg_{dw}^{-1}$ sb	$mg.kg_{dw}^{-1}$ sb	$mg.kg_{dw}^{-1}$ sb	$mg.kg_{dw}^{-1}$ sb	
methyl-tert-butylether (MTBE)				0.03		0.024		711701039
methylethylketon				2.0		0.022	2.2	601501016

Noten

a Getalswaarde beneden detectielimiet / bepalingsondergrens, of meetmethode ontbreekt.
b In de afleiding is een onzekerheidsfactor van 10 gehanteerd i.v.m. weinig data (EPA/1000).
c De norm voor fluoride in de bodem is afhankelijk van het lutumgehalte volgens (F) = 175 + 13L.
d Normen niet op basis van risicogrenzen (nbr achter de stofnaam).
e Geen bodemtypecorrectie bij organisch stof gehalten minder dan 10 %.
f mg/kg - niet uitgedrukt in standaardbodem.
g Als SCN^-.
h o, m, p.
i Er is een concept EU-RAR voor koolteerpek (rapporteur NL) waarin nieuwe normvoorstellen voor 16 PAKs worden gedaan. De meest recente ecotoxicologische literatuur is in deze normvoorstellen verwerkt. Afronding van dit rapport wordt in 2006 verwacht.
j Er is een concept RIVM rapport (eindstadium) waarin milieurisicogrenzen voor deze verbinding worden voorgesteld. Afronding van dit rapport wordt in 2006 verwacht.
k Er zijn milieurisicogrenzen voorgesteld normen voor individuele ftalaten, niet een somnorm.
l Wacht op afronding datasheet Kaderrichtlijn Water.
m Te weinig data om milieurisicogrenzen af te leiden.
n Nieuwe (concept)voorstellen voor VR en MTR zijn voor trans-1,2-dichloorethaan; voor cis-1,2-dichlooretheen zijn te weinig data beschikbaar om milieurisicogrenzen af te leiden.
o Er is geen achtergrondconcentratie (AC, is gelijk aan Cb) vastgesteld.
p Mengselnorm voor zes non-ortho en mono-ortho PCBs, uitgedrukt op basis van PCB118.
q Somnorm voor 1,- en 2-chloornaphtaleen.

Referenties RIVM rapporten

601501006 = (Wezel et al., 1999)
601501015 = (Janus en Posthumus, 2002)
601501016 = (Verbruggen et al., 2005)
601501029 = (Van Vlaardingen et al., 2005)
601501030 = (De Jong et al., 2005)
711701020 = (Verbruggen et al., 2001)
711701039 = (Swartjes et al., 2004)

6 Modellering natuurlijke achtergrondconcentratie anorganische elementen

6.1 Inleiding

Natuurlijk achtergrondwaarden spelen een belangrijke rol in de toegevoegd-risicobenadering. Hierbij is men tot nu toe uitgegaan dat alleen metalen/metalloïden van nature voorkomen. De natuurlijke achtergrond binnen het huidige normenstelsel speelt alleen voor die stoffen een rol. Dit hoofdstuk richt zich daarom alleen op deze anorganische elementen. Voor organische stoffen/contaminanten bestaat geen natuurlijke achtergrondwaarde, tot nu toe is verondersteld dat concentraties van deze stoffen te relateren zijn aan antropogene processen. Voor enkele organische stoffen, zoals PAK, staat deze aanname echter wel ter discussie.

De theoretische onderbouwing van de toegevoegd-risicobenadering gaat uit van een andere definitie voor achtergrondwaarden dan de definitie die binnen het AW2000-onderzoek is gehanteerd. Daarnaast heeft de toegevoegd-risicobenadering een beschermingsdoel terwijl AW2000 een beheersdoel heeft. Door het meenemen, beheersen, van diffuus antropogene invloed in AW2000 ontstaat het probleem dat de AW2000-normwaarden in theorie niet toegepast kunnen worden als natuurlijke achtergrond waarden (Cb, zie hoofdstuk 4). Een tweede probleem is dat door de AW2000-projectgroep is geconstateerd dat de lutum- en humuscorrectie niet meer voldoen. Deze bodemtypecorrectie is van belang om de normwaarden te standaardiseren en onafhankelijk te maken van het bodemtype.

Een geochemische aanpak kan beide problemen het hoofd bieden. Door middel van modellering van natuurlijke geochemische relaties is het mogelijk om een inschatting te maken van het natuurlijke achtergrondconcentratie (Cb). Dit natuurlijke gehalte kan vervolgens worden toegepast binnen de toegevoegd-risicobenadering. De relaties zelf kunnen gebruikt worden om te corrigeren voor de verschillende bodemtypes en de vastgestelde relaties kunnen uiteindelijk als alternatief dienen voor de huidige lutum- en humuscorrectie.

Als voorzet voor het noodzakelijke onderzoek naar dit geochemische baselinemodel is een korte studie uitgevoerd gebruik makend van een selectie van de beschikbare gegevens met betrekking tot stofconcentraties in de Nederlandse bodem. Hierbij is vooralsnog alleen naar een selectie metalen en metalloïden gekeken, voor deze elementen is de natuurlijke achtergrondconcentratie van grote invloed op de uiteindelijke milieukwaliteitdoelstelling.

Het doel van deze korte studie is om de haalbaarheid te onderzoeken van een geochemisch baselinemodel en moet illustreren welke mogelijkheden de bestaande bodemdata en state-of-the-art technieken in zich hebben. De hier gepresenteerde technieken kunnen later verder uitgewerkt worden om eerder genoemde problemen het hoofd te bieden.

Ten behoeve van deze studie is een database samengesteld met een groot aantal gegevens. In deze rapportage zijn alleen de resultaten gepresenteerd in relatie tot de dataset van AW2000, De resultaten zijn wel gecontroleerd gebruikmakend van de overige data.

6.2 Database

Ten behoeve van dit project is een database samengesteld met enerzijds de gegevens uit het AW2000-onderzoek en anderzijds overige bodemdata van Nederland. Doelen voor het samenstellen van de database zijn:

- Het eenvoudig toegankelijk maken van de AW2000-data
- Het kunnen vergelijken van de AW2000-data met overige ‘referentie’ data, zoals de

'Edelman' gegevens en de metingen van eerdere onderzoeken (De Bruijn en Denneman, 1992; De Wilde et al., 1992; Edelman, 1984)
- Inzicht geven in de implicaties van de resultaten van AW2000 door deze te vergelijken met landelijke gegevens over de bodem (LMB; Landelijk Meetnet Bodem, Geochemische Atlas van Nederland (Van der Veer, 2006))
- Daarnaast is de database van zodanige opzet dat deze uitgebreid en gebruikt kan worden in toekomstige/overige projecten waaronder de risicotoolbox.

Op dit moment bevat de database 163.171 meetwaarden van ca 1300 locaties afkomstig uit de volgende 7 onderzoeken:

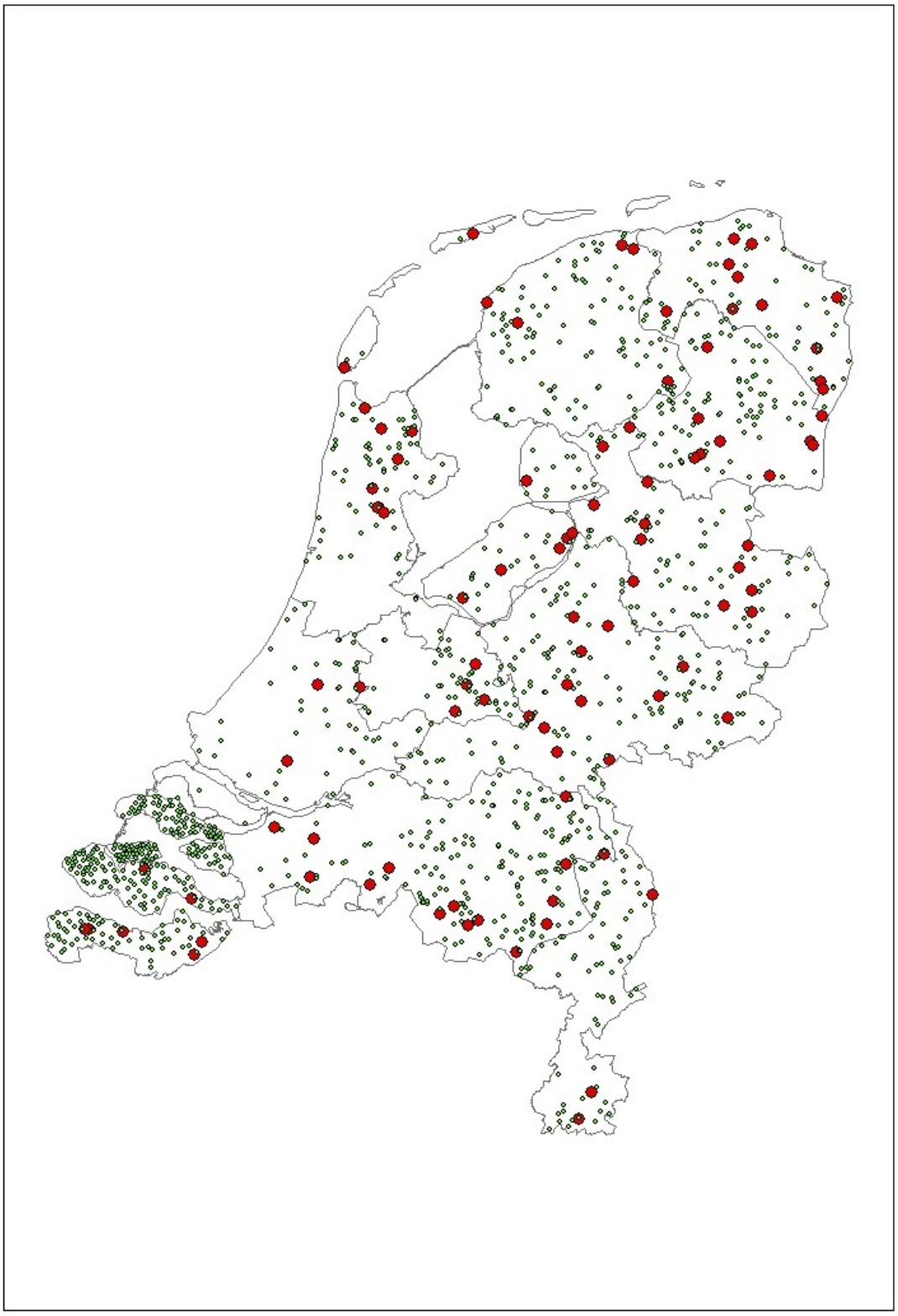
1. Achtergrondwaarden 2000 (Lamé et al., 2004)
2. Achtergrondgehalten van stoffen in de bodem (Edelman, 1984)
3. Gegevens die ten grondslag liggen aan de huidige streefwaarden (De Bruijn en Denneman, 1992; De Wilde et al., 1992)
4. Landelijk Meetnet Bodem (LMB/RIVM)
5. Geochemische kartering Zeeland (Spijker, 2005)
6. Geochemische karakterisatie Pleistocene zanden (Mol, 2002)
7. Geochemische kartering van Nederland (Van der Veer, 2006)

Naast bovengenoemde onderzoeken zijn er nog andere onderzoeken waarvan de data mogelijk in de database worden opgenomen. Dit is afhankelijk van de noodzaak voor het onderhavige project. Deze onderzoeken omvatten gegevens met betrekking tot metaal-speciatie, bodemvariabiliteit en de geochemische kartering van overige delen van Nederland. In Figuur 5 is een overzicht gegeven van de in de database opgenomen locaties.

Voor deze rapportage is vooralsnog alleen gebruik gemaakt van de gegevens uit AW2000. Binnen het tijdsbestek van de opdracht was het niet mogelijk alle gegevens mee te nemen.

6.3 Natuurlijke achtergrondwaardenmodel

Uitgangspunt bij het model voor de anorganische elementen is de bodemmineralogie. Afgezien van een stukje Limburg kan Nederland beschouwd worden als een sedimentair bekken, voornamelijk bestaand uit Pleistocene zanden en Holocene mariene en fluviatiele afzettingen, beide in combinatie met veenvorming. De Nederlandse sedimenten zijn verweringsproducten van primaire silicaten (o.a. olivijnen, pyroxenen, amphibolen, veldspaten). Tijdens de vorming van deze primaire silicaten zijn naast de geëigende bouwstenen, de zogenaamde bulkelementen (o.a. Si, Al, Fe, Mg), ook sporenelementen (o.a. La, Dy, Pb, Ni, Hf) opgesloten of geassocieerd met het kristalrooster. Tijdens verwering naar secundaire silicaten (bodemvorming) en transport blijft de associatie tussen de bouwstenen en sporenelementen bestaan. Doordat de sporenelementen gecorreleerd zijn aan de bulkelementen is in het al.gemeen de variabiliteit van sporenelementen te verklaren uit de variabiliteit van bulkelementen. Dit uit zich doordat bijvoorbeeld de concentratie Ni (spore-element) sterk correleert met de concentratie aan Al (bulkelement). De laatste is een belangrijke bouwsteen van de aluminium-silicaten waaruit klei bestaat. Aluminium kan daardoor als proxy gebruikt worden om de natuurlijke samenstelling te voorspellen (Bianchini et al., 2002; Huisman et al., 1997; Mol, 2002; Sharma et al., 2000; Spijker, 2005; Sterckeman et al., 2004; Tack et al., 1997; Tebbens et al., 2000; Van der Veer, 2006; Wilcke et al., 1998)



Figuur 5. Overzicht van locaties opgenomen in de database. De rode cirkels geven de locaties van AW2000 weer, de groene ruiten geven de overige locaties in de database weer.

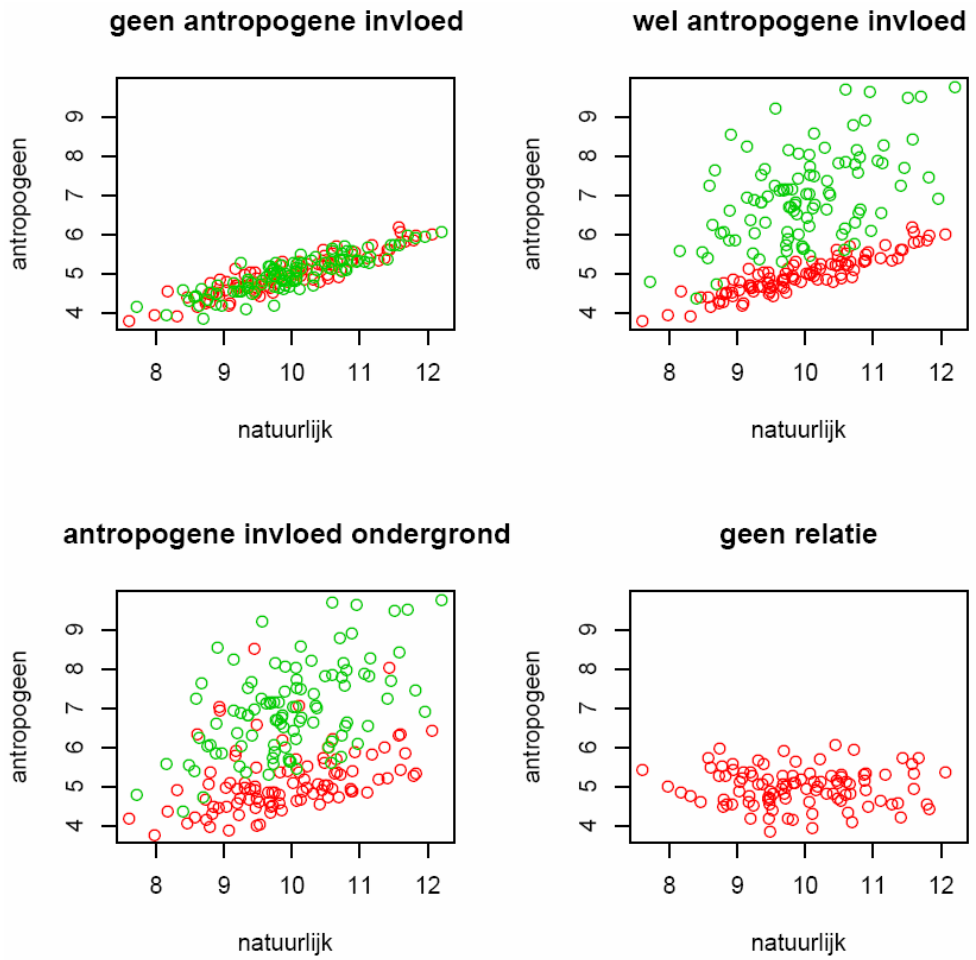
Als we de concentratie van de bulkelementen kennen dan kunnen we daaruit de natuurlijke concentratie sporenelementen voorspellen. Hiervoor is het wel noodzakelijk dat men (1) beschikt over goede metingen van zowel sporen- als bulkelementen en (2) de monsters waarin gemeten wordt niet door andere dan natuurlijke processen zijn beïnvloed. Voor het meten van bulkelementen is een zogenaamde totaal-analyse noodzakelijk. Hiermee worden totaal-metaalconcentraties gemeten en niet, zoals bij de veel gebruikte koningswater ontsluiting gebruikelijk is, slechts een deel van het daadwerkelijke aanwezige metalen bepaald. Binnen het AW2000-onderzoek zijn geen totaal-concentraties van bulkelementen gemeten en hierdoor is het noodzakelijk om via een omweg toch een goede schatter van de bulkchemie van de bodem te vinden.

In het AW2000-onderzoek zijn monsters genomen van zowel de bovengrond (0-10 cm) en van de ondergrond (50-100 cm). Menselijke processen hebben voornamelijk invloed op de bovengrond en in mindere mate op de ondergrond. Het is uit diverse onderzoeken gebleken dat op het niveau van de bulkchemie de mens nog weinig invloed heeft gehad op de ondergrond (Blaser et al., 2000; Facchinelli et al., 2001; Shotyk et al., 2001; Spijker, 2005; Van der Veer, 2006). Dit resulteert erin dat de bulkchemische samenstelling van de ondergrond overeenkomt met de natuurlijke samenstelling. De ondergrond kan dus gebruikt worden als benadering voor een door de mens onverstoorde bodem. Eventuele invloed van de mens op de bulkchemie van de ondergrond is vrij eenvoudig te onderkennen en maakt het daardoor mogelijk om deze aanname te toetsen. Dit wordt geïllustreerd in Figuur 6 .

In Figuur 6 zijn enkele voorbeelden van hypothetische verbanden tussen een natuurlijke proxy en een antropogeen beïnvloed element weergegeven. Wanneer er geen antropogene invloed is, is er ook geen verschil tussen de onder- en bovengrond en liggen de puntenwolken over elkaar heen. Als er wel antropogene invloed heeft plaatsgevonden dan is dit zichtbaar door verhoogde concentraties ten opzichte van de natuurlijke achtergrondconcentratie uit de ondergrond. Dit uit zich doordat de puntenwolk van de bovengrond boven die van de ondergrond ligt. Als er ook antropogene invloed is geweest in de ondergrond is dit te zien aan relatief hogere waarden in de ondergrond ten opzichte van de overige waarden in de ondergrond. Het is zeer onwaarschijnlijk dat binnen een groot en divers gebied de gehele ondergrond in gelijke mate is aangerijkt. In een vervolgstudie zal bepaald moeten worden wat de criteria zullen zijn wanneer een ondergrond als onverstoord en wanneer als verstoord beschouwd moet worden. Als laatste voorbeeld in Figuur 6 is geïllustreerd wanneer er geen relatie tussen de natuurlijke proxy en het antropogeen beïnvloede element bestaat.

Uit een geochemische kartering in het landelijke, door landbouw gedomineerde, gebied in Zeeland bleek dat er (1) een goede relatie bestond tussen de bulkchemie en de concentratie sporenelementen en (2) dat de concentraties van de elementen Ni en Cr nauwelijks zijn beïnvloed door antropogene (landbouw) processen (Posthuma et al., 2006; Spijker, 2005). Deze resultaten zijn bevestigd voor heel Nederland (Van der Veer, 2006). Dit betekent dat de variabiliteit van de Ni en Cr in landbouw- en natuurgebieden als natuurlijk beschouwd kan worden. Daarnaast vertonen andere elementen een gelijkwaardige correlatie met Ni en Cr net zoals zij met bulkelementen correleren. Hieruit volgt dat Ni en Cr gebruikt kunnen worden als proxy voor de natuurlijke achtergrondwaarden ter vervanging van bulkelementen.

Tijdens het onderzoek van AW2000 zijn Ni en Cr beide gemeten via de koningswater ontsluiting en zijn dus geen totaal-metaalconcentraties. Het is bekend uit eerder genoemde onderzoeken dat de met koninsgwater ontsloten Cr concentratie iets meer dan de helft bedraagt van de werkelijk aanwezige concentratie, voor Ni geldt dat het om circa 90% van de werkelijke concentratie gaat (Mol, 2002; Spijker, 2005). Voor het bepalen van de natuurlijke achtergrondwaarden in de dataset van AW2000 is daarom gekozen om Ni als proxy te gebruiken.

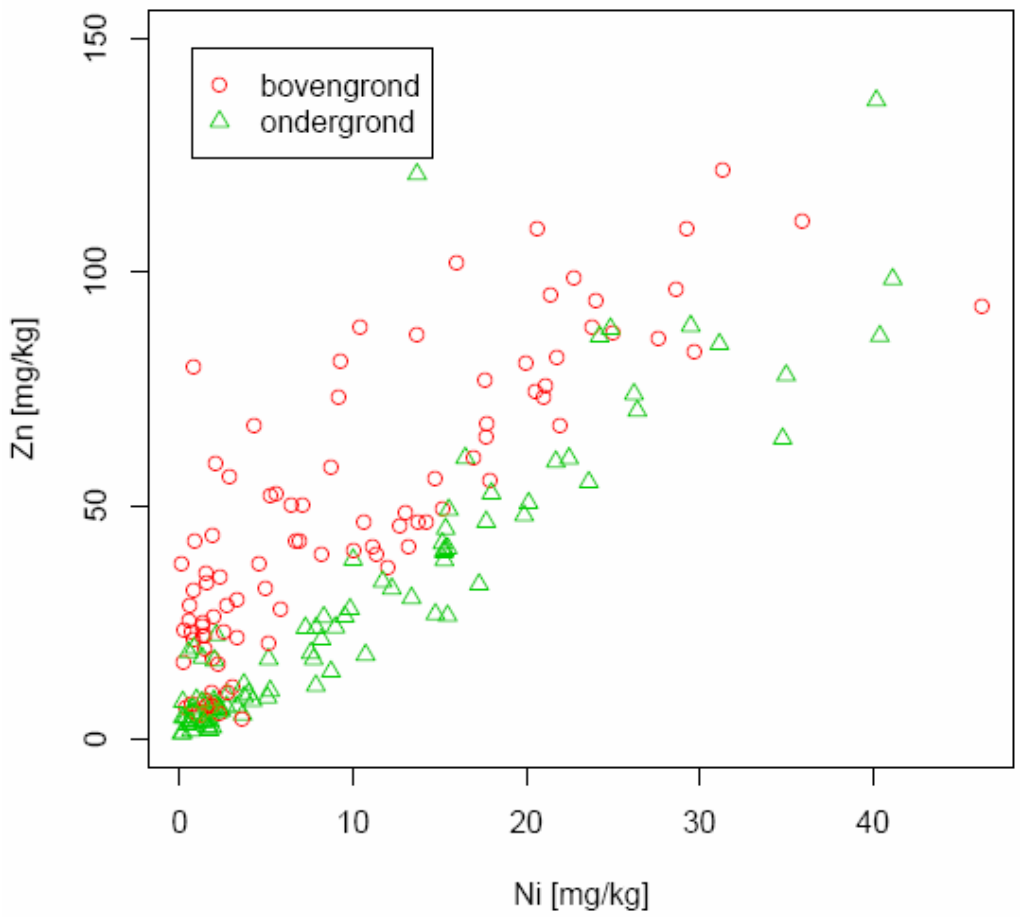


Figuur 6. Illustratie van de verschillende hypothetische verbanden tussen een natuurlijke proxy (natuurlijk) en een antropogeen beïnvloed element (antropogeen), de waarden langs de assen zijn arbitrair.(voor uitleg zie tekst).

In bovenstaande is expliciet geen gebruik gemaakt van het lutumgehalte. Dit is een structuurparameter dat iets zegt over de korrelgrootteverdeling in de bodem. Het lutumgehalte is een indicatie voor de hoeveelheid aanwezige kleimineralen in de bodem. Via deze relatie met de kleimineralen is het lutumgehalte weer gerelateerd aan de mineralogie van de bodem en op die manier weer gerelateerd aan de natuurlijke achtergrondwaarden. Door deze indirecte relatie met de bodemmineralogie heeft het lutumgehalte niet de voorkeur. Een tweede belangrijk punt om niet voor lutum te kiezen is de meetnauwkeurigheid. De relatieve meetfout van de lutumgehalten in AW2000 bedraagt ongeveer 10%, terwijl de Ni concentraties metcirca. 6% nauwkeurig gemeten kunnen worden. Daarnaast blijkt na bestudering van de lutummetingen uit AW2000 dat de meetonnauwkeurigheid toeneemt bij lagere (onder de 2% lutum) waarden, hierdoor kan de natuurlijke achtergrond voor zandgronden minder nauwkeurig geschat worden.

Hoewel Ni een betere proxy is dan lutum, is het toch nuttig om natuurlijke achtergrondwaarden te relateren aan het lutumgehalte. Deze parameter heeft immers een belangrijke plaats binnen het huidige bodembeleid. Daarnaast geldt voor Ni dat het eerder wordt beïnvloed door antropogene processen dan lutum. Daarom zijn de resultaten uiteindelijk wel gerelateerd aan het lutumgehalte.

Doordat het organisch stofgehalte in de bodem voornamelijk is gerelateerd aan biologische processen, is dit niet in beschouwing genomen bij het vaststellen van, abiotische, natuurlijke



Figuur 7. Relatie tussen Ni en Zn in zowel boven als ondergrond, meetgegevens uit AW2000 bestand.

achtergrondwaarden. Immers de achtergrondwaarden zijn grotendeels resultaat van geologische processen en processen op het niveau van de bodemmineralogie. Een uitzondering hierop zijn veengebieden. Nader onderzocht moet worden hoe om te gaan met de achtergrondwaarden gerelateerd aan het bijzondere karakter van de vorming van deze gebieden.

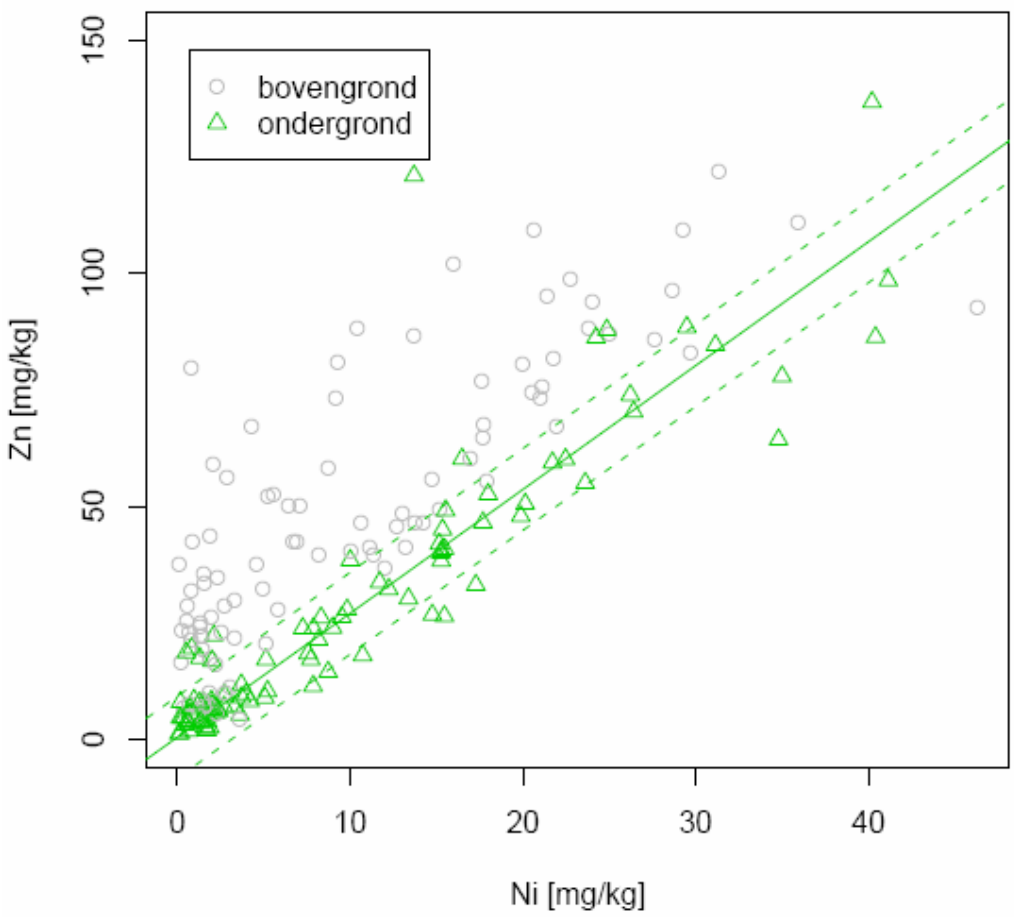
In theorie bestaat er de mogelijkheid dat metaalgehalten gebonden aan opgeloste organisch stof tijdens transportprocessen en sedimentatie een bijdrage kunnen leveren aan het natuurlijke achtergrondgehalte. Aangenomen wordt dat deze bijdrage niet aantoonbaar is ten opzichte van de variabiliteit in de metaalconcentraties. Nader onderzoek zal moeten aantonen of deze aanname juist is. Organisch stof is wel van belang voor bijvoorbeeld de biobeschikbaarheid, speciatie, aanrijkingsprocessen en mobiliteit van de metaalfractie, echter deze wordt hier niet beschouwd.

6.4 Methode

Om natuurlijke achtergrondwaarden te schatten op basis van de Ni concentratie moet een rekenkundig verband worden gelegd waarin de concentratie van een element is uitgedrukt als concentratie van Ni. Door middel van een regressie analyse kan een dergelijk verband gevonden worden. Uit de regressie-analyse volgt een formule in de vorm:

(1) $C_{Me}=C_{Ni}*a+b+\varepsilon$

Waarin C_{Me} de geschatte concentratie van het metaal is en C_{Ni} de concentratie Ni. De parameters a, b zijn regressieparameters die volgen uit de analyse, ε is de regressiefout. De



Figuur 8. Relatie tussen Ni en Zn en de baseline afkomstig uit de regressieanalyse. De lijn geeft de regressierelatie weer volgens formule 1 en de stippellijn de regressiefout

regressiefout geeft de spreiding aan, of bandbreedte, van de uitkomst. Een geschatte C_{Me} ligt in principe binnen de bandbreedte van ε, hierdoor is C_{Me} ook geen enkelvoudig getal maar een waarde met een zekere spreiding. Bij het verder uitwerken van dit model zal ook aandacht besteed moeten worden aan de statistische variantie van C_{Ni}. Deze is vooralsnog niet meegenomen.

Voor (geo)chemische bodemdata geldt dat deze vaak gepaard gaan met zogenaamde uitbijters, sterk afwijkende waarden ten opzichte van het merendeel van de gegevens. Daarnaast volgt de statistische verdeling zelden een zuiver normale of log-normale verdeling. Hierdoor leidt een standaard lineaire regressie vaak tot verkeerde of onbetrouwbare uitkomsten. Voor het afleiden van de natuurlijke achtergrondwaarden is daarom gekozen voor een zogenaamde robuuste lineaire regressie (Leroy en Rousseeuw, 1986). Deze regressieanalyse is niet gevoelig voor relatief hogere waarden en afwijkende statistische verdelingen. De regressiemethode levert ook prestatiekenmerken waarmee getest kan worden of het regressiemodel statistisch relevant is.

Door het hoge organisch stofgehalte en de specifieke (organische) geochemische relaties in veenmonsters zijn deze niet apart in de regressieanalyse meegenomen. De hoeveelheid data uit AW2000 is onvoldoende voor betrouwbare uitspraken. Op basis van bestaande data en literatuurgegevens is wel een inschatting te maken van natuurlijke achtergrondgehalten maar dit is niet verder onderzocht voor onderhavig rapport.

Van de relatie tussen C_{Me} en C_{Ni} is ook een robuuste correlatiecoëfficiënt berekend. Deze wordt op een gelijke wijze afgeleid als een standaard correlatiecoëfficiënt met al.s uitzondering dat afwijkende meetpunten minder invloed hebben op de uitkomst. Een hoge

correlatiecoëfficiënt wijst op een goede relatie.

Met formule 1 is een baseline af te leiden die kan dienen als referentie voor verdere analyse van de gegevens. Actueel gemeten waarden kunnen vergeleken worden met de baseline en verschillen tussen deze waarden en de baseline kunnen worden gekwantificeerd. Sommige

waarden in de bovengrond zullen door menselijke processen verhoogd zijn ten opzichte van de natuurlijke achtergrond, in principe kan men dus spreken van vervuiling. Echter deze verhoging hoeft nog niet te leiden tot ecologische of humane risico's of tot overschrijding van bestaande normen zoals de streefwaarde. Daarom wordt er de voorkeur gegeven aan een verhoging ten opzichte van de natuurlijke achtergrond te omschrijven met het meer neutrale woord 'aanrijking'. Dat beschrijft immers wat er gebeurd is, een deel van de bodem is aangerijkt met bepaalde stoffen.

6.5 Resultaten

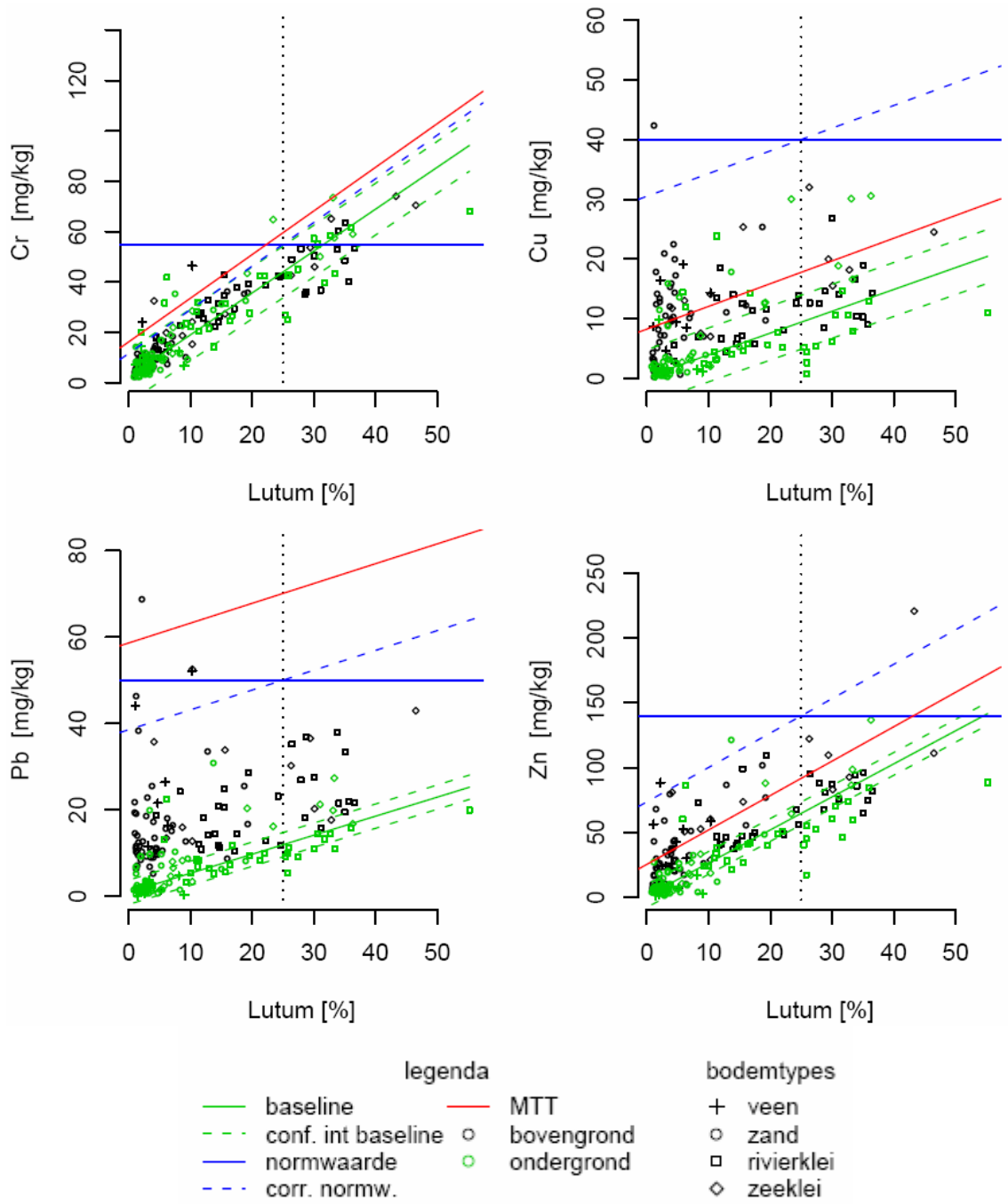
Voor de gemeten anorganische elementen (metalen en metalloïden) zijn regressieanalyses uitgevoerd. Van iedere analyse is de relatie met Ni bestudeerd en zijn de resultaten beoordeeld. De resultaten zijn weergegeven in Tabel 2

Tabel 2. Resultaten regressieanalyse ondergrond. n is het aantal gebruikte meetpunten, a en b zijn de regressie parameters volgens formule 1, ε is de regressiefout. De robuuste correlatiecoëfficiënt is weergegeven als r, correlaties >= 0.9 zijn vetgedrukt weergegeven.

	n	a	b	ε	r
As	89	0.46	0.41	1.29	0.88
Ba	88	16.87	2.92	13.81	0.50
Be	44	0.01	0.05	0.13	**0.97**
Cd	29	-0.03	0.01	0.04	0.19
Co	80	0.96	0.35	0.88	**0.92**
Cr	89	2.17	1.73	3.87	**0.90**
Cu	73	0.28	0.38	1.49	0.86
Pb	86	0.79	0.46	0.98	**0.96**
Sn	25	0.34	0.02	0.31	0.63
V	89	2.55	2.22	7.05	0.86
Zn	87	0.38	2.66	3.01	**0.99**

Figuur 7 laat de relatie tussen Ni en Zn zien voor zowel de ondergrond als de bovengrond. Uit de figuur blijkt dat er een goede relatie bestaat tussen Ni en Zn en dat de bovengrond duidelijk hogere concentraties Zn bevat. Ook blijkt dat de spreiding in de Zn concentratie voor de bovengrondmonsters groter is dan voor de ondergrondmonsters.

In Figuur 8 zijn dezelfde gegevens getoond maar nu met de regressielijn volgens formule 1. Naast de regressielijn is ook de regressiefout ε weergegeven. Door de gebruikte regressietechniek kan men er in principe van uitgaan dat circa 90% van de natuurlijke variatie binnen deze bandbreedte zal vallen. In Figuur 8 is te zien dat de bovengrondmonsters grotendeels boven deze bandbreedte liggen, wat betekent dat de relatie tussen Ni en Zn in de bovengrond afwijkt van de natuurlijke achtergrondrelatie in de ondergrond. Deze afwijking kan aan antropogene processen gerelateerd worden (Ridgway et al., 2003; Senesi et al., 1999; Singh et al., 2001). Uit Figuur 8 blijkt ook dat er enkele monsters zijn met veel hogere waarden voor Zn in de ondergrond. De oorzaak van dergelijke waarden is onbekend maar houdt meestal verband met analysefouten, artefacten in het bodemmonster, contaminatie



Figuur 9. Relaties tussen lutum en de metalen Cr, Cu, Pb en Zn in boven- en ondergrond. Weergegeven is de achtergrondrelatie (baseline), het betrouwbaarheidsinterval van de achtergrondrelatie (conf. int. baseline), de normwaarde voorgesteld in AW2000 (normwaarde), de bodemtype-afhankelijke normwaarde (corr. normwaarde) en het maximaal toelaatbare risiconiveau (MTT). De bodemtype-afhankelijke niveaus (richtingscoëfficiënt ≠ 0) zijn gecorrigeerd gebruikmakend van de natuurlijk achtergrondrelatie. De verticale stippellijn komt overeen met 25% lutum.

tijdens de monsterneming of een locatie met een afwijkende bodemconcentratie. Echter door de gebruikte regressietechniek zijn deze waarden niet van invloed op het vaststellen van de regressielijn.

Hoe men inzicht krijgt in hoe de AW2000-normwaarde en de Maximaal Toelaatbare Toevoeging (MTT) zich verhouden tot de natuurlijke achtergrondwaarde is geïllustreerd in

Figuur 9. Hierin is de relatie tussen lutum en een viertal metalen getoond inclusief de regressielijnen die de geochemische relaties weergeven (groene lijn). Hiervoor zijn de hierboven gepresenteerde relaties met Ni omgerekend naar lutum. De bandbreedte van de natuurlijke achtergrond is weergegeven middels de groene stippellijnen. De bovenkant van dit betrouwbaarheidsinterval kan beschouwd worden als de bovengrens van natuurlijke concentraties in de bodem.

In Figuur 9 zijn zowel bodemtypespecifieke als niet bodemtypespecifieke normwaarden weergegeven. Als de voorgestelde AW2000-normwaarde (blauw lijn) een vaste waarde betreft, dit wil zeggen er vindt geen correctie plaats voor het bodemtype, dan volgt een horizontale lijn. Als er wel wordt gecorrigeerd voor het bodemtype, via het geochemisch model, dan volgt de bodemtype-afhankelijke waarde en varieert de lijn met variërend lutum gehalte. De AW2000-normwaarde is ook op deze wijze gecorrigeerd (blauwe stippellijn) Het risiconiveau is door middel van een bodemtypespecifieke MTT (Maximaal Toelaatbare Toevoeging) weergegeven (rode lijn), welke is opgeteld bij de bovenkant van het betrouwbaarheidsinterval.

Het verschil tussen de gekozen normwaarden en de natuurlijke achtergrond is de aanrijking die men accepteert. Als de gekozen normwaarde boven het niveau van de MTT ligt accepteert men ook een extra risico op nadelige effecten. In het voorbeeld van Figuur 9 is dit het geval voor Cu en Zn

7 Relatie achtergrondwaarden 1995 en achtergrondwaarden 2000

7.1 Inleiding

Voor stoffen die van nature in de bodem voorkomen, de anorganische elementen, geldt voor normstelling de zogenaamde toegevoegd-risicobenadering. Hierbij is het principe dat natuurlijke achtergrondconcentraties niet zullen leiden tot nadelige effecten. De rol van de natuurlijke achtergrondconcentratie (Cb) binnen de methodiek van de normwaarden, zoals de streef- en interventiewaarden is in hoofdstuk 4 al aan bod gekomen.

De (natuurlijke) achtergrondwaarden die ten grondslag liggen aan de streef- en interventiewaarden, zoals in 1995 gerapporteerd door Van den Hoop (1995), verschillen wezenlijk van de achtergrondwaarden zoals gedefinieerd in het AW2000 onderzoek. Een groot aantal waarden uit AW2000 liggen lager dan de 'oude' achtergrondwaarden (bijvoorbeeld Pb, Cr, Sb, As) terwijl andere waarden weer hoger liggen (bijvoorbeeld V, Ba, Co). Bij het vaststellen van nieuwe achtergrondwaarden is het van belang om inzicht te hebben in de oorzaken voor de afwijkingen met eerder vastgestelde achtergrondwaarden. In dit hoofdstuk wordt aan de hand van vier metalen geïllustreerd waardoor de verschillen kunnen ontstaan. Hoewel het mogelijk is om de verschillen in detail uit te werken geeft dit weinig toegevoegde waarde voor het gebruik van AW2000 als achtergrond. Daarvoor is gekozen om binnen dit beperkte onderzoek slechts een kort overzicht te geven.

7.2 Methode

De bodemdatabase, beschreven in paragraaf 6.2, bevat een groot aantal gegevens met betrekking tot achtergrondwaarden. De vergelijking tussen de oude achtergrondwaarden en de AW2000 waarden is gebaseerd op de originele datasets van de AW2000 projectgroep en van (De Wilde et al., 1992), afkomstig van dezelfde locaties als die van Edelman (Edelman, 1984). De dataset van Edelman is ook bepalend geweest voor de achtergrondwaarden maar door verschillen in analytische methodes is een directe vergelijking met AW2000 niet mogelijk. Overige gegevens uit de database worden in dit hoofdstuk buiten beschouwing gelaten. Binnen het beperkte bestek van dit onderzoek is gekozen om enkele voorbeelden te geven van elementen die tussen de beide datasets wezenlijk verschillen. Naar aanleiding van een korte analyse van de verschillen met betrekking tot alle elementen is de keuze gemaakt om Cr, V, Cu en Pb nader uit te werken. Deze metalen zijn illustratief voor de aangetroffen verschillen.

In hoofdstuk 6 is uiteengezet dat de (natuurlijke) achtergrondwaarde verband houdt met het bodemtype. Verschillen in achtergrondwaarden moeten dan ook beschouwd worden in relatie met het bodemype. De huidige bodemtype-correctie, afgeleid op basis van de gegevens van De Wilde (De Bruijn en Denneman, 1992; De Wilde en Janssen, 1993) en Edelman (Edelman, 1984; Lexmond et al., 1986), gaat uit van een relatie van de concentratie met lutum en organische stof (Van den Hoop, 1995), het baseline-model uit hoofdstuk 6 gaat alleen uit van een relatie met lutum.

De huidige natuurlijke achtergrondwaarden zijn vastgesteld als een regressiefunctie met lutum en organisch stof en de intercept is dusdanig gekozen dat 90% van de meetwaarden lager zijn dan de functie (Van den Hoop, 1995). De uiteindelijk gekozen Cb-waarde is de waarde horende bij de standaardbodem met 25% lutum en 10% organisch stof. De regressie parameters zijn gegeven in Tabel 2, hoofdstuk 6.

De achtergrondwaarden uit AW2000 zijn gecorrigeerd naar standaardbodem en bepaald als het 95-percentiel van de gecorrigeerde data. In de AW2000-achtergrondwaarde zit geen expliciete afhankelijkheid verdisconteerd voor de relatie met lutum en organisch stof.

De data voor de vier metalen zijn tezamen met de verschillende achtergrondwaardemodellen grafisch uitgezet tegen organisch stof en lutum. Hierbij functioneert het baseline-model uit hoofdstuk 6 als bodemtype afhankelijk natuurlijk achtergrondwaarde model voor AW2000. Op deze wijze kan worden aangetoond of de verschillen tussen de achtergrondwaarden zijn te relateren aan de verschillen in bodemtype of dat er sprake kan zijn van andere oorzaken.

7.3 Resultaten

Figuren 10 t/m 13 tonen de data en de achtergrondwaardemodellen in relatie met het lutum- en organischstofgehalte. Het baseline-model is de bovenste grens van het betrouwbaarheids-interval van het model uit hoofdstuk 6 omgerekend voor lutum. Het Cb-model is afhankelijk van de parameters lutum en organisch stof, echter voor de figuren is de Cb berekend op basis van één parameter. Dat betekent dat voor de figuur op basis van lutum alleen lutum is meegenomen en het humus op 0% is gesteld. Voor de figuur voor humus is het lutum op 0% gesteld. Hierdoor is het getoonde Cb-model voor metalen met een correctie voor humus (alleen Pb en Cu) een lichte onderschatting van de werkelijke Cb. Daarnaast is de vigerende Cb onafhankelijk van het bodemtype weergegeven (horizontale lijn). Het 95-percentiel (P95) is het bodemtype onafhankelijke normwaardevoorstel van de AW2000 projectgroep.

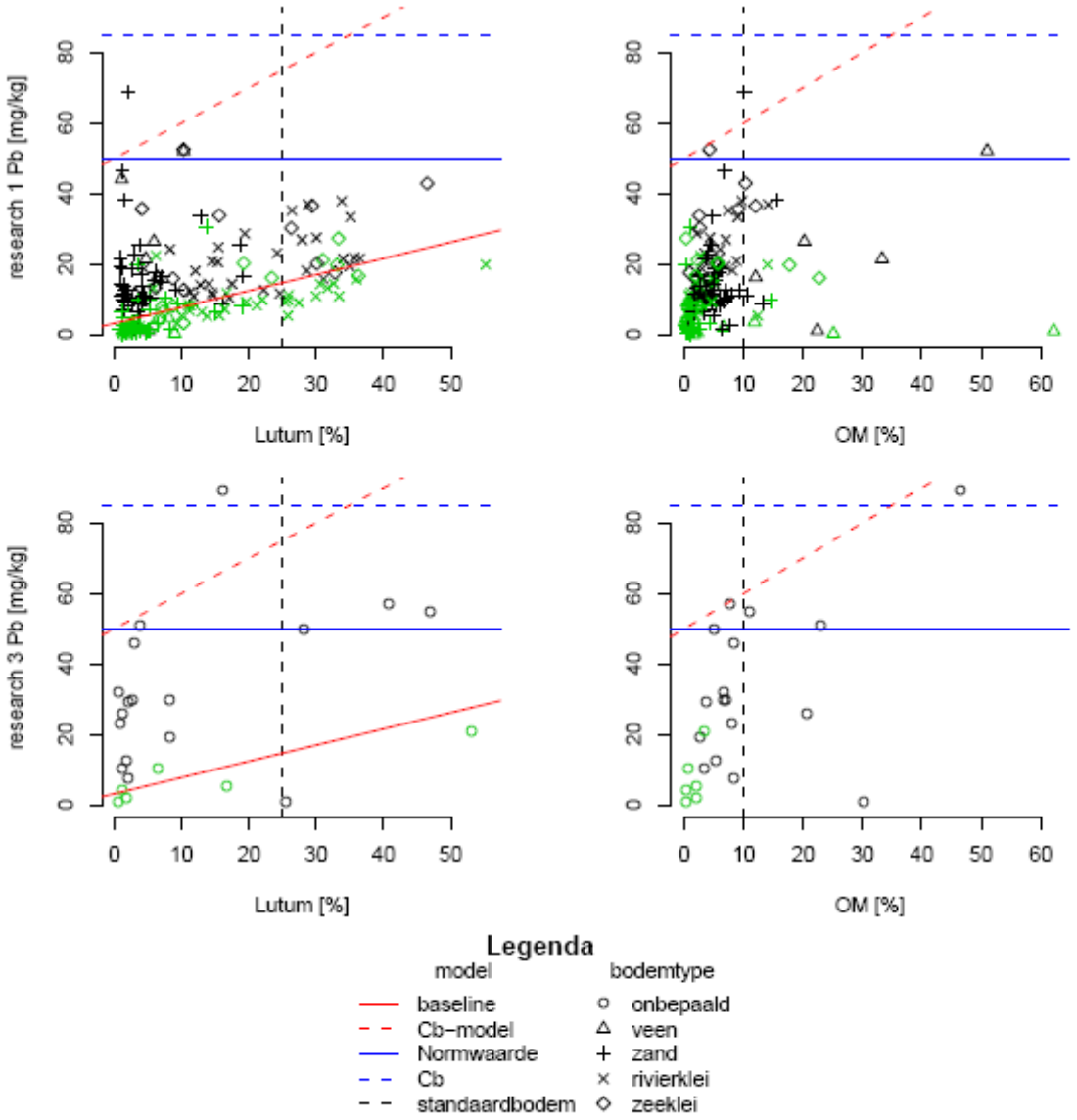
In de figuren is onderscheid gemaakt naar de verschillende bodemtypeklassen. In de dataset van AW2000 zijn deze klassen gegeven. Echter in het onderzoek van De Wilde et al.(1992) zijn deze bodemtypeklassen niet expliciet gegeven.

7.3.1 Lood

Het nieuwe normwaardevoorstel voor Pb is 50 mg/kg, de oude Cb-waarde bedroeg 85 mg/kg. Figuur 10 laat zien dat de waarden uit het onderzoek voor AW2000 duidelijk lager liggen dan de lijnen voor het Cb-model en de vigerende Cb-waarde.

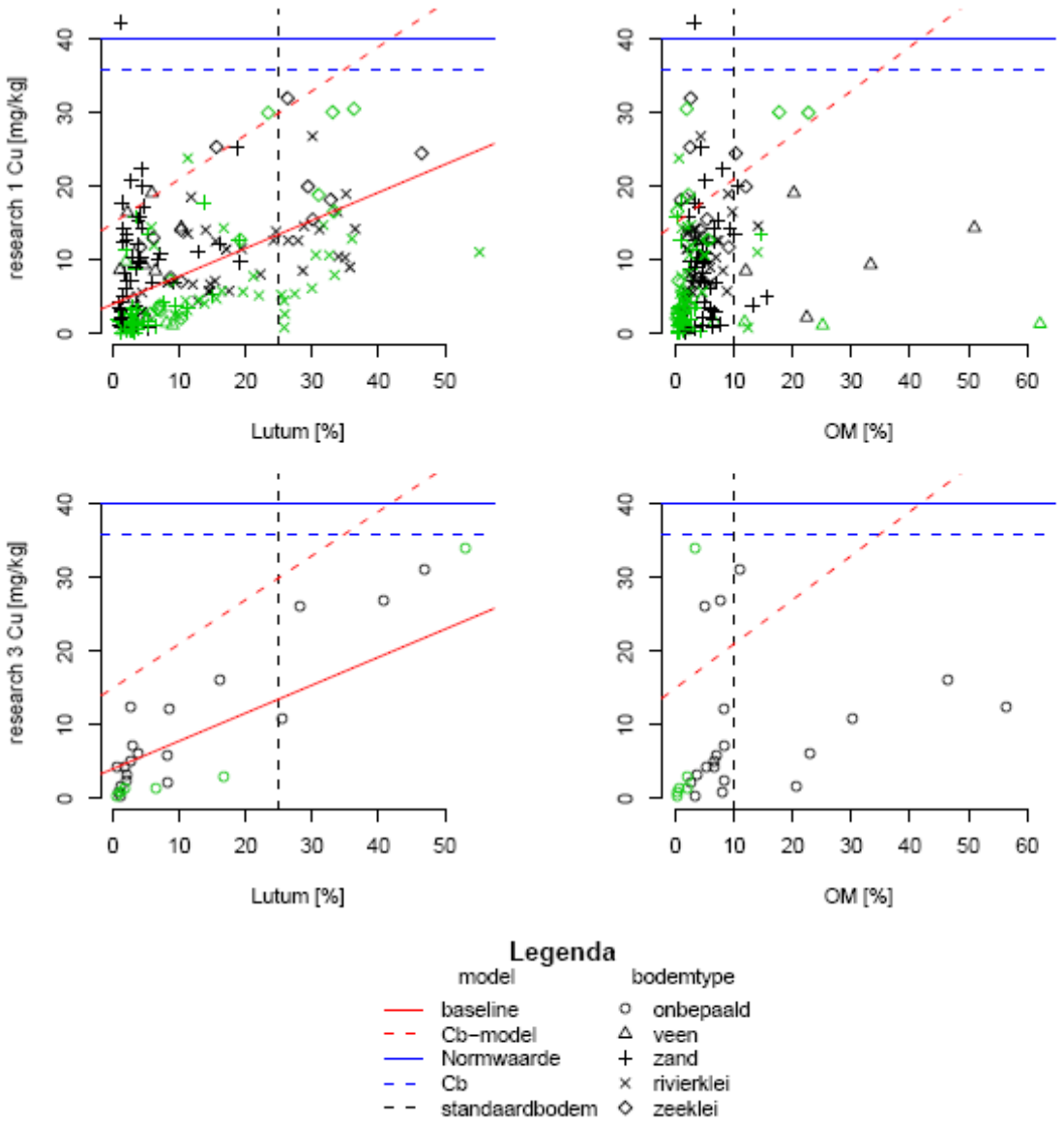
Uit de gegevens van De Wilde et al. (1992) blijkt dat het verband tussen Pb en het lutumgehalte wordt gekenmerkt door sterk uiteenliggende waarden, voor het verband met organisch stof liggen deze waarden meer op een lijn. De waarden in de ondergrond zijn in het al.gemeen lager en tonen minder variabiliteit in de Pb concentratie dan de waarden in de bovengrond. De regressielijn van het Cb-model ligt relatief hoog ten opzichte van de data, mogelijk veroorzaakt door de aanwezigheid van de hoge Pb concentratie van 95 mg/kg.

De regressiecoëfficiënten voor Pb, afgeleid van de data van Edelman, zijn voor het eerst vastgelegd in de notitie MILBOWA (VROM, 2000). Van den Hoop merkt daarover op dat de relatie tussen lutum en Pb niet significant is aangetroffen (Van den Hoop, 1995). De beperkte hoeveelheid gegevens en de grote variabiliteit van Pb heeft waarschijnlijk geleid tot een Cb-model dat relatief hoge waarden voor Pb geeft. Deze modelwaarden zijn ook aanzienlijk hoger dan de achtergrondwaarde uit het AW2000-onderzoek. De gemeten bovengrond waarden van De Wilde et al. (1992) lijken relatief hoger te liggen dan de gemeten bovengrondwaarden van AW2000. Het is mogelijk dat dit verschil wordt veroorzaakt door een verschil in analytische procedure voor het meten van Pb. Uit een korte analyse met de overige datasets uit de bodemdatabase blijkt dat de Pb concentraties uit AW2000 relatief laag liggen ten opzichte van de overige landelijke onderzoeken.



Figuur 10. Concentraties Pb uitgezet tegen lutum- en organisch stofgehalte voor de data uit AW2000 (bovenste figuren, 'research 1') en De Wilde et al. 1992 (onderste figuren, 'research 3'). Zwarte symbolen zijn meetwaarden in de bovengrond, groene symbolen meetwaarden in de ondergrond. De gekleurde lijnen in de figuren geven de verschillende achtergrondwaarde modellen weer. Het baseline model is afgeleid in hoofdstuk 6, het Cb-model is het 'oude' achtergrondwaardemodel en komt overeen met de bodemype-correctie, de Cb is de (bodemtype onafhankelijke) Cb-waarde, de normwaarde is de voorgestelde normwaarde uit AW2000. De standaardbodem (25% lutum en 10% organisch stof) is weergegeven met de verticale zwarte stippellijn.

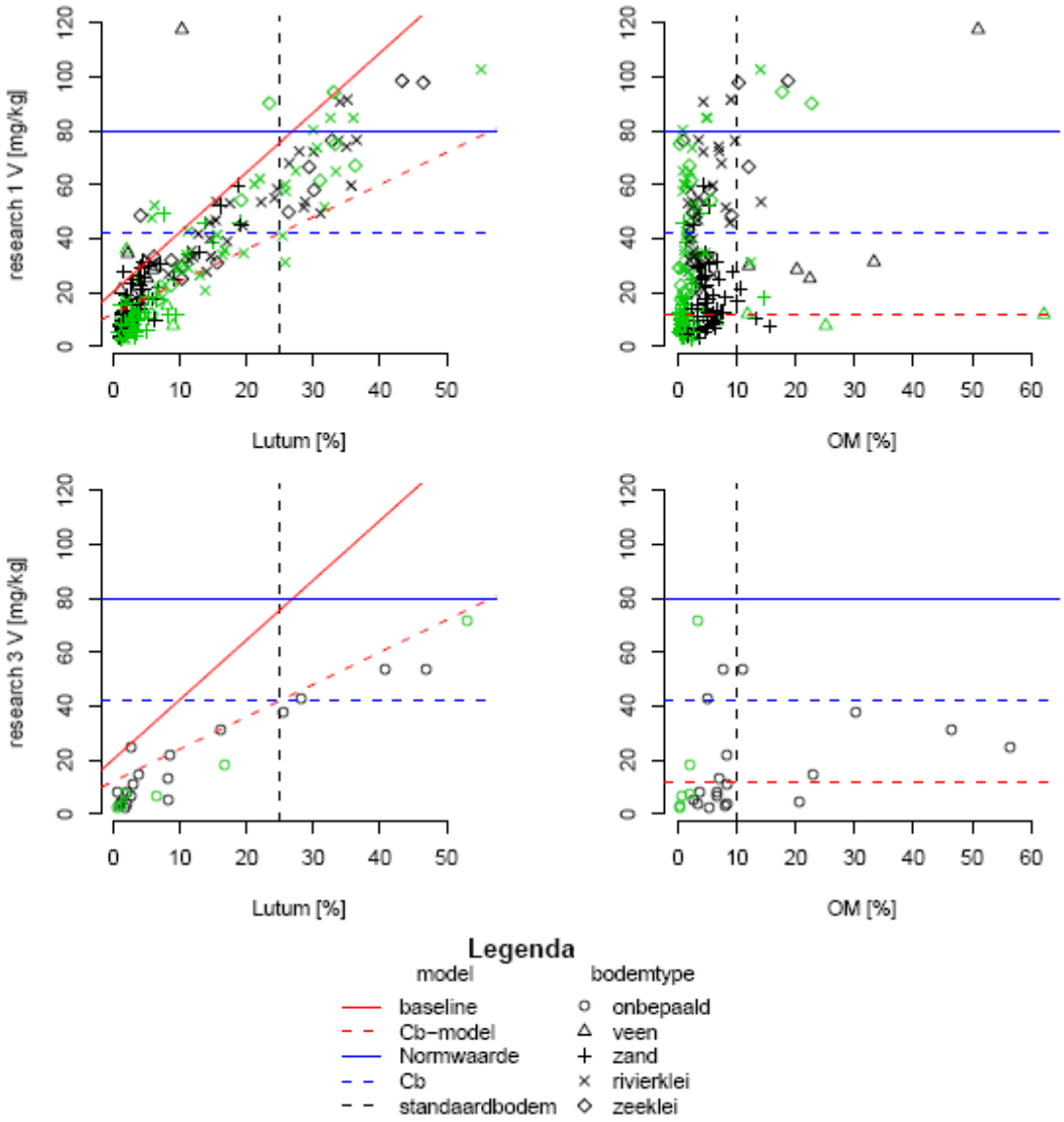
Uit Figuur 10 blijkt verder dat de waarden van De Wilde et al. (1992) verhoogd zijn ten opzichte van de monsters uit de ondergrond. De laatste zitten op een concentratieniveau wat overeenkomt met de ondergrond monsters van AW2000. Dit suggereert dat voor de monsterlocaties van De Wilde et al. (1992) en Edelman (1984) ook al sprake was van aanrijking met Pb, waarschijnlijk door antropogene processen. Deze aanrijking is dus ook verdisconteerd in de Cb-waarde, waardoor deze niet geheel als natuurlijk is te beschouwen.



Figuur 11. Concentraties Cu uitgezet tegen lutum- en organisch stofgehalte voor de data uit AW2000 (bovenste figuren, 'research 1') en De Wilde et al. 1992 (onderste figuren, 'research 3'). Zwarte symbolen zijn meetwaarden in de bovengrond, groene symbolen meetwaarden in de ondergrond. De gekleurde lijnen in de figuren geven de verschillende achtergrondwaardemodellen weer. Het baseline model is afgeleid in hoofdstuk 6, het Cb-model is het 'oude' achtergrondwaardemodel en komt overeen met de bodemypecorrectie, de Cb is de (bodemtype onafhankelijke) Cb waarde, de normwaarde is de voorgestelde normwaarde uit AW2000. De standaardbodem (25% lutum en 10% organisch stof) is weergegeven met de verticale zwarte stippellijn.

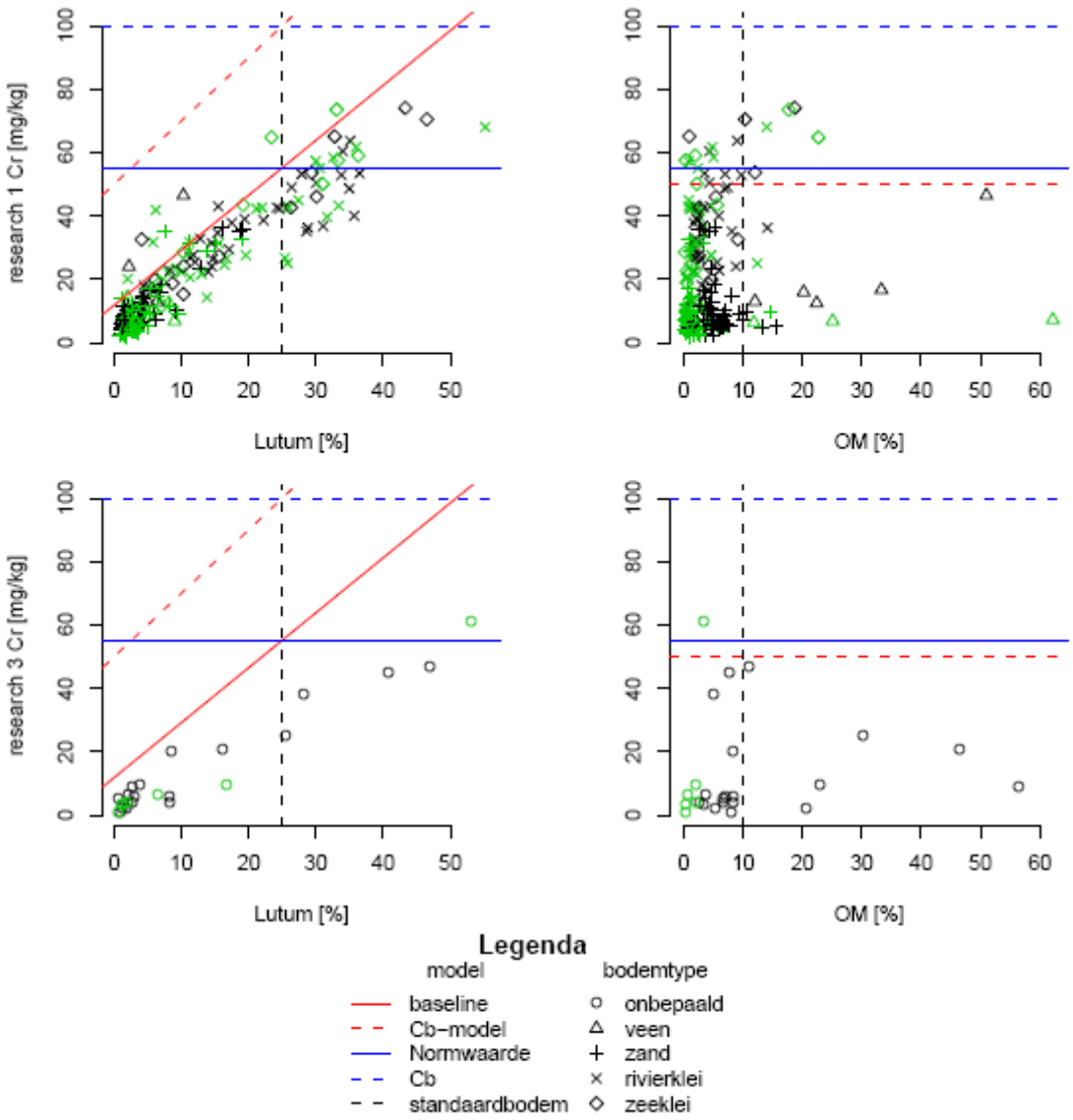
7.3.2 Koper

Figuur 11 laat het verband zien voor Cu. Het Cb-model voor Cu, afgeleid van de gegevens van Edelman (1984), sluit voor lutum goed aan op de gegevens van De Wilde et al. (1992) en liggen in het al.gemeen hoger dan het baseline-model gebaseerd op AW2000. De relatie met organische stof is minder duidelijk. De Cu concentratiesvan AW2000 vertonen ten opzichte van lutum daarentegen wel meer variabiliteit en ook is het onderscheid tussen concentraties in de onder- en bovengrond minder duidelijk. Uit de gegevens van De Wilde et al. (1992) blijkt dat er geen goed onderscheid is te maken tussen de onder- en bovengrond. Het Cb-



Figuur 12. Concentraties V uitgezet tegen lutum- en organisch stofgehalte voor de data uit AW2000 (bovenste figuren, 'research 1') en De Wilde et al. 1992 (onderste figuren, 'research 3'). Zwarte symbolen zijn meetwaarden in de bovengrond, groene symbolen meetwaarden in de ondergrond. De gekleurde lijnen in de figuren geven de verschillende achtergrondwaarde modellen weer. Het baseline-model is afgeleid in hoofdstuk 6, het Cb-model is het 'oude' achtergrondwaardemodel en komt overeen met de bodemypecorrectie, de Cb is de (bodemtype onafhankelijke) Cb-waarde, de normwaarde is de voorgestelde normwaarde uit AW2000. De standaardbodem (25% lutum en 10% organisch stof) is weergegeven met de verticale zwarte stippellijn.

model ligt relatief hoog ten opzichte van het merendeel van de meetwaarden van De Wilde et al. (1992). Ook vergeleken met de gegevens van Edelman (1984) liggen de Cb-waarden relatief hoog ten opzichte van de data (Lexmond et al., 1986). Waarschijnlijk zijn (beleidsmatige) keuzes gemaakt om de Cb-waarde wat hoger te leggen, deze keuzes zijn nu moeilijk meer te achterhalen. Dat de huidige Cb-waarde van 36 mg/kg toch dichtbij de AW2000-waarde van 40 mg/kg ligt, wordt veroorzaakt door de hoge variabiliteit en aanrijking van de bovengrond concentraties in AW2000.



Figuur 13. Concentraties Cr uitgezet tegen lutum- en organisch stofgehalte voor de data uit AW2000 (bovenste figuren, 'research 1') en De Wilde et al. 1992 (onderste figuren, 'research 3'). Zwarte symbolen zijn meetwaarden in de bovengrond, groene symbolen meetwaarden in de ondergrond. De gekleurde lijnen in de figuren geven de verschillende achtergrondwaarde modellen weer. Het baseline model is afgeleid in hoofdstuk 6, het Cb-model is het 'oude' achtergrondwaardemodel en komt overeen met de bodemypecorrectie, de Cb is de (bodemtype onafhankelijke) Cb-waarde, de normwaarde is de voorgestelde normwaarde uit AW2000. De standaardbodem (25% lutum en 10% organisch stof) is weergegeven met de verticale zwarte stippellijn.

Als de Cu gegevens van Wilde worden vergeleken met Pb dan is er geen aanleiding om aan te nemen dat de Cu concentraties in de bovengrond verhoogd zijn ten opzichte van de ondergrond, voor AW2000 is dit wel het geval. Van Pb is bekend dat atmosferische depositie uit verbrandingsgassen en belangrijke antropogene bron is terwijl voor Cu lokale landbouwkundige processen een bron kunnen zijn (Reeder et al., 2004; Senesi et al., 1999). Als aangenomen wordt dat op de door De Wilde et al. (1992) bemonsterde natuurterreinen geen landbouwkundige processen plaatsvinden dan zal de relatie tussen Cu en lutum, op basis van de gegevens van Edelman (1984), grotendeels de natuurlijke variatie verklaren. Koper op basis van AW2000 bevat daarentegen een antropogene component.

7.3.3 Vanadium

Figuur 12 toont de relaties met V. Het nieuwe normwaardevoorstel van dit element ligt hoger dan de oude Cb, respectievelijk 80 en 42. Echter, het Cb-model en het baseline-model komen goed overeen met de gemeten data waarop zij gebaseerd zijn. In tegenstelling tot Pb is er ook geen mogelijke aanrijking van de bovengrond zichtbaar wat suggereert dat beide modellen voornamelijk de natuurlijke variabiliteit verklaren.

Het Cb-model gaat alleen uit van een relatie met lutum, dit blijkt ook uit Figuur 12. Verder blijkt uit de figuur dat er voor het Cb-model, gebaseerd op de waarden van De Wilde et al. (1992), geen ver uiteenliggende waarden te zien zijn. Het feit dat zowel het Cb-model en het baseline model beide de variabiliteit in de gemeten data goed verklaren suggereert dat enerzijds de verschillen te wijten zouden kunnen zijn aan sterk verschillende bemonsterde bodemtypes of aan verschillen in analytische procedures. Het is bekend dat zandgronden, het dominante bodemtype in de dataset van De Wilde et al. (1992), substantieel lagere V concentraties hebben dan klei gronden (Van der Veer, 2006). Echter in de dataset van De Wilde et al. (1992) komen ook enkele kleiige gronden voor. Daardoor lijkt het voor de hand te liggen dat de analytische procedure van De Wilde afwijkt van die van AW2000, resulterend in afwijkende analytische opbrengst van V.

7.3.4 Chroom

Het normwaardevoorstel voor Cr is 55 mg/kg, dit verschilt aanzienlijk met de oude Cb waarde van 100. Uit Figuur 13 blijkt dat voor de data van AW2000 geldt dat de variabiliteit van Cr grotendeels is te verklaren uit de variabiliteit van het lutumgehalte. Er is verder geen aanrijking van de bovengrond te zien wat suggereert dat de Cr concentraties in de bodem voornamelijk te verklaren zijn door natuurlijke processen.

Wat direct opvalt aan de regressielijn van het Cb-model, gebaseerd op data van Edelman (1984). is dat deze een stuk hoger ligt dan de datapunten zelf. Op basis van de gegevens van De Wilde zou een Cb-waarde van rond de 40 mg/kg meer voor de hand liggen. Een oorzaak hiervoor kan zijn dat de bepaling van Cr met de koningswater ontsluiting, zoals onder andere gebruikt door De Wilde et al. (1992) en AW2000, slechts ca. 50% van het totaalgehalte aantoont (Spijker, 2005). Terwijl Edelman gebruik maakte van totaalanalyses. Uit deze totaalanalyses van Edelman blijkt dat het 95-percentiel op 103,3 mg/kg ligt.

De achtergrondwaarde van Cr uit AW2000 is gemeten met de koningswater ontsluiting. Het is te verwachten dat de totaalconcentratie van Cr daarom een factor 2 hoger zal liggen.

7.4 Conclusie

De rol van de natuurlijke achtergrondwaarden (Cb) speelt een belangrijke rol in het huidige normenstelsel en is grotendeels bepalend voor de waarde van de streefwaarde. Verschillen tussen de Cb-waarden en de AW2000-waarden zijn geïllustreerd aan de hand van de 4 metalen Pb, Cu, Cr, en V. Er is geen algemene reden te geven waarom verschillen ontstaan tussen de ‘oude’ Cb-waarden en de ‘nieuwe’ AW2000-waarden. Voor Pb lijkt met name de hoge variabiliteit van de waarden en een mogelijk aanrijking van de bovengrond heeft geleid tot een relatief hoge Cb-waarde ten opzichte van de AW2000-waarde. Voor Cu geldt dat ondanks dat het element vaak is aangerijkt in de bovengrond, dit niet blijkt uit de meetgegevens uit AW2000. De Cb voor Cu, gekozen op basis van de gegevens van Edelman (1984), is relatief hoog ten opzichte van de meetgegevens. Waarschijnlijk is op beleidsmatige gronden een hogere Cb waarde gekozen. Bij V is waarschijnlijk sprake van een verschil in analytische procedure waardoor de AW2000 waarden hoger uitvallen dan de Cb-waarden, hoewel dezelfde ontsluitingstechniek is gehanteerd. Voor Cr zijn verschillende analysetechnieken gehanteerd waardoor de oude waarde hoger is dan die uit AW2000.

8 Conclusies

In dit rapport is onderscheid gemaakt tussen (1) natuurlijke achtergrondconcentraties, (2) antropogene invloed (antropogene achtergrondconcentraties) en (3) achtergrond-concentraties, zijnde de som van de eerste twee. De bodemconcentraties uit het AW2000-project vallen in de derde categorie.

De projectgroep AW2000 heeft vanuit een beheersoptie gekozen voor het vaststellen van achtergrondwaarden op basis van een 95-percentiel van een steekproef bestaande uit 100 bovengrondmonsters uit landbouw (80% van de locaties) en natuurgebieden (20% van de locaties). De aanpak van de AW2000-projectgroep houdt geen verband met de toegevoegd-risicobenadering die ten grondslag ligt aan het huidige normenstelsel waarin ook de streefwaarden zijn vastgesteld.

Geconstateerd is dat de bodemtypecorrectie op basis van humus- en lutumgehalten niet meer voldoet. Deze bodemtypecorrectie vereist verbetering en deze verbetering zal leiden tot aanpassing van de voorgestelde normwaarden vanuit AW2000. De keuze van de AW2000-projectgroep om normwaarden te koppelen aan detectielimieten zal niet leiden tot inzicht in risico's van stoffen.

De keuze voor een normwaarde op het niveau van een 95-percentiel leidt tot een grotere kans dat de normwaarde wordt overschreden in het geval dat er meerdere stoffen getoetst worden. De voorgestelde toetstingsregel, waarin bij een toenemend aantal te toetsen stoffen ook een toenemend aantal overschrijdingen getolereerd worden, is door de gekozen statistische onderbouwing niet op waarde te schatten. Aanbevolen wordt de toetsingsregel te onderbouwen met extra veldgegevens die deels reeds beschikbaar zijn. Doordat de AW2000-projectgroep heeft gekozen voor een niet op risico's gebaseerde aanpak is in de toetsingsregel geen rekening gehouden met mengseltoxiciteit.

Voor de volgende stoffen uit de AW2000-rapportage is de voorgestelde normwaarde lager dan het vigerende VR: antimoon, arseen, cadmium, chroom, (anorganisch) kwik, lood, molybdeen, nikkel, thallium, zink, bromide, fluoride, ethylbenzeen, xylenen, styreen, dichloormethaan, 1,1-dichloorethaan, 1,2-dichloorethaan, 1,1-dichlooretheen, 1,2-dichlooretheen (som *cis* en *trans*), 1,1,1-trichloorethaan, 1,1,2-trichloorethaan, trichlooretheen, tetrachloormethaan, pentachloorfenol en som HCH. Met andere woorden: de langetermijn milieukwaliteitsdoelstelling wordt voor deze stoffen gehaald op 95% van de bemonsterde locaties uit het AW2000-project. Echter, voor een aantal van de besproken verbindingen zijn normvoorstellen in voorbereiding, waardoor in de toekomst andere streefwaarden kunnen worden vastgesteld.

Van de resterende stoffen (d.w.z. waarvan het normwaardevoorstel van Lamé en Nieuwenhuis (2006) hoger is dan het vigerend VR) is het normwaardevoorstel lager dan het meest recent afgeleide MTR_{bodem}.voor koper, tin, thiocyanaten, benzeen, tolueen, cresolen, vinylchloride, trichloormethaan, tetrachlooretheen, chloornaftaleen, atrazine, 4-chloormethylfenolen, pyridine, tetrahydrofuraan, tetrahydrothiofeen, tribroommethaan, ethyleenglycol, 2-propanol en methylethylketon. Hierbij moet opgemerkt worden dat dit MTR is niet vigerend, want MTR_{bodem} is niet beleidsmatig vastgesteld. Met andere woorden: voor deze stoffen (niet in combinatie aanwezig met andere stoffen) wordt op 95% van de bemonsterde locaties uit het AW2000-project geen als nadelig te waarderen effect op het bodemecosyteem verwacht.

Van de volgende stoffen liggen de normwaardevoorstellen, of de voorstellen voor een som-normwaarde, hoger dan het vigerende of meest recent afgeleide MTR_{bodem}: fenol, 1,1-

dichloorethaan, 1,3-dichloorpropaan, 1,1,1-trichloorethaan, 1,1,2-trichloorethaan, tetrachlooretheen, som tri- tot hexachloorbenzeen, somnorm 7 PCB's, somnorm DDT/DDE/DDT, lindaan, diethyleenglycol, methanol, butanol (1-butanol), butylacetaat, ethylacetaat, methyl-tert-butylether (MTBE). Voor de somnormen voor DDT/DDE/DDD bestaat geen officieel afgeleid MTR_{bodem}, deze is ten behoeve van het vergelijk bepaald door middel van het geometrisch gemiddelde van de afzonderlijke MTR_{bodem} van de individuele stoffen. Het MTR_{bodem} voor de 7 PCB's is uitgedrukt op basis van de congeneer PCB118. Voor de stoffen met een normwaardevoorstel hoger dan het MTR_{bodem} geldt dat op meer dan 5% van de locaties uit AW2000 nadelige effecten op het bodemecosysteem of doorvergiftiging op hogere dieren verwacht kunnen worden.

Om de gegevens van AW2000 toe te passen in de toegevoegd risico benadering en om een oplossing te bieden voor de geconstateerde problemen met de bodemtypecorrectie is een geochemisch model opgesteld. Dit geochemisch model berekent middels een aangepaste bodemtypecorrectie een natuurlijke achtergrondwaarde die vervolgens toegepast kan worden voor het afleiden van risiconiveau's. Het model illustreert de mogelijkheden van de bestaande bodemdata en de state-of-the-art technieken. Nadere uitwerking kan de vereiste aanpassing van de bodemtypecorrectie opleveren en kan de data van AW2000 aan laten sluiten op de toegevoegd-risicobenadering.

De verschillen tussen de Cb-waarden en AW2000 zijn geïllustreerd aan de hand van de vier metalen Pb, Cu, Cr, en V. Er is geen algemene reden te geven waarom verschillen ontstaan tussen de 'oude' Cb-waarden en de 'nieuwe' AW2000-waarden. Op basis van de vier metalen lijkt het dat met name meetvariabiliteit en analytische procedures mogelijk in combinatie met beleidsmatige keuzes, oorzaak te zijn aan de verschillen.

9 Aanbevelingen

Het is van belang om de verschillende uitgangspunten tussen de normwaardevoorstellen van AW2000 en de huidige streef- en samenstellingswaarden voor ogen te houden. De projectgroep AW2000 heeft duidelijk gekozen voor een aanpak in het kader van de bodembeheerproblematiek, terwijl normwaarden, zoals de streefwaarden, zijn gebaseerd op bescherming door middel van het definiëren van risiconiveaus. Bij de keuze van normwaarden zal men zich af moeten vragen of men waarden wil kiezen op basis van beheersdoelen of op basis van beschermingsdoelen.

Geconstateerd is dat de bodemtypecorrectie met behulp van humus- en lutumgehalten aan herziening toe is. Hierbij zou men kunnen overwegen om onderscheid te maken tussen correctie voor verschillen tussen bodemtypen en een correctie voor (bio)beschikbaarheid. In de praktijk zou dit kunnen betekenen dat men de natuurlijke achtergrondwaarde corrigeert voor bodemtype en de (antropogene) toevoeging corrigeert voor beschikbaarheid. In dit rapport zijn instrumenten gegeven die, op basis van AW2000 en na een nadere uitwerking, in de correctie voor bodemtypen zouden kunnen voorzien. Geadviseerd wordt de rol van organisch stof in de correctie voor bodemtypen en correctie voor beschikbaarheid nog nader te onderzoeken.

De voorgestelde correctie voor bodemtypen levert ook een schatting van de natuurlijke achtergrondwaarde op. De waarde kan vervolgens gebruikt worden om de resultaten van AW2000 aan te laten sluiten op de toegevoegd-risicobenadering. Dit zal het toepassingsgebied van AW2000-resultaten kunnen verbreden van bodembeheer naar bodembescherming.

Door middel van een achtergrondwaarden database met bestaande bodemgegevens kan snel inzicht worden verkregen in implicaties van diverse keuzes met betrekking tot deze achtergrondwaarden. Daarnaast kan de database informatie aan leveren met betrekking tot bodemtypecorrecties en als onderbouwing dienen voor toetsingregels. Aanbevolen wordt om de bestaande database te handhaven en verder toe te spitsen om als instrument te dienen bij vraagstukken met betrekking tot achtergrondwaarden.

Literatuur

Berg, R. v. d., Bockting, G. J. M., Crommentuijn, G. H., Janssen, P. J. C. M. 1994 Proposals for intervention values for soil clean-up: Second series of chemicals

Bianchini,G., Laviano,R., Lovo,S., Vaccaro,C., 2002. Chemical-mineralogical characterisation of clay sediments around Ferrara (Italy): a tool for an environmental analysis. Applied Clay Science, 21: 165--176.

Blaser,P., Zimmermann,S., Luster,J., Shotyk,W., 2000. Critical examination of trace element enrichments and depletions in soils: As, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn in Swiss forest soils. Science of The Total Environment, 249: 257--280.

de Bruijn, J. H. M. en Denneman, C. A. J. 1992 Achtergrondgehalten van negen sporen-metalen in oppervlaktewater, grondwater en grond van Nederland VROM/DGM 1992/1

Crommentuijn, T., Polder, M. D., van de Plassche, E. J. 1997 Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for metals, taking background concentrations into account RIVM 601501001

Crommentuijn,T., Sijm,D., de Bruijn,J., van den Hoop,M., van Leeuwen,K., van de Plassche,E., 2000a. Maximum permissible and negligible concentrations for metals and metalloids in the Netherlands, taking into account background concentrations. Journal of Environmental Management, 60(2): 121-143.

Crommentuijn,T., Sijm,D., de Bruijn,J., van Leeuwen,K., van de Plassche,E., 2000b. Maximum permissible and negligible concentrations for some organic substances and pesticides. Journal of Environmental Management, 58(4): 297-312.

Edelman,Th., 1984. Achtergrondgehalten van stoffen in de bodem. Staatsuitgeverij, Den Haag.

Facchinelli,A., Sacchi,E., Mallen,L., 2001. Multivariate statistical and {GIS}-based approach to identify heavy metal sources in soils. Environmental Pollution, 114: 313--324.

Gezondheidsraad 2002 Advieswaarden voor polychloorbifenylen in bodem en sediment ter bescherming van ecosystemen. Beoordeling van een afleidingsmethode van het RIVM Gezondheidsraad Report no. 2002/17

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

Huisman,D.J., Vermeulen,F.J.H., Baker,J., Veldkamp,A., Kroonenberg,S.B., Klaver,G.Th., 1997. A geological interpretation of heavy metal concentrations in soils and sediments in the southern Netherlands. Journal of Geochemical Exploration, 59: 163--174.

Janus, J. A. en Posthumus, R. 2002 Environmental Risk Limits for 2-propanol, formaldehyde and 4-chloromethylphenols - updated proposals RIVM 601501015

Jong, F. W. M. de, Posthuma-Doodeman, C. J. A. M., Verbruggen, E. M. J. 2005 Environmental Risk Limits for several volatile aliphatic hydrocarbons. RIVM 601501030 in prep.

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

Lamé, F. P. J., Brus, D. J., Nieuwenhuis, R. H. 2004 Achtergrondwaarden 2000. Hoofdrapport fase 1 TNO NITG 04-242-A

Lamé, F. P. J. en Nieuwenhuis, R. H. 2006 Beleidsmatig vervolg AW2000. Voorstellen voor normwaarden op achtergrondniveau en de bijbehorende toetsingsregel TNO Bouw en Ondergrond 2006-U-R0044/A

Leroy,A. Rousseeuw,P., 1986. A new algorithm for resistant regression. Belgian Journal of Operations Research, Statistics and Computer Science, 26(2): 3-19.

Lexmond, Th. M., Edelman, Th., van Driel, W. 1986 Voorlopige referentiewaarden en huidige achtergrondgehalten voor een aantal zware metalen en arseen in de bovengrond van natuurterreinen en landbouwgronden. Landbouwuniversiteit Wageningen

Meent, D. van de, Aldenberg, T., Canton, J. H., van Gestel, C. A. M., Slooff, W. 1990 DESIRE FOR LEVELS. Background study for the policy document "Setting Environmental Quality Standards for Water and Soil" Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM RIVM Rapport 670101002

Mol,G., 2002. Soil acidification monitoring in the Netherlands. Utrecht University.

Posthuma, L., Lijzen, J., Otte, P. F., de Zwart, D., Wintersen, A., Oste, L., Beek, M., Harmsen, J., Groeneberg, B. J. 2006 Beslissen over bagger op bodem - deel 3 RIVM, Bilthoven RIVM 711701046

Posthumus, R., Crommentuijn, T., Plassche, E. J. v. d. 1998 Ecotoxicological serious soil contamination concentrations: Fourth series of compounds

Reeder, S., Taylor, H., Shaw, R. A. 2004 Theoretical geochemistry of the elements: A contribution to the FOREGS geochemical atlas of Europe

Reimann,C., Filzmoser,P., Garrett,R.G., 2005. Background and threshold: critical comparison of methods of determination. Science of The Total Environment, 346(1-3): 1-16.

Reimann,C. Garrett,R.G., 2005. Geochemical background--concept and reality. Science of The Total Environment, 350(1-3): 12-27.

Ridgway,J., Breward,N., Langston,W.J., Lister,R., Rees,J.G., Rowlatt,S.M., 2003. Distinguishing between natural and anthropogenic sources of metals entering the Irish Sea. Applied Geochemistry, 18: 283--309.

Salminen,R. Tarvainen,T., 1997. The problem of defining geochemical baselines. A case study of selected elements and geological materials in Finland. Journal of Geochemical Exploration, 60: 91--98.

Senesi,G.S., Baldassarre,G., Senesi,N., Radina,B., 1999. Trace elements inputs into soils by anthropogenic activities and implications for human health. Chemosphere, 39: 343--377.

Sharma,V.K., Rhudy,K.B., Cargill,J.C., Tacker,M.E., Vazquez,F.G., 2000. Metals and grain size distributions in soil of the middle Rio Grande basin, Texas {USA}. Environmental Geology, 39: 698--704.

Shotyk,W., Weiss,D., Kramers,J.D., Frei,R., Cheburkin,A.K., Gloor,M., Reese,S., 2001. Geochemistry of the peat bog at Etang de la Gruère, Jura Mountains, Switserland, and its record of atmospheric Pb and lithogenic trace metals (Sc, Ti, Y, Zr, and {REE}) since 12,370 14{C} yr {BP}. Geochmica et Cosmochimica Acta, 65: 2337--2360.

Singh,M., Muller,G., Sing,I.B., 2001. Geogenic distribution and baseline concentration of heavy metals in sediments of the Ganges River, India. Journal of Geochemical Exploration, 80: 1--17.

Spijker,J., 2005. Geochemical patterns in the soils of Zeeland, natural variability versus anthropogenic impact. Koninklijk Nederlands Aardrijkskundig Genootschap.

Sterckeman,T., Douay,F., Baize,D., Fourrier,H., Proix,N., Schvartz,C., 2004. Factors affecting trace element concentrations in soils developed on recent maine deposits from Northern France. ag, 19: 89--103.

Struijs,J., van de Meent,D., Peijnenburg,W.J.G.M., van den Hoop,M.A.G.T., Crommentuijn,T., 1997. Added Risk Approach to Derive Maximum Permissible Concentrations for Heavy Metals: How to Take Natural Background Levels into Account. Ecotoxicology and Environmental Safety, 37(2): 112-118.

Swartjes, F. A., Baars, A. J., Fleuren, R. H. L. J., Otte, P. F. 2004 Risicogrenzen voor MTBE (Methyl tertiair-Butyl Ether) in bodem, sediment, grondwater, oppervlaktewater en voor drinkwaterbereiding RIVM 711701039

Tack,F.M.G., Verloo,M.G., Vanmechelen,L., Ranst,E.V., 1997. Baseline concentration levels of trace elements as a function of clay and organic carbon contents in soils in Flanders (Belgium). Science of The Total Environment, 201: 113--123.

Tebbens,L.A., Veldkamp,A., Kroonenberg,S.B., 2000. Natural compossitional variation of the river Meuse (Maas) suspended load: a 13 ka bulk geochemical record from the upper Kreftenheye and Betuwe Formations in Northern Limburg. Geologie en Mijnbouw/Netherlands Journal of Geosciences, 79: 391--409.

Traas, T. P. 2001 Guidance document on deriving environmental risk limits RIVM 601501012

Veer,G. van der, 2006. Geochemical soil survey of the Netherlands. Atlas of major and trace elements in topsoil and parent material; assessment of natural an anthropogenic enrichment factors. Koninklijk Nederlands Aardrijkskundig Genootschap.

Vlaardingen, P. L. A. van, Posthumus, R., Posthuma-Doodeman, C. J. A. M. 1-1-2005 Environmental Risk Limits for Nine Trace Elements RIVM 601501029

Verbruggen, E. M. J., Posthumus, R., van Wezel, A. P. 2001 Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds RIVM 711701020

Verbruggen, E. M. J., Rila, J. P., Traas, T., Posthuma-Doodeman, C. J. A. M., Posthumus, R. 2005 Environmental Risk Limits for alcohols, glycols, and some other relatively soluble and/or volatile compounds 1. Ecotoxicological evaluation RIVM 601501016

VROM 2000 Circulaire streef- en interventiewaarden Ministerie van VROM DBO/0749013

Wezel, A. P. van, Traas, T., Polder, M., Posthumus, R., Vlaardingen, P. van, Crommentuijn, T., Plassche, E. J. v. d. 1999 Maximum Permissible Concentrations for polychlorinated biphenyls RIVM 601501006

Wilcke,W., Muller,S., Kanchanakool,N., Zech,W., 1998. Urban soil contamination in Bangkok: heavy metal and aluminium partitioning in topsoils. Geoderma, 86: 211--228.
de Wilde, P. G. M. en Janssen, G. L. J. 1993 Beoordeling van gereinigde grond. II. Uitloogkarakteristieken en chemische samenstelling van verontreinigde en gereinigde gronden RIVM 216402002

Wilde, P. G. M. de, Keijzer, J., Janssen, G. L. J., Aalbers, Th. G., Zevenbergen, C. 1992 Beoordeling van gereinigde grond: I Uitloogkarakteristieken en chemische samenstelling van referentiegronden RIVM 216402001