
Schriftelijke praktijkcursus

Bodem en Milieurecht

VI

Bodemsaneringsbeleid II

Ir. Th. Edelman

Deze praktijkcursus staat onder redactie van
Mr. L. Bomhof
*toegevoegd inspecteur bij de Inspectie Milieu-
hygiëne te Groningen*

Les VI

Bodemsaneringsbeleid II

Ir. Th. Edelman

*hoofd onderafdeling Bodemsanering dienst Milieu en Water,
provincie Gelderland*

© 1992 EUROFORUM

INHOUD LES VI

	Pag.
Bodemsaneringsbeleid II	
VI.1 Inleiding	3
VI.2 Multifunctionaliteit	4
VI.3 Bron, pad en bedreigd object	6
VI.3.1 Ernstig gevaar	6
VI.3.2 Verplaatsing	7
VI.3.3 Blootstelling	9
VI.3.4 Gezondheidsrisico's	10
VI.4 Achtergrondgehalten	12
VI.4.1 Probleemstelling	12
VI.4.2 Monsternamen en analyses	13
VI.4.3 Verschillen op korte afstand	13
VI.4.4 Verschillen tussen gebieden	14
VI.4.5 Verband met lutum en organische stof	15
VI.5 Normstelling	16
VI.5.1 Bodemsanering	16
VI.5.2 Bodembescherming	18
VI.5.3 Landbouw	21
VI.5.4 Waterbodem	22
VI.5.5 Afstemming	23
VI.6 Risico-benadering	24
VI.6.1 Achtergronden	24
VI.6.2 Streefwaarden	25
VI.6.3 Grenswaarden	26
VI.6.4 Interventiewaarden	26
VI.7 Risico-analyse	30
VI.7.1 Praktijkvoorbeelden	30
VI.7.2 Modelmatige aanpak	31
VI.8 Besluitvorming	35
VI.8.1 Prioriteitenstelling	35
VI.8.2 Stapsgewijze aanpak	35
VI.8.3 Rendement	36
VI.8.4 Referentiewaarden als norm	37
VI.9 Samenvatting	40
VI.10 Literatuur	41
VI.11 Controle vragen	44
VI.11.1 Antwoorden controle vragen	45
VI.12 Toetsvragen	46
VI.12.1 Antwoorden toetsvragen	47

Bodemsaneringsbeleid II

VI.1 INLEIDING

Voor 'Lekkerkerk' wist men maar weinig van normstelling. Men beperkte zich hooguit tot vergelijking van gehalten in grond met de waarden van Allaway (1968) en die van Kloke (1979). De 'Allaway-waarden' betreffen het gemiddelde gehalte van een aantal stoffen in de aardkorst. De 'Kloke-waarden' geven aan of er bij een bepaald stofgehalte schade is te verwachten voor plantengroei.

Na de publiciteit rond 'Lekkerkerk' kwam al snel het onderzoek naar allerlei gevallen van bodemverontreiniging op gang. Het is logisch dat er toen ook vraag ontstond naar een toetsingskader voor het beoordelen van de mate van verontreiniging in grond en grondwater. Een toetsingstabel voor de beoordeling van de concentratieniveaus van diverse verontreinigingen in de bodem was het spoedige antwoord. De tabel bevatte voor zowel grond als grondwater voor ongeveer vijftig stoffen drie concentratie-niveaus, te weten de zogenaamde 'A-, B- en C-waarden'. Deze waarden hebben kortweg de volgende betekenis: boven de 'A-waarde' is sprake van verontreiniging, boven de 'B-waarde' is veelal een nader onderzoek nodig en boven de 'C-waarde' dient de bodem veelal gesaneerd te worden.

Naast de 'A-, B- en C-waarden' zijn er aparte normen voor landbouwgronden en voor de waterbodem. Het is gelukkig de bedoeling dat er afstemming tussen de verschillende normenstelsels gaat plaats vinden.

Uitgangspunt hierbij zal zijn de risico-analyse. Zoveel als mogelijk zullen per type risico 'streefwaarden' en 'grenswaarden' worden vastgesteld. De 'streefwaarden' liggen op een niveau waarbeneden risico's verwaarloosbaar zijn. De 'grenswaarden' liggen op het niveau van het maximaal toelaatbaar risiconiveau.

Het doel van deze syllabus is informatie te verschaffen over de instrumenten normstelling en risico-analyse, vooral in relatie tot de Interimwet bodemsanering.

Bodemsaneringsbeleid II

VI.2 MULTIFUNCTIONALITEIT

In de lessen IV en V is het begrip 'multifunctionaliteit' reeds aan de orde gesteld. In aansluiting daarop wil ik nog wijzen op enkele aspecten.

Het onderwerp 'multifunctionaliteit' is voor het eerst uitvoerig beschreven in het Voorlopig indicatief meerjarenprogramma Bodem 1984 - 1988 (Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 1983a) en besproken tijdens de parlementaire behandeling van het ontwerp van de Wet bodembescherming. In het Indicatief meerjarenprogramma milieubeheer 1986 - 1990 (Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 1985) wordt multifunctionaliteit voor de bodem als uitgangspunt genomen. Met het begrip wordt bedoeld dat de bodem 'in beginsel de potentie dient te behouden om zijn verschillende mogelijke functies naar behoren te kunnen blijven vervullen, ook op lange termijn'.

Volgens de Leidraad bodembescherming (Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 1983b) houdt het uitgangspunt in dat de huidige en potentiële functies en de daarmee samenhangende gebruiksmogelijkheden van de bodem niet onomkeerbaar of onherstelbaar mogen worden aangetast door het huidige gebruik van de bodem. Van belang is dat de opvolgbaarheid voor verschillende gebruiksvormen gehandhaafd blijft. Dan kan de bodem als onderdeel van het milieu blijven functioneren als gemeenschappelijk draagvlak en gebruiksgoed voor mens, dier en plant, en als wezenlijk onderdeel van water- en stofkringlopen.

De Leidraad beschrijft de gewenste algemene milieukwaliteit voor de bodem op kwalitatieve wijze als volgt:

- de bodem dient in fysisch en chemisch opzicht geschikt te zijn voor vestiging en overleving van de mens en de bij de bodemgesteldheid passende planten en dieren;
- de bodem dient, uiteraard binnen de van nature aanwezige beperkingen, geschikt te blijven voor de winning van grondwater, van een kwaliteit die zonder ingrijpende zuivering geschikt is voor de bereiding van drinkwater;

Bodemsaneringsbeleid II

- de bodemvruchtbaarheid dient ook op langere termijn gehandhaafd te blijven;
- de vaste, vloeibare en gasvormige delfstoffen in de bodem dienen geschikt te blijven als grondstof voor de menselijke samenleving;
- de bodem dient geschikt te blijven om als milieucompartiment een rol te spelen in water- en stofkringlopen;
- de bodem kan functioneren als 'verwerkingseenheid' van de biosfeer;
- de bodem kan de gewenste rol spelen in het landschap en
- de bodem kan zijn natuur- en cultuurhistorische waarde behouden.

Deze kwalitatieve beschrijving zou eigenlijk gevolgd moeten worden door een kwantitatieve beschrijving. Met de huidige kennis van zaken is dit echter een onmogelijke opgave. In onderwerp 5.2 van deze les wordt besproken hoe men hier met een aantal aannamen toch is uitgekomen.

Bodemsaneringsbeleid II

VI.3 BRON, PAD EN BEDREIGD OBJECT

VI.3.1 Ernstig gevaar

In het kader van de Interimwet bodemsanering zijn de provincies verantwoordelijk voor de aanpak van gevallen van bodemverontreiniging 'waarin de bodem zodanig is of dreigt te worden verontreinigd, dat *ernstig gevaar* bestaat voor de volksgezondheid of het milieu'.

Alvorens te gaan saneren dient dus te worden vastgesteld of sprake is van 'ernstig gevaar'. Bij de bewijsvoering in het kader van kostenverhaal speelt dit criterium ook een belangrijke rol.

Wanneer kan nu gesproken worden van 'ernstig gevaar'?

Bij de parlementaire behandeling van het ontwerp van de Interimwet bodemsanering is de volgende omschrijving van het criterium 'ernstig gevaar' gegeven:

'Direct en frequent contact tussen mens, plant en dier enerzijds en de bodemverontreinigende stoffen anderzijds moet aanwezig zijn of op korte termijn aannemelijk zijn en het moet vaststaan dan wel waarschijnlijk zijn dat een zodanig contact schadelijke gevolgen zal kunnen hebben voor de volksgezondheid of het milieu'.

Volgens de Leidraad bodembescherming moet in deze omschrijving de nadruk worden gelegd op de aannemelijkheid van contact en de waarschijnlijkheid van de schadelijke gevolgen. De term 'ernstig gevaar' duidt derhalve eerder op een onaanvaardbaar verhoogd risico dan op een acute bedreiging.

Volgens de Leidraad bodembescherming is in het complex van factoren dat een rol speelt bij de beoordeling van het ernstig gevaar een drietal aspecten te onderscheiden. Dit zijn:

- de aard en de concentraties van de verontreinigende stoffen, die een indruk geven van de mate van verontreiniging en de mogelijke effecten daarvan;

Bodemsaneringsbeleid II

- de mate en de mogelijkheid tot verspreiding van of contact met de verontreinigende stoffen en
- het gebruik van de bodem, dat bepalend is voor de huidige mate van blootstelling en de daaraan verbonden huidige risico's.

De eerste twee aspecten bepalen volgens de Leidraad bodembescherming of er sprake is van een ernstig gevaar voor de volksgezondheid of het milieu en daarmee ook of het geval in het bodemsaneringsprogramma van een provincie wordt opgenomen. Het derde aspect is in samenhang met de eerste twee aspecten bepalend voor de mate van blootstelling en daarmee voor de urgentie van aanpak.

In het begin van de bodemsaneringsoperatie noemde Loxham (1982) de drie aspecten achtereenvolgens:

- de 'bron';
- het 'pad' en
- het 'bedreigde object'.

De 'bron' kan worden gespecificeerd naar aard en concentratie van de verontreinigende stoffen.

De aard van de stoffen hangt nauw samen met de oorzaak van de verontreiniging. De oorzaken van bodemverontreiniging kunnen velerlei zijn. In dit kader kunnen de aandachtsvelden landbouw, industrie, energie, verkeer en vervoer alsmede huishoudens worden genoemd.

In hoofdstuk 5 van deze les worden de concentraties van verontreinigende stoffen aan de orde gesteld.

In de rest van dit hoofdstuk worden het 'pad' en het 'bedreigde object' behandeld. Wat dit laatste betreft beperk ik mij tot het aspect volksgezondheid.

VI.3.2 Verplaatsing

Om het 'pad' van een verontreinigende stof in de bodem te kunnen beschrijven is een gedegen kennis van de interactie tussen die stof en de bodem noodzakelijk.

Bodemsaneringsbeleid II

De eigenschappen van verontreinigende stoffen kunnen zeer uiteenlopen. Er zijn stoffen die zich nauwelijks aan de grond hechten en daarom gemakkelijk naar het grondwater uitspoelen. Ook zijn er stoffen die zich sterk aan bijvoorbeeld kleideeltjes of aan organische stof hechten. Deze stoffen worden in de regel niet in het grondwater aangetroffen, mits de grond natuurlijk voldoende klei of organische stof bevat.

De eigenschappen van de bodem kunnen van plaats tot plaats sterk variëren. De bodem bestaat uit verschillende fasen. Dit zijn:

- de vaste fase (zandkorrels, kleideeltjes, humus etc.),
- de vloeibare fase (bodemvocht, grondwater) en
- de gasfase (bodemplucht).

Afhankelijk van de eigenschappen van de verontreinigende stof en die van de betreffende bodemsoort, verdeelt de verontreinigende stof zich in een bepaalde verhouding over deze fasen.

Bij bodemverontreiniging is vervolgens de vraag belangrijk of de verontreinigende stoffen zich kunnen verplaatsen. Dit kan op een aantal manieren:

- via de vaste fase kunnen verontreinigende stoffen zich verspreiden door het afspoelen of verwaaien van grond alsmede door het zich vasthechten van grond aan gewassen. Ook kan direct contact met de verontreinigde grond optreden bij graafwerkzaamheden en spelen;
- via de vloeibare fase kunnen verontreinigende stoffen worden opgenomen in consumptiegewassen. Voorts kunnen verontreinigende stoffen zich met het stromende grondwater naar de omgeving verspreiden;
- via de gasfase kunnen vluchtige stoffen uit de bodem ontwijken en bijvoorbeeld kruipruimten of kunststof waterleidingen binnendringen.

De verplaatsing van stoffen kan men benaderen door metingen (dat wil zeggen monsternamen in het veld en analyse in het laboratorium) en door berekeningen. De beste benadering is een combinatie van metingen en berekeningen.

Bodemsaneringsbeleid II

VI.3.3 Blootstelling

In 1982 stelden Akveld en anderen een theoretisch transportmodel op om de gevolgen van bodemverontreiniging voor de volksgezondheid te kunnen beoordelen. In hetzelfde jaar hebben Van Houdt en anderen het model in de praktijk getoetst. In dit zogenaamde 'multi-mediamodel' staat het begrip 'blootstelling' centraal. Bij de uiteindelijke beoordeling gaat het om de blootstelling aan stoffen afkomstig uit de bodem, maar ook uit water, lucht en voedsel. Uit het model kan dan de bijdrage van bodemverontreiniging aan de blootstelling worden afgeleid.

Er is een aantal beperkende factoren bij het gebruik van dit model:

- het model gaat uit van een dynamisch evenwicht voor wat betreft de verdeling van de verontreinigende stoffen over grond, water en lucht; dit evenwicht zal lang niet altijd bestaan;
- van zeer veel stoffen zijn geen dosis-effect relaties bekend.

Ondanks de logische opzet van het model is er in de praktijk nauwelijks gebruik van gemaakt.

Verontreinigende stoffen in de bodem kunnen langs verschillende routes een bedreiging voor de volksgezondheid vormen. Poels en Veerkamp (1991) onderscheiden elf routes:

(via inademing)

- 01 inhalatie van dampen uit een verontreinigde bodem;
- 02 inhalatie van stof afkomstig van een verontreinigde bodem;
- 03 inhalatie van verontreinigde dampen tijdens het douchen;

(via opname door de mond)

- 04 directe opname van verontreinigde grond;
- 05 opname van verontreinigende stoffen door consumptie van groenten geteeld op verontreinigde bodem;
- 06 consumptie van drinkwater dat verontreinigd is door het binnendringen van verontreinigende stoffen door kunststof waterleidingbuizen;

Bodemsaneringsbeleid II

- 07 directe consumptie van verontreinigd grondwater als drinkwater;
- 08 consumptie van vlees en melkprodukten van vee dat gegraasd heeft op een verontreinigde bodem;
- 09 consumptie van vis en schelpdieren gevangen in water besmet door verontreinigd grondwater en/of afstromend regenwater;

(via opname door de huid)

- 10 door direct huid-contact met een verontreinigde bodem;
- 11 door huid-contact tijdens baden in verontreinigd water.

Van den Berg (1991) berekende dat de opname van verontreinigende stoffen via de routes 1, 4 en 5 veelal tot minstens 90 procent van de totale dosis leidt.

VI.3.4 Gezondheidsrisico's

Van Wijnen (1982) heeft een methode beschreven waarmee het gezondheidsrisico voor omwonenden van een locatie met een verontreinigde bodem kan worden beoordeeld. Hij gaat uit van de volgende stappen:

- inventariseer de stoffen die aanwezig zijn in de bron;
- bepaal de hoeveelheid stoffen die per tijdseenheid uit de bron vrijkomt;
- bepaal de concentraties die aanwezig zijn bij de 'toegangswegen' tot het lichaam: in lucht, water, voedsel e.d.;
- bepaal de hoeveelheid verontreinigd materiaal die per tijdseenheid in het lichaam wordt opgenomen en de duur van de blootstelling;
- schat de per tijdseenheid opgenomen hoeveelheid stoffen;
- toets deze hoeveelheid zo mogelijk aan maximum waarden, met name de Acceptable Daily Intake (de Acceptable Daily Intake, afgekort ADI, is een door de Wereldgezondheidsorganisatie gehanteerd begrip, gedefinieerd als 'de hoeveelheid van een stof die dagelijks kan worden opgenomen, gedurende het gehele leven zonder merkbaar risico, beoordeeld op basis van alle bekende gegevens op dat moment');
- bepaal de concentraties aan stoffen in het lichaam of in uitscheidingsprodukten daarvan (biologische monitoring);

Bodemsaneringsbeleid II

- bepaal de kans op meetbare of merkbare effecten, stel de risicopopulatie vast en de kans op lange termijn-effecten.

Ook van Wijnen ontmoette een aantal onzekerheden. Hij besloot om bij de risicoschatting de onzekerheden als het ware naar één kant te schuiven, met andere woorden het risico te maximaliseren. Deze 'ergste geval' (Engels: 'worst case') benadering is zinvol, zeker als blijkt dat de gemaximaliseerde opname de maximumwaarde van de betreffende stof niet overschrijdt. Indien de gemaximaliseerde opname echter wel de maximumwaarde overschrijdt, wordt het noodzakelijk met grotere precisie de werkelijke blootstelling van de betrokkenen vast te stellen.

In het begin van de bodemsaneringsoperatie werd veelvuldig gevraagd om een bevolkingsonderzoek. Bovenvermeld stappenplan is in de praktijk vaak gebruikt om aan te tonen dat een bevolkingsonderzoek niet noodzakelijk was.

Bodemsaneringsbeleid II

VI.4 ACHTERGRONDGEHALTEN

VI.4.1 Probleemstelling

In dit hoofdstuk wordt verslag gedaan van een onderzoek naar de 'achtergrondgehalten' van stoffen in de bodem van Nederland. Kennis hieromtrent is noodzakelijk om te bepalen waar het 'nul-niveau' van verontreiniging zich bevindt.

Bij de aanwezigheid van stoffen als arsenicum en cadmium in de bodem zal menigeen direct aan bodemverontreiniging denken. Dat is niet altijd terecht, daar deze stoffen in bepaalde hoeveelheden van nature in de bodem voorkomen. Afhankelijk van de bodemgesteldheid kunnen de natuurlijke hoeveelheden van plaats tot plaats nogal verschillen. De oorspronkelijke gehalten aan anorganische stoffen zullen veelal enigszins verhoogd zijn door de diffuse aanvoer van bepaalde hoeveelheden van deze stoffen uit de verontreinigde atmosfeer, maar ook als gevolg van bemesting en allerlei andere activiteiten. Het begrip 'achtergrondgehalte' kan gedefinieerd worden als de som van het gehalte dat van nature aanwezig is en het gehalte dat aan bovengeschetste diffuse verontreiniging moet worden toegerekend.

In 1979 is bij het Rijksinstituut voor Natuurbeheer te Arnhem een onderzoek gestart naar de 'achtergrondgehalten' van een groot aantal stoffen in de bodem van Nederland. Daarvoor zijn grondmonsters verzameld in natuurgebieden met uiteenlopende bodemgesteldheid.

De resultaten van dit onderzoek liggen ten grondslag aan de formulering van de 'referentiewaarden voor een goede bodemkwaliteit' die in onderdeel 5.2 van deze les aan de orde komen.

In dit hoofdstuk wordt een deel van de resultaten besproken. Voor de volledige rapportage wordt verwezen naar deel 34 van de reeks Bodembescherming (Edelman, 1984).

Bodemsaneringsbeleid II

VI.4.2 **Monsternamen en analyses**

Grondmonsters zijn verzameld in 40 terreinen verspreid over het gehele land. Op 3 uitzonderingen na zijn de monsters afkomstig uit natuurgebieden. De bovenste 10 cm van de grond werd bemonsterd. Dit geschiedde met een stalen gutsboor met een doorsnede van 2,5 cm.

In een eerste fase is in 4 natuurgebieden de variatie in elementgehalten op korte afstand bestudeerd. In deze gebieden werden in een vak van 10 m x 12 m op systematische wijze over een raster van 6 x 7 punten 42 grondmonsters verzameld, die apart op een aantal elementen geanalyseerd werden.

In een tweede fase zijn in de 40 onderzochte terreinen 3 vakken van 10 m x 12 m op een onderlinge afstand van 50 à 100 m bemonsterd. In deze fase zijn de 42 monsters uit 1 vak gecombineerd tot een mengmonster, waardoor per terrein 3 mengmonsters werden verkregen.

Van de grondmonsters is een aantal algemene karakteristieken bepaald, waaronder de textuur (korrelgrootte-verdeling) en het organische-koolstofgehalte.

Met behulp van neutronenactiveringanalyse zijn de gehalten aan een groot aantal elementen waaronder antimoon, arsenicum, barium, chroom, cobalt, vanadium en zink vastgesteld. Met behulp van atomaire emissie spectrofotometrie met inductief gekoppeld plasma zijn de gehalten aan koper bepaald. Aanvullend zijn met atoomabsorptie spectrofotometrie de gehalten aan cadmium, kwik, lood en nikkel vastgesteld.

VI.4.3 **Verschillen op korte afstand**

Opvallende verschillen in gehalten op korte afstand komen voor in gebied Hackfort. In het bemonsterde vak zijn 2 gebiedjes van te zamen 8 monsterpunten te onderscheiden waarvan de bovengrond in chemische samenstelling afwijkt van die in de rest van het vak. De gehalten aan arsenicum en ijzer in dit gebied zijn weergegeven in figuur 1.

Bodemsaneringsbeleid II

Figuur 1. Gehalten aan arsenicum (mg/kg droge grond) en ijzer (g/kg droge grond) in 42 monsters van de bovengrond (0 - 10 cm) uit een vak van 10 m x 12 m in natuurgebied Hackfort.

ARSENICUM					
6	6	6	7	4	5
7	4	6	4	5	6
6	7	5	4	9	21
8	5	5	6	6	11
5	5	10	6	6	8
6	6	20	6	5	6
19	19	33	5	10	6

IJZER					
8	9	9	10	9	9
10	9	10	9	9	10
10	11	12	11	15	21
13	11	11	11	11	17
10	10	16	12	10	13
11	11	27	9	10	12
20	21	39	9	14	10

In de afwijkende gebiedjes zijn de gehalten aan arsenicum en ijzer enkele malen hoger dan in de rest van het terrein. De elementen ijzer en arsenicum beschikken over ongeveer gelijke redox-eigenschappen: zij zijn daarom in de bodem of allebei gereduceerd (en beweeglijk) of allebei geoxydeerd (en onbeweeglijk). Op plaatsen waar veel ijzer in de bodem zit, zit daarom in de regel eveneens veel arsenicum. Vermoedelijk heeft men hier in een ver verleden grond afgegraven ten behoeve van de ijzerwinning. Door de vergraving komen op korte afstand van elkaar verschillende grondsoorten voor. De grote verschillen op korte afstand zouden dus mede door toedoen van de mens zijn ontstaan.

De grote verschillen in gehalten die op korte afstand in de bovengrond kunnen voorkomen, maken duidelijk hoe omzichtig men te werk moet gaan bij het nemen van een representatief grondmonster. Dit moet men goed in de gaten houden indien men besluit over te gaan tot regelmatige bemonstering, bijvoorbeeld in het kader van een bodemkwaliteitsmeetnet.

VI.4.4 Verschillen tussen gebieden

In tabel 1 zijn de trajecten waarbinnen de gehalten aan een reeks elementen zich bevinden weergegeven. Uit de gegevens blijkt dat tussen de gebieden aanzienlijke verschillen in elementgehalten kunnen voorkomen.

Bodemsaneringsbeleid II

Tabel 1. Trajecten van gehalten aan enkele elementen (mg/kg droge grond) in de bovengrond (0 - 10 cm) van de onderzochte gebieden.

Element	Gehalten	Element	Gehalten
Antimoon	0,30 - 3,0	Koper	0,83 - 50
Arsenicum	1,4 - 33	Kwik	0,02 - 0,51
Barium	< 20 - 525	Lood	3,1 - 200
Cadmium	< 0,05 - 1,8	Nikkel	< 0,5 - 47
Chroom	11 - 117	Zink	6,4 - 189
Cobalt	0,30 - 16	Vanadium	4,1 - 126

VI.4.5 Verband met lutum en organische stof

In veel gevallen bestaat er een significant rechtlijnig verband tussen lutumgehalten (met lutum oftewel 'klei' wordt bedoeld de korrelgroottefractie kleiner dan 2 micrometer) en elementgehalten. Eerder vond een Zweedse onderzoeker een dergelijke relatie tussen lutumgehalten en de gehalten aan chroom, kobalt en nikkel. Aangenomen mag worden dat deze relatie niets met bodemverontreiniging te maken heeft: kleimineralen (de bulk van de lutumfractie) bevatten deze elementen van nature.

Voor antimoon, cadmium en lood bestaat er een significant rechtlijnig verband tussen het organische-koolstofgehalte enerzijds en het elementgehalte anderzijds. Voor de zware metalen cadmium, kwik en lood zijn in deze studie hogere maxima gevonden dan door andere onderzoekers in Belgische, Oostenrijkse en Canadese gronden. Waarschijnlijk heeft depositie vanuit de atmosfeer een belangrijke verhoging van de oorspronkelijke gehalten aan deze metalen in een deel van de Nederlandse bovengronden teweeg gebracht.

De relatie met het gehalte aan organische stof kan verklaard worden aan de hand van de dichtheid van de grond: hoe meer organische stof, des te lichter is een bepaald volume grond. Een zelfde hoeveelheid depositie vanuit de atmosfeer werkt daarom - rekenkundig - sterker door in gronden met veel organische stof, aangezien het gehalte aan verontreiniging wordt uitgedrukt per kg en niet per dm³ grond.

Bodemsaneringsbeleid II

VI.5 NORMSTELLING

VI.5.1 Bodemsanering

De tabel met 'A-, B- en C-waarden' die in hoofdstuk 1 van deze les genoemd is, verscheen voor het eerst in 1981, als interne richtlijn van de Hoofdingspectie Milieuhygiëne. De tabel is later met geringe wijzigingen in een brochure van het toenmalige Ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne overgenomen en vervolgens in de Leidraad bodembescherming (Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 1983).

Het is belangrijk ervan doordrongen te zijn dat bij de besluitvorming inzake nader onderzoek en sanering niet alleen op de 'A-, B- en C-waarden' ('bron') dient te worden gelet, maar ook op de mogelijkheden van verspreiding van de verontreinigende stoffen ('pad') en op de mogelijke nadelige effecten ('bedreiging object'). De 'A-, B- en C-waarden' zijn dan ook geen normen maar toetsingswaarden. In het navolgende worden de waarden succesievelijk besproken.

De 'A-waarden' kunnen volgens de Leidraad bodembescherming worden beschouwd als indicatieve richtwaarden waarboven wel en waaronder geen sprake is van een aantoonbare verontreiniging. Voor stoffen die van nature in de bodem aanwezig zijn, komen de 'A-waarden' overeen met de 'gemiddelde' achtergrondgehalten. Voor stoffen die in het algemeen niet van nature in de bodem voorkomen, stemmen de 'A-waarden' overeen met de aantonningsgrenzen die met de huidige analysetechnieken haalbaar zijn.

Volgens de Leidraad bodembescherming dient op korte termijn een nader onderzoek te worden ingesteld als er mogelijk sprake is van ernstig gevaar voor de volksgezondheid of het milieu. Aangenomen wordt dat hiervan sprake is indien uit oriënterend onderzoek is gebleken dat de concentratie van één of meer verontreinigende stoffen de 'B-waarde' op één of meer plaatsen overschrijdt ('bron'). Hierbij spelen het 'pad' en het 'bedreigde object' mede een rol.

Bodemsaneringsbeleid II

In de beginjaren van de bodemsanering kreeg de 'B-waarde' bij veel provincies en het rijk nog een geheel aparte betekenis als 'terugsaneer-waarde'. Hiermee wordt bedoeld dat in de regel als saneringsdoel werd gesteld dat na de sanering in grond en grondwater nergens meer gehalten boven de 'B-waarden' zouden mogen voorkomen.

Volgens de Leidraad bodembescherming is het noodzakelijk op korte termijn tot een sanering(sonderzoek) te komen, indien de concentratie van de verontreiniging de 'C-waarde' te boven gaat. Ook in dit geval spelen het 'pad' en het 'bedreigde object' mede een rol.

De 'A-, B- en C-waarden' waren aanleiding voor veel kritiek, vooral van technisch-wetenschappelijke zijde. Zo zou een deugdelijke onderbouwing van de gekozen waarden ontbreken. Ook werd niet gedifferentieerd naar verschillende grondsoorten, waarin aanzienlijke verschillen kunnen voorkomen in het gehalte aan stoffen (zie onderdeel 4.5 van deze les) en het gedrag daarvan. Deze kritiek was inhoudelijk beschouwd voor een groot deel terecht, maar beleidsmatig minder relevant. Bij de verantwoordelijke overheden bestond namelijk sterke behoefte aan een maatlat voor de beoordeling van bodemverontreiniging. Bovendien had men aanvankelijk het idee het probleem van de bodemverontreiniging in vijf jaar op te lossen. Voor een wetenschappelijk onderbouwd stelsel van normen was in die gedachtengang dan ook helemaal geen ruimte.

Een nadeel dat niet aan de toetsingstabel ligt, maar aan sommige gebruikers ervan, is het feit dat de 'A-, B- en C-waarden' niet als 'indicatieve richtwaarden' werden gehanteerd, maar als 'norm', zonder verder op verspreiding en bodemgebruik te letten. Zo werd grond met verontreiniging in gehalten boven de 'C-waarden' al snel 'gifgrond' genoemd en was er in grond met verontreiniging in lagere gehalten 'niets aan de hand'.

Ter illustratie zijn in tabel 2 de 'A-, B- en C-waarden' voor een aantal elementen in grond aangegeven.

Bodemsaneringsbeleid II

Tabel 2. Deel van de toetsingstabel voor de beoordeling van de concentratieniveaus van diverse verontreinigingen in de bodem uit de Leidraad bodembescherming (gehalten in mg/kg droge grond). A = referentiewaarde, B = toetsingswaarde voor nader onderzoek, C = toetsingswaarde voor sanering. De **vetgedrukte** waarden zijn inmiddels gewijzigd.

Stof	A	B	C
Arseen	20	30	50
Barium	200	400	2000
Cadmium	1	5	20
Cobalt	20	50	300
Koper	50	100	500
Kwik	0,5	2	10
Lood	50	150	600
Zink	200	500	3000

In de Leidraad bodembescherming wordt nog de volgende nuancering omtrent de 'A-, B- en C-waarden' aangebracht: 'De in de toetsingstabel gepresenteerde waarden fungeren als criteria voor de beoordeling van de mate van verontreiniging. De aangegeven waarden zijn echter nooit zo eenduidig als de toetsingstabel suggereert. De resultaten uit chemische analyses alsook de in de natuur voorkomende achtergrondwaarden kennen een ruime spreiding. De toetsingswaarden dienen in dit licht te worden gezien.'

Deze nuancering wordt in de praktijk nogal eens niet ter harte genomen.

VI.5.2 Bodembescherming

Bij de behandeling van de ontwerp-Wet bodembescherming in de Tweede Kamer werd - terecht - gevraagd om een getalsmatige beschrijving van het begrip multifunctionele bodem. In het navolgende wordt in hoofdlijnen ingegaan op de gevolgde werkwijze bij het vaststellen van de 'referentiewaarden voor een goede bodemkwaliteit'.

Bodemsaneringsbeleid II

De theoretische vaststelling van gehalten aan (verontreinigende) stoffen in een bodem, die de grens aangeven tussen een multifunctionele bodem en een niet-multifunctionele bodem, is in beginsel eenvoudig. Bij iedere relevante functie van een bodem behoort in principe een kritisch gehalte van de te beschouwen (verontreinigende) stof in deze bodem. De verzameling van alle laagste kritische gehalten geeft cijfermatig weer, wat in chemische zin onder een multifunctionele bodem moet worden verstaan.

Voor de meeste functies is het in dit stadium in de praktijk echter niet mogelijk om op eenduidige wijze kritische stofgehalten te benoemen. Daarom was men genoodzaakt om een andere benadering te kiezen.

Zo zijn de 'referentiewaarden' voor zware metalen en arseen ontleend aan de bovengrens van de huidige stofgehalten in niet duidelijk verontreinigde bodems. Hierbij is uitgegaan van de resultaten van het onderzoek dat in hoofdstuk 4 van deze les is besproken, en van cijferreeksen betreffende landbouwgronden. Gebleken is dat er voor grond een verband bestaat tussen stofgehalten enerzijds en lutumgehalten en organische stofgehalten anderzijds. Zo goed als mogelijk zijn deze relaties in formules uitgedrukt, zodanig dat 90 procent van de gemeten waarden de berekende waarden niet overschreed.

De formules suggereren een 'messcherpe' grens tussen een 'multifunctionele' en een 'niet multifunctionele' bodem. In werkelijkheid gaat het om een lijn in een 'wolk van punten' die niets met risico's of effecten van doen heeft.

Ter illustratie worden in tabel 3 de 'referentiewaarden' voor een aantal elementen gegeven.

Bodemsaneringsbeleid II

Tabel 3. 'Referentiewaarden' voor tien elementen in grond (gehalten in mg/kg droge grond). L = gewichtspercentage lutum (klei), H = gewichtspercentage organische stof (humus) van de grond. **Standaardbodem:** L = 25 en H = 10.

Stof	Berekeningswijze	Standaardbodem
Antimoon*	$Sb = 2 + 0,01 (2L + H)$	2,6
Arseen	$As = 15 + 0,4 (L + H)$	29
Barium*	$Ba = 300 + 3,9 L$	398
Cadmium	$Cd = 0,4 + 0,007 (L + 3H)$	0,8
Cobalt*	$Co = 10 + 0,17 L$	14
Koper	$Cu = 15 + 0,6 (L + H)$	36
Kwik	$Hg = 0,2 + 0,0017 (2L + H)$	0,3
Lood	$Pb = 50 + L + H$	85
Vanadium*	$V = 50 + 1,8 L$	95
Zink	$Zn = 50 + 1,5 (2L + H)$	140

* Voor de elementen met ster heeft de Technische commissie bodembescherming (1990) voorstellen gedaan; de formules zijn nog niet officieel.

Voor de kritische gehalten aan macro-constituënten (nitraat, fosfaat en dergelijke) in grondwater is uitgegaan van milieuhygiënische randvoorwaarden vanuit andere beleidsterreinen, bijvoorbeeld normen voor drinkwater en oppervlaktewater. Het is niet mogelijk om op eenvoudige wijze uit deze waarden voor grondwater ook waarden voor grond te berekenen.

Voor organische verbindingen is de waterwinfunctie maatgevend verondersteld. De 'referentiewaarden' voor grondwater stemmen overeen met de normen volgens het waterleidingbesluit. De 'referentiewaarden' voor grond zijn hieruit afgeleid, waarbij het gehalte aan organische stof als sleutelfactor werd beschouwd.

De 'referentiewaarden' zijn in de plaats van de 'oude A-waarden' gekomen. Het grote voordeel van de 'referentiewaarden' is dat er een differentiatie naar grondsoort heeft plaats gevonden, doordat de waarden gerelateerd worden aan het

Bodemsaneringsbeleid II

lutumgehalte en het gehalte aan organische stof. Hierdoor kan sprake zijn van 'maatwerk' in plaats van 'confectie'.

Een bodem die aan de 'referentiewaarden' voldoet, wordt thans beleidsmatig als multifunctioneel beschouwd; dat wil zeggen dat er geen als nadelig te waarden effecten van de desbetreffende stoffen worden verwacht. Overschrijding van de 'referentiewaarden' hoeft echter niet automatisch te betekenen dat de bodem niet meer multifunctioneel is. Van nature kunnen lokaal hogere gehalten voorkomen. Ook behoeft een hoger gehalte aan een schadelijke stof, afhankelijk van het bodemtype, niet altijd tot nadelige effecten te leiden. Bij een nadere beoordeling van de multifunctionaliteit van de bodem is derhalve meer kennis noodzakelijk van milieufactoren die ter plaatse van invloed kunnen zijn op de mogelijke blootstellingsroutes van stoffen richting mens, dier en plant. De 'referentiewaarden' zijn dus probleemstellend van aard (en niet taakstellend). Indien deze waarden worden overschreden dient te worden bezien of er sprake is van een werkelijk probleem dan wel van 'loos alarm'.

Beleidsmatig worden de 'referentiewaarden' als grens tussen 'schone grond' en 'verontreinigde grond' genomen.

Tegelijkertijd met het instellen van de 'referentiewaarden' verschoof bij het rijk de saneringsdoelstelling van 'B-waarde' naar 'referentiewaarde'. Uit een jaren later in opdracht van het ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer ingesteld evaluatie-onderzoek (Rijksuniversiteit Utrecht, 1991) is gebleken dat deze verschuiving bij de meeste provincies niet tijdig is doorgedrongen.

VI.5.3 Landbouw

In opdracht van de Landbouwadviscommissie Milieukritische Stoffen (LAC) zijn 'signaalwaarden' opgesteld voor enkele stoffen in landbouwgronden (Ministerie van Landbouw en Visserij, 1986). Deze waarden moeten als signaal dienen voor het verrichten van nader onderzoek, en zijn daarmee als instrument vergelijkbaar met de 'B-waarden' uit de Leidraad bodembescherming. Getalsmatig bestaan er echter grote verschillen.

VI.5.4 Waterbodem

In de *Derde Nota waterhuishouding* (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1989) wordt een voorlopig normenstelsel voor de beoordeling van de milieuhygiënische kwaliteit van de waterbodem gepresenteerd. Men onderscheidt:

- 'streefwaarden',
- 'kwaliteitsdoelstelling 2000',
- 'toetsingswaarden' en
- 'signaleringswaarden'.

In het navolgende zullen deze waarden worden toegelicht. De waarden gelden voor een standaardbodem en kunnen met bepaalde formules worden omgerekend voor afzonderlijke situaties. In deze formules dienen de gehalten aan lutum en organische stof te worden ingevuld.

Met de huidige kennis is men niet in staat voldoende onderbouwde 'streefwaarden' (zie de onderdelen 6.1 en 6.2 van deze les) voor de waterbodem te formuleren. Daarom hanteert men op zeer pragmatische wijze als voorlopige 'streefwaarden' de 'referentiewaarden voor een goede (land-)bodemkwaliteit'.

Op basis van een schatting van de effecten heeft men de 'kwaliteitsdoelstelling 2000' (ook wel genoemd 'algemene milieukwaliteit waterbodem') geformuleerd. De 'kwaliteitsdoelstelling 2000' komt in de plaats van het vroegere begrip 'basiskwaliteit'. Het beleid is erop gericht de 'kwaliteitsdoelstelling 2000' voor nieuwgevormde waterbodems in het jaar 2000 te benaderen.

Ten behoeve van het baggerspecie-beleid heeft men voorlopige 'toetsingswaarden' geformuleerd. Baggerspecie met gehalten aan verontreinigende stoffen boven de 'toetsingswaarden' mag alleen geïsoleerd, beheerst en gecontroleerd verwerkt worden. Baggerspecie met gehalten aan verontreinigende stoffen beneden de 'toetsingswaarden' mag onder bepaalde voorwaarden in het water worden toegepast en verspreid. De 'toetsingswaarden' die bij het baggerspecie-beleid wor-

Bodemsaneringsbeleid II

den gebruikt horen eerder thuis in een normenstelsel op het gebied van afval dan van bodem.

Ten behoeve van het waterbodemsanerings-beleid heeft men 'signaleringswaarden' geformuleerd. Bij overschrijding van deze waarden acht men onderzoek naar de noodzaak van sanering urgent. De 'signaleringswaarden' voor de waterbodem zijn daarmee als instrument vergelijkbaar met de 'C-waarden' die bij de bodemsanering gehanteerd worden. Getalsmatig komen er echter grote verschillen voor.

VI.5.5 Afstemming

De normstelling ten aanzien van de bodem is duidelijk nog niet volledig uitgekristalliseerd. Dit is vooral een gevolg van de moeilijkheidsgraad van de materie. In dat verband zijn vooral van belang de verschillende processen die zich in de bodem kunnen afspelen (met name adsorptie en afbraak). Door deze processen is er lang niet altijd een duidelijk relatie tussen stofgehalte en effect.

Aan de diverse normstellingen is goed te herkennen dat men op rijksniveau vanuit drie verschillende departementen aan de normstelling op het gebied van de bodem werkt: (1) Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, (2) Landbouw, Natuurbeheer en Visserij en (3) Verkeer en Waterstaat.

In de Derde Nota waterhuishouding staat vermeld dat het rijksbeleid erop gericht is om te komen tot een afgestemde normstelling op het gebied van water, bodem en lucht. In de notitie 'Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water' (Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 1991) wordt daartoe een aanzet gegeven.

Duidelijk is dat stofgehalten alleen geen basis kunnen zijn voor normstelling. De processen in de bodem zullen hierbij ook betrokken moeten worden, met het oog op de mogelijkheid tot verplaatsing van stoffen. Voorts zal er nog veel onderzoek moeten plaatsvinden op toxicologisch gebied, teneinde meer inzicht te verkrijgen in de effecten die verontreiniging tot gevolg kunnen hebben.

Bodemsaneringsbeleid II

VI.6 RISICO-BENADERING

VI.6.1 Achtergronden

In het Indicatief meerjarenprogramma milieubeheer 1986 - 1990 (Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 1985) staat vermeld op welke wijze men in de toekomst met milieuhygiënische normen wil omgaan. In hoofdstuk 4 van les IV is hier uitgebreid op ingegaan.

Samenvattend kan gesteld worden dat het uitgangspunt hierbij de risicobenadering is. Zoveel als mogelijk zullen per type risico

- 'streefwaarden',
- 'grenswaarden' en eventueel ook
- 'interventiewaarden'

worden vastgesteld.

De 'streefwaarde' is het einddoel en ligt in principe op het niveau waarbeneden risico's verwaarloosbaar zijn ('groen licht').

De 'grenswaarde' is een (op korte termijn te bereiken) tussendoel en ligt op of onder het maximaal toelaatbaar risiconiveau ('rood licht').

De 'interventiewaarde' ligt boven het niveau van het maximaal toelaatbaar risico en geeft een zodanig ontoelaatbaar risico aan dat bij overschrijding directe actie nodig is.

De risicobenadering is verder uitgewerkt in de bijlage 'Omgaan met risico's' bij het Nationaal Milieubeleidsprogramma (Tweede Kamer, 1989).

In 1991 heeft het ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer de notitie 'Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water' uitgegeven. Het doel van deze notitie is het operationaliseren van het stelsel van 'grens- en streefwaarden'. In de notitie wordt de werkwijze gegeven voor het afleiden van risicogrenzen. Voor enkele tientallen stoffen worden 'streefwaarden' en 'grenswaarden'

Bodemsaneringsbeleid II

gegeven. Deze zijn zoveel als mogelijk gebaseerd op de risico's voor mens, dier, plant en ecosysteem. Het kabinet heeft de notitie inmiddels vastgesteld.

Voor de bodem worden geen 'grenswaarden' vastgesteld (zie onderwerp 4.1.2 van les IV), omdat het idee van de voortschrijdende normstelling niet van toepassing kan zijn op de bodem. Voor dit milieucompartiment zijn daarom alleen de 'streefwaarden' en de 'interventiewaarden' van belang. In het navolgende zal worden behandeld hoe deze waarden in relatie tot de 'referentiewaarden voor een goede bodemkwaliteit' en de 'C-waarden' moeten worden gezien.

VI.6.2 Streefwaarden

In les IV (onderwerp 4.1.2) is besproken dat de 'referentiewaarden voor een goede bodemkwaliteit' zijn vervangen door de 'streefwaarden'. In verband daarmee zijn de 'referentiewaarden voor een goede bodemkwaliteit' gezien vanuit een oogpunt van risico's voor de volksgezondheid en de milieuhygiëne. Op basis daarvan heeft in enkele gevallen een aanscherping plaats gevonden.

Voor de risico's voor de milieuhygiëne werd de bodemecologische functie maatgevend geacht. Uit een ecotoxicologische risico-evaluatie is gebleken dat de verwaarloosbare risico's voor metalen beneden de 'referentiewaarden voor een goede bodemkwaliteit' liggen.

Uit pragmatische overwegingen heeft men er echter voor gekozen de 'streefwaarden' voor metalen in de bodem te leggen op (en dus niet onder) het niveau van de 'referentiewaarden', dat wil zeggen het huidige 'achtergrondgehalte' in relatief onbelaste gebieden. Hiermede wordt als einddoel dus gestreefd naar een situatie waarbij een beperkte mate van antropogene beïnvloeding heeft plaats gevonden.

Voor de getalsmatige invulling van de 'streefwaarden' wordt verwezen naar les IV (bijlage 2).

Bodemsaneringsbeleid II

Het belang van de bodemecologische functie wordt overigens in de maatschappij niet onderkend. Gelet op de koppeling met normstelling zal de rijksoverheid hieraan in voorlichtende zin aandacht moeten besteden.

VI.6.3 Grenswaarden

In onderwerp 6.1 van deze les is vermeld dat voor de bodem geen 'grenswaarden' worden vastgesteld. Voor nieuw gevormd sediment (bijvoorbeeld het slib dat in de uiterwaarden wordt afgezet) wordt dit echter wel zinvol geacht. De 'grenswaarden' komen in de plaats van de 'kwaliteitsdoelstelling 2000' (zie onderwerp 5.4. van deze les).

Voor de getalsmatige invulling van de 'grenswaarden' wordt verwezen naar les IV (bijlage 2).

VI.6.4 Interventiewaarden

Het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne heeft voorbereidend onderzoek gedaan voor een serie 'nieuwe C-waarden', gebaseerd op potentiële risico's (van den Berg, 1991). Men gaat hierbij uit van de verspreiding van verontreinigende stoffen langs alle potentiële blootstellingsroutes en de bijbehorende effecten voor de volksgezondheid en het milieu. Er wordt teruggerekend naar kritische gehalten in de grond. Men volgt hierbij een 'ergste geval' benadering.

De aldus berekende set van kritische gehalten zal, na vaststelling door het ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, in de plaats komen van de 'huidige C-waarden' en krijgt de status van 'interventiewaarden'.

Voor de vaststelling van een toxicologisch criterium voor 'ernstig gevaar voor de volksgezondheid' is onderscheid gemaakt tussen:

- stoffen waarvoor een drempelwaarde bestaat (dat wil zeggen dat er een dosering is waar beneden geen schadelijke effecten optreden) en
- stoffen waarbij dat niet het geval is.

Bodemsaneringsbeleid II

Voor de eerste categorie stoffen is als criterium voor 'ernstig gevaar' gekozen voor overschrijding van het maximaal toelaatbaar risico. Dit komt overeen met overschrijding van de 'Acceptable Daily Intake'.

Voor de tweede categorie stoffen is eveneens gekozen voor overschrijding van het maximaal toelaatbaar risico. In dit geval is dat die hoeveelheid van een stof, uitgedrukt op basis van lichaamsgewicht, met een risico van 1 extra kanker geval per 10.000 levenslang blootgestelde individuen.

De C-toetsingswaarde is dat gehalte in de bodem waarbij de berekende levenslang gemiddelde dagelijkse dosis gelijk wordt aan de humaan-toxicologische advieswaarde (dosis) behorende bij het maximaal toelaatbaar risico.

Als criterium voor 'ernstig gevaar voor het milieu' is gekozen het plaats vinden of dreigen plaats te vinden van onomkeerbare en onherstelbare schade aan de soortensamenstelling. Men let hierbij vooral op de factoren groei en reproductie. Men stelt dat sprake is van 'ernstig gevaar' indien 50 procent van de soorten in een systeem nadelige effecten ondervindt door de aanwezigheid van één of meer verontreinigende stoffen. Meegenomen zijn alleen de risico's voor organismen (planten, bodemfauna, micro-organismen) die direct contact hebben met de bodem.

Als 'nieuwe C-waarde' voor een bepaalde stof zal in beginsel de laagste van de twee 'C-waarden' voor 'volksgezondheid' en 'milieu' worden gekozen. Vooralsnog ziet het er naar uit dat de 'nieuwe C-waarden' gedifferentieerd zullen gaan worden naar bodemtype (organische stof- en lutumgehalte).

Uit een ecotoxicologische risico-evaluatie is inmiddels gebleken dat het maximaal toelaatbaar risico voor metalen in grond over het algemeen beneden de achtergrondwaarden in relatief onbelaste gebieden ligt(!). Aan deze maximaal toelaatbare risico's wordt daarom in het beleid 'geen directe betekenis toegekend'. Gezien de merkwaardige uitkomst vraag ik me af of de toetsing wel op realistische wijze verricht is.

Bodemsaneringsbeleid II

Van den Berg en Roels (1991) hebben, op basis van de voorgestelde 'humaan-toxicologische en ecotoxicologische C-toetsingswaarden' en de bijbehorende betrouwbaarheid, een voorstel gedaan voor 'nieuwe C-waarden' (zie tabel 4).

Tabel 4. 'Oude C-waarden', 'humaan-toxicologische C-waarden', 'ecotoxicologische C-waarden' en voorstel voor 'nieuwe C-waarden' (gehalten in mg/kg grond). Nieuwe waarden gelden voor een standaardbodem.

Element	Oude C-waarde	C-humaan	C-eco	Nieuwe C-waarde
Arsenicum	50	300	40	55
Barium	2000	698	650	650
Cadmium	20	1,8	12	12
Cobalt	300	400	120	120
Koper	500	5020	190	190
Kwik	10	87	10	10
Lood	600	162	200	530
Zink	3000	1840	720	720

Bij bestudering van de tabel blijkt dat voor de elementen arsenicum en lood de 'nieuwe C-waarde' niet overeenkomt met de 'humaantoxicologische' of de 'ecotoxicologische C-waarde'. Dit houdt verband met de afstemming van de 'nieuwe C-waarden' op de voorgestelde 'grenswaarden' voor nieuw gevormd sediment.

In het algemeen zullen de 'nieuwe C-waarden' voor anorganische stoffen lager (zie tabel 4) en voor organische stoffen juist hoger worden in vergelijking met de 'huidige C-waarden'.

Indien bij een onderzoek wordt vastgesteld dat de 'nieuwe C-waarde' wordt overschreden, staat vast dat er ooit een sanering zal moeten plaats vinden. Met dit nieuwe systeem kan men dus zonder verdere risico-analyse de noodzaak van een sanering bepalen.

Ik denk dat dit geen goede aanpak is, gelet op de vele locatiespecifieke omstandigheden die een rol kunnen spelen. Naar mijn oordeel is daarom altijd onderzoek

Bodemsaneringsbeleid II

naar de risico's op de plaats zelve noodzakelijk, alvorens te kunnen besluiten of sprake is van 'ernstig gevaar' en saneren noodzakelijk is.

Dit betekent tevens dat locaties waar de 'nieuwe C-waarde' niet wordt overschreden ongemoeid worden gelaten. Dit houdt in dat op zeer veel locaties sprake zal blijven van - zij het niet ernstige - bodemverontreiniging. Het is de vraag of dit wel zo verstandig is. In de praktijk kan dit leiden tot het in eigen beheer saneren van verontreinigde locaties tot net beneden de nieuwe C-waarde.

Bodemsaneringsbeleid II

VI.7 RISICO-ANALYSE

VI.7.1 **Praktijkvoorbeelden**

In het natuurgebied *Hackfort* werd een ijzerconcretie bemonsterd. Analyse wees uit dat de concretie 596 mg/kg *arsenicum* bevatte. Zowel het ijzer als het arsenicum komen van nature in concreties voor. Wat te doen met dit gegeven?

Toetsing aan de 'A-, B- en C-waarden' wijst een 12-voudige overschrijding van de 'C-waarde' uit. Hetzelfde geldt voor toetsing aan de 'waarden in het Stoffen- en Processenbesluit van de Wet chemische afvalstoffen'. En dan te bedenken dat er in oostelijk Nederland tientallen hectares grond met hoge gehalten aan arseen voorkomen.

In verband hiermee heeft de provincie Gelderland door Oranjewoud (1987) een onderzoek laten verrichten naar de risico's hiervan. Uit de studie van Oranjewoud blijkt dat er slechts een gering effect van het arsenicum op de volksgezondheid en het milieu is te verwachten. Het arsenicum is namelijk zeer sterk aan het ijzer gebonden. Als belangrijkste blootstellingsroute kwam 'ingestie' (opname van grond via de mond) uit de bus. Uit onderzoek van Geochem-Research (1990) in opdracht van de gemeente Doetinchem bleek dat kunstmatig maagzuur arsenicum niet kan vrijmaken uit ijzeroer. Arsenicum komt ook niet vrij in de darmen. Hieruit volgt dat verwijdering van ijzerrijke grond vanwege de aanwezigheid van arsenicum met het oog op de volksgezondheid geen enkele zin heeft.

In *Nijmegen-West* is de (zand)grond verontreinigd met *lood* (boven de 'C-waarde'). Om eventuele nadelen voor volkstuinten op het spoor te komen, werd een proef gedaan met radijs. Ter controle werd een zandgrond uit Wageningen in de proef betrokken, zonder noemenswaardig verhoogd gehalte aan lood (rond de 'A-waarde'). De radijs geteeld op Nijmeegse grond bleek geen lood te bevatten, in tegenstelling tot de radijs van Wageningse grond. Bij nadere beschouwing bleek de Nijmeegse grond kalkrijk, waardoor het lood onbeweeglijk was, en de Wageningse grond zuur, waardoor de geringe hoeveelheid aanwezig lood zeer beweeglijk was.

Bodemsaneringsbeleid II

In de Kempen wordt voor diverse gewassen de 'Warenwet-norm' voor *cadmium* overschreden bij gehalten van meer dan 0,5 mg/kg (rond de 'referentiewaarde') in zure grond. Het weinige cadmium is blijkbaar voor het overgrote deel beschikbaar voor opname in de plant.

In verband hiermee is het goed erop te wijzen dat er een aanzienlijke discrepantie kan bestaan tussen de 'referentiewaarden voor een goede bodemkwaliteit' en de 'natuurlijke gehalten'. Voor cadmium wordt de 'referentiewaarde' tien maal hoger geschat dan het 'natuurlijke gehalte'.

Uit bovenstaande voorbeelden wordt goed duidelijk dat de 'streefwaarden' en de 'C-waarden' vooral in de probleemstellende zin gebruikt dienen te worden, en dat een risico-analyse tot verrassende uitkomsten kan leiden.

VI.7.2 Modelmatige aanpak

Tot voor kort zijn de risico's van bodemverontreiniging nauwelijks op een correcte wijze geanalyseerd en geëvalueerd. Het is verbazingwekkend dat overheid en adviesbureaus zich niet veel eerder bekwaamd hebben in het kwantificeren van de risico's van bodemverontreiniging.

Om een besluit te kunnen nemen omtrent de noodzaak van onderzoek en sanering, maar ook omtrent de prioriteiten hierbij, dienen de risico's op een correcte, liefst modelmatige wijze te worden vastgesteld.

Een werkgroep van het European Chemical Industry Ecology and Toxicology Centre (ECETOC) heeft een systematische benadering voor de gevaarsbeoordeling van bodemverontreiniging voor mens en milieu ontwikkeld. In het kader daarvan is door de firma's Shell en DSM een rekenkundig model ontwikkeld waarmee de blootstelling van de mens aan bodemverontreinigingen kan worden geschat. Het model heet 'Human Exposure to Soil Pollutants' (HESP).

Bodemsaneringsbeleid II

Poels en Veerkamp (1991) geven een beschrijving van het model. Voor de beoordeling van de blootstelling aan een chemische verbinding zijn drie elementen nodig:

- de karakterisering van de bron;
- bekendheid met de achtergrond blootstelling;
- kwantificering van de verschillende blootstellingsroutes naar de mens.

In eerste instantie moet worden vastgesteld of er inderdaad blootstelling mogelijk is. Indien dit zo is, dan is de eerste stap een algemene beoordeling van de blootstelling. Daarbij wordt het HESP model gebruikt om de potentiële blootstellingsniveaus voor de in onderdeel 3.3 van deze les genoemde routes te berekenen. Het HESP model gaat uit van evenwicht tussen de verschillende milieucompartimenten en maakt van twee groepen gegevens gebruik:

- een klein aantal (variabele) gegevens afhankelijk van de aard van de verontreiniging, de bodemkwaliteit en de diepte en concentratie van de verontreiniging in de bodem;
- een groot aantal van te voren overeengekomen waarden en aannames met betrekking tot woonomstandigheden, menselijk gedrag, voedsel-consumptie en klimaat.

Als voorbeeld volgt in de tabellen 5 en 6 de uitkomst van het HESP model voor de blootstelling van de mens aan DDT als gevolg van een bodemverontreiniging met deze stof.

Vergelijking van de berekende blootstelling met de toelaatbare blootstelling geeft aan of er sprake kan zijn van een potentieel (beschouw alle blootstellingsroutes) dan wel actueel (beschouw alleen de in het geding zijnde blootstellingsroutes) gevaarlijke situatie. In het doorgerekende geval blijkt geen sprake te zijn van een gevaarlijke situatie.

Ook het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne heeft een blootstellingsmodel opgesteld ('C-SOIL'). Van den Berg (1991) geeft daarvan een beschrijving.

Bodemsaneringsbeleid II

In samenwerking tussen Shell, het ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer en het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne wordt thans een operationele computer-versie van het blootstellingsmodel ontwikkeld. Hiermede kan een krachtig hulpmiddel beschikbaar komen om de risico's van bodemverontreiniging te kwantificeren. Op soortgelijke wijze zou ook een model kunnen worden ontwikkeld om de risico's van bodemverontreiniging voor 'het milieu' te kwantificeren.

Het grote voordeel van een dergelijk model is dat er een uniforme aanpak in Nederland plaats kan gaan vinden, en dat eindelijk daadwerkelijk bepaald kan worden wat de ernstigste gevallen van bodemverontreiniging zijn. Dit zal zeer renderend voor het milieu en bovendien kostenbesparend kunnen werken.

De risico-analyse zou een vast onderdeel moeten zijn van een oriënterend en een nader onderzoek. Het onderzoek zou meer gericht moeten zijn op de risico-analyse. Anderzijds dient de risico-analyse weer sturend te zijn bij de opzet van vervolgonderzoek.

Tabel 5. Berekende concentraties in diverse 'objecten' bij een bodemverontreiniging met 5,0 mg DDT per kg grond (= 'C-waarde'). Opmerking: E-04 is een andere schrijfwijze voor 10^{-4} .

'Object'	Concentratie
Grondwater	1,91 E-04 mg/l
Oppervlaktewater	2,74 E-06 mg/l
Drinkwater	1,91 E-05 mg/l
Groente: wortel	6,94 E-01 mg/kg
Groente: stam/blad	4,93 E-03 mg/kg
Vlees	5,88 E-01 mg/kg
Melk	1,73 E-01 mg/kg
Vis	8,16 E-02 mg/kg
Buitenlucht	1,67 E-11 g/m ³
Binnenlucht	1,67 E-11 g/m ³
Kruipruimte lucht	3,01 E-11 g/m ³

Bodemsaneringsbeleid II

Tabel 6. Berekende blootstelling van de mens bij bodemverontreiniging met 5,0 mg DDT per kg. grond. Zie opmerking bij tabel 5.

Route	Opgenomen dosis (mg/kg)	
	volwassene	kind
Inhalatie		
- damp	5,05 E-09	8,68 E-09
- stof	3,45 E-08	5,20 E-08
- douche	2,11 E-09	3,22 E-09
Consumptie		
- bodem/stof	2,57 E-06	7,98 E-05
- groente	1,90 E-04	6,99 E-04
- water	5,47 E-07	1,91 E-06
- vlees/melk	1,92 E-04	1,28 E-03
- vis	2,56 E-07	8,16 E-07
Huid		
- bodem/stof	2,29 E-06	3,45 E-05
Totaal	3,87 E-04	2,09 E-03

Bodemsaneringsbeleid II

VI.8 BESLUITVORMING

Inzicht in het ontstaan van 'streefwaarden' en 'interventiewaarden' is belangrijk. Nog belangrijker is de besluitvorming die op basis daarvan geschiedt. Een aantal aspecten daarvan wordt in dit hoofdstuk behandeld. Hierbij probeer ik duidelijk te maken dat 'grenswaarden' voor de bodem een handig hulpmiddel zouden kunnen zijn, ter begrenzing van het 'onaanvaardbare risico' en het 'aanvaardbare risico'.

VI.8.1 Prioriteitenstelling

In verband met een aantal factoren (geld, menskracht, logistiek) kunnen niet alle gevallen van bodemverontreiniging in één keer worden aangepakt. Er moeten dus prioriteiten worden gesteld.

Prioriteitenstelling zou naar mijn oordeel op basis van de actuele risico's moeten geschieden, waarbij de blootstellingsroutes worden doorgerekend die betrekking hebben op het huidige gebruik. Als uitkomst zijn drie mogelijkheden denkbaar:

- het actuele risico is onaanvaardbaar;
- het actuele risico ligt in een gebied tussen onaanvaardbaar en verwaarloosbaar;
- het actuele risico is verwaarloosbaar.

De saneringsgevallen met de grootste actuele risico's dienen uiteraard het eerst aangepakt te worden. Als de actueel riskante saneringsgevallen afgehandeld zijn, volgen de saneringsgevallen met de grootste potentiële risico's.

VI.8.2 Stapsgewijze aanpak

Hoe langer hoe meer wordt thans ook aandacht besteed aan de stapsgewijze aanpak van een individueel geval. Een verdere uitwerking van het idee van de stapsgewijze sanering zou daarom welkom zijn.

Naar mijn oordeel dienen in verband daarmee criteria te worden ontwikkeld voor de uniforme bepaling van tussentijdse stop-momenten. Deze criteria moeten bij voorkeur gebaseerd zijn op twee analyses: één van de risico's van de restveront-

Bodemsaneringsbeleid II

reiniging voor mens en milieu bij het huidige bodemgebruik en één van de kosten van verwijdering of isolatie van de restverontreiniging.

Afhankelijk van de aard en de duur van de huidige bestemming zou vervolgens als eerste stap, in combinatie met beveiligingsmaatregelen, een zodanige verwijdering van de verontreiniging kunnen worden overwogen dat geen sprake meer is van een onaanvaardbaar risico. De einddoelstelling - een multifunctionele bodem - blijft onveranderd. Natuurlijk moet er vooraf wel duidelijkheid bestaan over de financiering van de vervolgstappen.

Door een stapsgewijze sanering zal het beschikbare geld naar mijn oordeel met meer milieu-rendement besteed kunnen worden. Bij saneringen in eigen beheer zal de medewerking vergroot worden door niet in één keer het hoogste reinigingsniveau na te streven.

VI.8.3 Rendement

Naar mijn oordeel dient nog een andere factor te worden betrokken in het besluitvormingsproces, namelijk een analyse van kosten en baten. Indien men de kosten van een sanering op de Y-as zet en de mate van verwijdering op de X-as, kunnen globaal genomen twee curves worden verkregen:

- aanvankelijk zwak stijgend, later sterk stijgend;
- aanvankelijk sterk stijgend, later zwak stijgend.

Het eerste type is vaak te zien bij oude gevallen van verontreiniging. Het kost per vervuilings-eenheid relatief weinig geld om de haard van verontreiniging te verwijderen. Het kost per vervuilings-eenheid echter relatief veel geld om de zich verspreid hebbende verontreiniging te verwijderen.

Het tweede type komt veel voor bij recente gevallen van verontreiniging. De aanloopkosten per vervuilings-eenheid zijn relatief hoog. Als men echter toch bezig is, zijn de verwijderingskosten van de laatste tientallen procenten van de verontreiniging relatief laag. Verspreiding heeft in deze gevallen niet of nauwelijks plaats gevonden.

Bodemsaneringsbeleid II

Men zou in alle gevallen verplicht moeten zijn op korte termijn de actuele risico's weer aanvaardbaar te maken, ongeacht de kosten.

Indien een restverontreiniging uit een oogpunt van actuele risico's aanvaardbaar is, en verwijdering excessieve kosten met zich zou meenemen, zou naar mijn oordeel tijdelijk niet verder gesaneerd behoeven te worden. Deze restverontreiniging dient uiteraard onder controle te worden gehouden. De restverontreiniging zou alsnog moeten worden weggenomen indien de bestemming van het terrein verandert in bijvoorbeeld woningbouw, en een risico-analyse voor deze nieuwe bestemming uitwijst dat dit noodzakelijk is. Men moet het dan wel van te voren eens worden over wie de sanering van deze restverontreiniging gaat financieren.

Daarnaast zou men, ook bij aanvaardbare risico's, een inspanningsverplichting moeten leveren om verontreiniging tot aan de 'streefwaarden' te verwijderen. Deze inspanning zou wel gekoppeld moeten worden aan een maximum bedrag per vervuilingseenheid.

Op dit moment moet bij overschrijding van de 'C-waarden' (de 'ernstige gevallen') de verontreiniging teruggebracht worden tot aan de 'streefwaarden', en bij onder-schrijding van de 'C-waarden' (de 'niet ernstige gevallen') behoeft in het geheel niet gesaneerd te worden. Dit is wel heel moeilijk uit te leggen.

Een alternatief zou zijn de ernstige en de niet-ernstige gevallen over één kam te scheren met een resultaatsverplichting tot aan een aanvaardbaar risico ('grens-waarde') en een inspanningsverplichting tot aan een verwaarloosbaar risico ('streefwaarde').

Naar mijn oordeel zou aldus een systeem zijn verkregen met een bijzonder hoog milieu-rendement.

VI.8.4 Referentiewaarden als norm

Onder andere bij het Besluit kwaliteit en gebruik overige organische meststoffen (Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1991) worden de 'referentie-

Bodemsaneringsbeleid II

waarden voor een goede bodemkwaliteit', waarvan eerder is opgemerkt dat deze probleemstellend van aard zijn, in taakstellende zin gebruikt (zie les XII). Dit kan in de praktijk tot vreemde situaties leiden, hetgeen met het volgende voorbeeld geïllustreerd kan worden.

Om heidevelden in stand te houden, dient de bovengrond periodiek te worden afgeplagd. Op veel heidevelden is dit tientallen jaren niet gedaan. Door het geplagde materiaal te composteren en het eindprodukt als zwarte grond te verkopen, is het plaggen voor particulieren financieel aantrekkelijk. In het besluit is als limiet voor de vrije handel in deze compost als 'samenstellingseis' de 'streefwaarde' gesteld, waarbij men bij de berekening daarvan een limiet van 15 procent stelt aan het gehalte aan organische stof.

Het kan voorkomen dat de zwarte grond wel aan de 'streefwaarde' voldoet, maar, door de limiet aan het gehalte aan organische stof, niet aan de 'samenstellingseis' voor de vrije handel. Dit is op grote schaal het geval voor het zware metaal lood, dat de heidevelden 'verrijkt' heeft als gevolg van jarenlange depositie vanuit de lucht.

Als gevolg hiervan hebben verschillende firma's besloten op te houden met het plaggen van heide, uit angst voor 'verarming' door een onverkoopbaar produkt. Enkele firma's overwegen het produkt daarom maar met zand te mengen, hetgeen al bereikt wordt door iets dieper te plaggen.

Ik pleit voor een benadering waarin onderscheid wordt gemaakt in:

- gevallen waarin men door een goede preventie daadwerkelijk een achteruitgang van het milieu kan voorkomen, en
- gevallen waar de verontreiniging reeds aanwezig is.

In het eerste geval is het zinvol strikt met normen om te gaan.

In het tweede geval verdient het naar mijn oordeel aanbeveling eerst de risico's te bepalen. Bij onaanvaardbare risico's en bij verwaarloosbare risico's liggen de be-

Bodemsaneringsbeleid II

sluiten in de regel voor de hand. In het grijze gebied tussen onaanvaardbare en verwaarloosbare risico's dienen besluiten echter op een genuanceerde wijze te worden genomen, rekening houdend met diverse belangen (onder andere dat van het natuurbeheer!).

Er dient spoedig duidelijkheid te komen over de wijze waarop men in de praktijk de risico-analyse dienstbaar kan maken aan de besluitvorming.

VI.9 SAMENVATTING

Spoedig na de bodemsanering in Lekkerkerk-West werd een tabel opgesteld met 'A-waarden' ('schone grond'), 'B-waarden' ('nader onderzoek noodzakelijk') en 'C-waarden' ('sanering noodzakelijk'). Deze waarden moeten in samenhang met de mogelijke verplaatsing van stoffen en de bedreiging daarvan voor de volksgezondheid en het milieu worden bezien.

Uitgangspunt van het bodemsaneringsbeleid is het herstel van de multifunctionaliteit. Voor de getalsmatige beschrijving van een multifunctionele bodem zijn de 'referentiewaarden voor een goede bodemkwaliteit' opgesteld. Voor zware metalen en arseen heeft dit geleid tot een serie formules, opgesteld op basis van de gehalten aan deze stoffen in natuurgebieden en landbouwgronden. De gehalten aan zware metalen en arsenicum hangen samen met de gehalten aan lutum ('klei') en organische stof. De 'referentiewaarden' zijn probleemstellend bedoeld, maar worden ook in taakstellende zin gebruikt. De 'referentiewaarden' hebben de plaats van de 'A-waarden' ingenomen.

Thans hanteert het rijk bij de ontwikkeling van milieuhygiënische normstelling als uitgangspunt de risicobenadering. Men onderscheidt 'streefwaarden' op het niveau van het verwaarloosbare risico en, als tussendoel, 'grenswaarden' op of onder het niveau van het maximaal toelaatbare risico. Daarnaast kunnen 'interventiewaarden' worden vastgesteld op een niveau boven de 'grenswaarden'. Bij overschrijding van de 'interventiewaarden' wordt directe actie noodzakelijk geacht.

Als 'streefwaarden' voor de bodem zullen de 'referentiewaarden' gaan gelden. 'Grenswaarden' worden alleen noodzakelijk geacht voor nieuw te vormen sediment. Als 'interventiewaarden' gaan de 'C-waarden' gelden.

De 'C-waarden' zijn doorgelicht op basis van risico's, hetgeen tot bijstelling in de vorm van 'nieuwe C-waarden' zal leiden.

De risico-analyse kan zeer dienstig zijn bij de besluitvorming inzake de aanpak van gevallen van bodemverontreiniging.

Bodemsaneringsbeleid II

VI.10 LITERATUUR

Akveld, F. en anderen (1982). Een gezondheidkundige benadering van bodemverontreiniging, deel I, een multi-mediamodel. Landbouwhogeschool, Vakgroep Gezondheidsleer, rapport nummer 123, Wageningen.

Allaway, W.H. (1968). Agronomic controls over environmental cycling of trace elements. *Advan. Agr.* 20, pagina 235.

Berg, R. van den (1991). Nieuwe C-waarden. De beoordeling van de risico's van bodemverontreiniging. *Bodem* 1, nummer 3, pagina 113 - 119.

Berg, R. van den en J.M. Roels (1991). Beoordeling van risico's voor mens en milieu bij blootstelling aan bodemverontreiniging. Integratie van deelaspecten. RIVM rapport nummer 725201007, Bilthoven.

Edelman, Th. (1984). Achtergrondgehalten van stoffen in de bodem. Reeks Bodembescherming Ministerie van VROM deel 34. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.

Geochem-Research (1990). Herkomst van de verhoogde arseengehalten in de bodem van De Huet, Doetinchem. Evaluatie van het blootstellingsrisico. Rijksuniversiteit, Utrecht.

Houdt, H. van en anderen (1982). Een gezondheidkundige benadering van bodemverontreiniging, deel II, tussen theorie en praktijk. Landbouwhogeschool, Vakgroep Gezondheidsleer, rapport nummer 124, Wageningen.

Kloke, A. (1979). Content of arsenic, cadmium, chromium, fluorine, lead, mercury and nickel in plants grown on contaminated soil. (A study to inquire the tolerable amounts of heavy metals in soil for the establishment of standard values). Presented on the symposium on the effects of air-borne pollution on vegetation, Warsaw (Poland), 20 - 24 August 1979.

Bodemsaneringsbeleid II

Loxham, M. (1982). Geotechnische oplossingen voor bodemverontreiniging, een methodologie. KIVI - symposium Grondmechanica en Bodemsanering, 17 november 1982, Delft.

Ministerie van Landbouw en Visserij (1986). Signaalwaarden voor de gehalten van milieukritische stoffen in grond met het oog op landbouwkundige gebruiksmogelijkheden van verontreinigde bodems. Landbouwadvisiecommissie Milieukritische stoffen. LAC nummer 86.1.

Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij (1991). Besluit kwaliteit en gebruik overige organische meststoffen. Staatsblad, 613.

Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (1983a). Voorlopig indicatief meerjarenprogramma Bodem 1984 - 1988. Tweede Kamer, 1982 - 1983, 17 600.

Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (1983b). Leidraad bodembescherming. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.

Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (1985). Indicatief meerjarenprogramma milieubeheer 1986 - 1990. Tweede Kamer, 1985 - 1986, 19 204 nummer 2 - 3.

Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (1991). Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water. Tweede Kamer, 1990 - 1991, 21 990 nummer 1.

Ministerie van Verkeer en Waterstaat (1989). Derde Nota waterhuishouding. Water voor nu en later. Tweede Kamer, 1988 - 1989, 21 250, nummer 1 - 2.

Oranjewoud (1987). De belasting van de mens met arseen op ijzerrijke gronden in Gelderland. Uitgevoerd in opdracht van de dienst Milieu en Water van de provincie Gelderland, Arnhem.

Bodemsaneringsbeleid II

Poels, C.L.M. en W. Veerkamp (1991). Bodemnormen op basis van gevaarszetting: conceptuele en modelmatige benadering. Bodem 1, nummer 2, pagina 71 - 74.

Rijksuniversiteit Utrecht (1991). Landelijk Onderzoek Bodemsanering Budgetgevallen. Faculteit Scheikunde, vakgroep Natuurwetenschap en Samenleving.

Technische Commissie Bodembescherming (1990). Advies concept-voorontwerp Bouwstoffenbesluit. TCB A 89/13. Leidschendam.

Tweede Kamer (1989). Nationaal Milieubeleidsplan. Omgaan met risico's. Vergaderjaar 1988 - 1989, 21 137, nummer 5.

Wijnen, J.H. van (1982). Beoordeling van het gezondheidsrisico bij een geval van bodemverontreiniging (Volgermeer). Tijdschrift voor sociale Geneeskunde 60, nummer 21, pagina 555 - 559.

Bodemsaneringsbeleid II

VI.11 CONTROLEVRAGEN

1. Wat houdt het uitgangspunt van de multifunctionaliteit in voor onze omgang met de bodem, gelet op de functies en daarmee samenhangende gebruiksmogelijkheden van de bodem?
2. Welke aspecten spelen een rol bij de vraag of sprake is van een 'ernstig gevaar' voor de volksgezondheid of het milieu?
3. Welk aspect speelt een centrale rol bij de urgentie van aanpak van een geval van bodemverontreiniging?
4. Langs welke wegen kunnen verontreinigende stoffen het menselijk lichaam binnendringen?
5. Geef een definitie van het begrip 'achtergrondgehalte'.
6. Welke eigenschappen van grond zijn belangrijk bij het verklaren van de achtergrondgehalten aan zware metalen?
7. Wat is de betekenis van de A-, B- en C-waarden?
8. Zijn de A-, B- en C-waarden wetenschappelijk onderbouwd?
9. Mogen de A-, B- en C-waarden als 'norm' worden gebruikt?
10. Op basis van welke gegevens heeft men voor zware metalen en arseen de 'referentiewaarden voor een goede bodemkwaliteit' opgesteld?
11. Welke waarden onderscheidt men bij de milieuhygiënische beoordeling van de waterbodem?
12. Welke departementen hebben aan de normstelling op het gebied van de bodem gewerkt?
13. Geef de betekenis aan van 'streefwaarden', 'grenswaarden' en 'interventiewaarden' in relatie tot risico's.
14. Geef de relatie aan tussen 'referentiewaarden voor een goede bodemkwaliteit' en 'streefwaarden'.
15. Wat verstaat men onder 'nieuwe C-waarden'? Wat hebben deze te maken met 'interventiewaarden'?

Bodemsaneringsbeleid II

V.11.1 Antwoorden controlevragen

1. Door het huidige gebruik van de bodem mogen de huidige en potentiële functies en de daarmee samenhangende gebruiksmogelijkheden van de bodem niet onomkeerbaar of onherstelbaar worden aangetast.
2. De 'bron' en het 'pad'.
3. Het 'bedreigde object', in samenhang met de 'bron' en het 'pad'.
4. Via inademing, via opname door de mond en via opname door de huid.
5. Zie onderwerp 4.1 van deze les.
6. De gehalten aan lutum en organische stof.
7. Zie onderwerp 5.1 van deze les.
8. Neen.
9. Neen.
10. Op basis van de huidige gehalten aan deze stoffen in natuurgebieden en landbouwgronden.
11. Zie onderwerp 5.4 van deze les.
12. Zie onderwerp 5.5 van deze les.
13. De 'streefwaarden' liggen op het niveau waarbeneden risico's verwaarloosbaar zijn;
de 'grenswaarden' liggen op of onder het maximaal toelaatbaar risiconiveau;
de 'interventiewaarden' liggen boven het niveau van het maximaal toelaatbare risico.
14. De 'streefwaarden' komen in de plaats van de 'referentiewaarden' voor een goede bodemkwaliteit'.
15. De 'nieuwe C-waarden' zijn berekend op basis van risico's. Zij krijgen de status van 'interventiewaarden'.

Bodemsaneringsbeleid II

VI.12 TOETSVRAGEN

1. Bedenk een voorbeeld van een bodemgebruik dat zich sterk heeft gewijzigd. Geef aan of bodemverontreiniging daarbij belemmerend is geweest.
2. Een bodem bevat lood in een gehalte juist beneden de 'referentiewaarde voor een goede bodemkwaliteit'. Kan een dergelijke bodem 'schoon' worden genoemd?
3. Wat hebben de getallen voor de L ('lutum') en de H ('humus') in de formules van de 'referentiewaarden voor een goede bodemkwaliteit' voor zware metalen te maken met de binding hiervan aan de grond?
4. Een veengrond bevat 2 mg cadmium per kg grond. Een kleigrond bevat 1 mg cadmium per kg grond. Kan men stellen dat in het gebied met de veengronden per oppervlakte-eenheid twee maal zoveel cadmium uit de atmosfeer is neergeslagen als in het gebied met de kleigronden?
5. De formule voor de 'referentiewaarde' voor arseen luidt:
 $As = 15 + 0,4 (L + H)$. Welke factor zou naast L (klei) en H (organische stof) in deze formule kunnen worden opgenomen?
6. Bij de afleiding van de 'nieuwe C-waarden' gaat men uit van potentiële en niet van actuele risico's. Is dit niet overdreven?
7. Is het correct om de 'referentiewaarden voor een goede bodemkwaliteit' in taakstellende zin te gebruiken?

Bodemsaneringsbeleid II

V.12.1 Antwoorden toetsvragen

1. Een bekend voorbeeld is dat van de voormalige gasfabrieksterreinen. Sinds Nederland over aardgas beschikt zijn de gasfabrieken overbodig geworden. Veel voormalige gasfabrieksterreinen zijn gebruikt voor het bouwen van woningen. In hoofdstuk 2 van les V is behandeld dat alle voormalige gasfabrieksterreinen gesaneerd moeten worden. Dit gaat *f* 700 miljoen kosten (dit is overigens een lage schatting).
2. Beleidsmatig luidt het antwoord 'ja'. Bij de afleiding van de 'referentiewaarden voor een goede bodemkwaliteit' is uitgegaan van het gehalte aan lood in de bovengrond van natuurgebieden en landbouwgronden. Deze gebieden hebben bloot gestaan aan diffuse verontreiniging, bijvoorbeeld door atmosferische depositie. Het antwoord luidt dus eigenlijk 'nee'.
3. Niets (zie de onderwerpen 4.5 en 5.2 van deze les).
4. Neen. De verschillen zijn terug te voeren op verschillen in de dichtheid van de gronden (zie onderwerp 4.5 van deze les).
5. Het gehalte aan ijzer (zie de onderwerpen 4.3 en 7.1 van deze les).
6. Neen, dit is een logisch gevolg van het uitgangspunt van de multifunctionaliteit.
7. Neen, het aspect 'risico' dient hierbij te worden betrokken (zie de onderwerpen 5.2 en 7.1 van deze les).