

Functiegerichte BodemkwaliteitSystematiek

2 Functiegerichte bodemkwaliteitswaarden

**Informatie- en KennisCentrum Landbouw
Informatie- en KennisCentrum Natuur
Stichting Recreatie Kennis- en Innovatiecentrum**

Ede, januari 2000

2^e gecorrigeerde druk

© 1999 Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van het IKC-Landbouw, Postbus 482, 6710 BL EDE.

Het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij stelt zich niet aansprakelijk voor eventuele schadelijke gevolgen die kunnen ontstaan bij het gebruik van gegevens uit deze publicatie.

Oplage 75 exemplaren

Samenstelling Projectgroep FBS

Druk Ministerie van LNV, afdeling FD/Bedrijfsuitgeverij

Voorwoord

Met het Kabinetsbesluit in de zomer van 1997 om bodemsanering niet langer multifunctioneel maar functiegericht te laten plaatsvinden werd de reeds bestaande behoefte aan bodemgebruikafhankelijke kwaliteitsnormen, in korte tijd zeer actueel en groot. Het project Functiegerichte Bodemkwaliteit Systematiek probeert hierin te voorzien. Het is een gezamenlijk project van IKC-Landbouw, IKC-Natuur en KIC-Recreatie naar aanleiding van een verzoek van de LNV-directie VVM, een ex ante evaluatie te verrichten voor een bodemkwaliteitsbeoordelingssysteem gericht op afzonderlijke bodemfuncties (bodemgebruikvormen). Voor dit doel werd een projectgroep opgericht bestaande uit de leden:

P.Rens	SRKIC (tot maart 1999)
E. Hoogendam	SRKIC
M. Klein	IKC-N
L. Beijer	IKC-L
F. Verstraten	IKC-L (tot jan. 1999)
P. Hotsma	IKC-L (vanaf jan. 1999)
J. Janssen	IKC-L (vanaf jan. 1999)
J. Huinink, projectleider	IKC-L

Het project is op hoofdlijnen ingedeeld in een aantal fasen, waarbij de voortgang en invulling van een vervolgfase afhankelijk zal worden gesteld van de resultaten van de voorafgaande fase. De voorliggende notitie vormt het verslag van de tweede fase: Functiegerichte Bodemkwaliteitswaarden.

Ir. H.A. Gonggrijp
Hoofd Informatie- en KennisCentrum Landbouw

Dr. H. Smit
Hoofd Informatie- en KennisCentrum Natuur

Mr. L.J. Meiresonne
Directeur Stichting Recreatie, Kennis- en Innovatiecentrum

Inhoudsopgave

Voorwoord	3
Inhoudsopgave	5
Aanbevelingen	7
Samenvatting van de resultaten per stof	9
Samenvatting meest kritieke toetsingsaspecten en betrouwbaarheid	12
1 Inleiding	15
1.1 Probleemstelling	15
1.2 Projectdefinitie	15
2 Verantwoording en werkwijze	17
3 De afleiding van de afzonderlijke FBS-waarden	20
3.1 Cadmium	20
3.2 Lood	28
3.3 Kwik	32
3.4 Arseen	37
3.5 Koper	41
3.6 Zink	46
3.7 Overige stoffen	49
4 Conclusies en evaluatie	54
4.1 Algemeen	54
4.2 Samenvatting van de resultaten per stof	55
5 Literatuur	59

Bijlagen

- 1 Afleiding van de bodemkwaliteitswaarde in afhankelijkheid van het gebruikte criterium.
- 2 Overdrachtsfactoren bodem-plant
- 3a Overdrachtsfactoren plant (ruwvoer) → rundvee volgens Veterinaire Milieu Hygiënewijzer
- 3b Overdrachtsfactoren binnen ecosystemen
- 4 Wettelijke kwaliteitsnormen voor landbouwproducten
- 5 Grenswaarden voor organismen
- 6 Afleiding van overdrachtsfactoren bodem→plant volgens Römken 1999

Aanbevelingen

Het voorliggende rapport vormt de weerslag van een actualisatie van bodemkwaliteitsnormen die zoveel mogelijk is gebaseerd op de thans beschikbare kennis en inzichten met betrekking tot biobeschikbaarheid van een verontreiniging voor vegetatie, en voor mens en dier na consumptie van de vegetatie en eventuele (aanhechtende) grond.

De aldus afgeleide bodemkwaliteitswaarden worden verondersteld zich te bevinden tussen de streefwaarden, en de interventiewaarden waarbij bodemsanering wettelijk verplicht is. De FBS-waarden vervullen daardoor een tweetal functies:

1. Zij vormen attenderingswaarden (signaalwaarden) waarbij de betreffende bodemgebruikvorm tot problemen kan leiden;
2. In geval een bodem een interventiewaarde overschrijdt vormen de FBS-waarden de bodemkwaliteit waaraan de bodem na sanering minimaal dient te voldoen (minimale terugsaneringswaarden).

Vergelijking van deze geactualiseerde bodemkwaliteitswaarden (de FBS-waarden) met de oorspronkelijke LAC-waarden en met de gemeten bodemkwaliteit van niet (specifiek) verontreinigde gronden in Nederland, leidt tot de volgende bevindingen en aanbevelingen.

Algemeen

De overdrachtsfactor bodem→plant is niet alleen afhankelijk van bodemparameters (organisch stofgehalte, lutumgehalte, pH) maar blijkt ook afhankelijk te zijn van de aard van de vervuiling. Voor de meeste onderzochte elementen blijken de overdrachtsrelaties afgeleid uit de gemeten waarden in bodem en gewas in het Maasoevergrondenbestand fors af te wijken van de overdrachtsrelaties die zijn afgeleid uit het landelijke IB-bestand. Zo blijkt voor bodems die zijn belast met cadmium, lood en koper afkomstig uit overstromingswater of aan de bodem toegevoegd slib (slootbagger, zuiveringsslib, havenslib) voor een aantal vegetaties een positieve relatie te bestaan tussen lutumgehalte of pH in de bodem en metaalgehalte in de plant, terwijl er bij bodems die overwegend door atmosferische depositie zijn verontreinigd (IB-bestand) een negatieve relatie is tussen enerzijds lutumgehalte en pH en anderzijds het metaalgehalte in het gewas.

De ernst van een verontreiniging lijkt dus niet alleen afhankelijk van het gewas en de speciatie van de stof maar ook van de aard (bron) van die stof in de bodem. Speciatie van een stof en daarmee een risicobeoordeling kan in principe van het totaalgehalte in de bodem worden afgeleid indien de aard van de verontreiniging overeenkomt met de aard van verontreiniging in de onderzoekssituatie. De aard van de bodemverontreiniging is in de praktijk echter divers en vele situaties wijken sterk af van de onderzoekssituatie waarop de systematiek is gebaseerd. Inzet van onderzoeksmiddelen naar biobeschikbare extractietechnieken lijkt daarom van minstens zo grote praktische relevantie te zijn dan kennisverdieping van speciatie-mechanismen.

Aanbevolen wordt daarom de bruikbaarheid van de thans beschikbare en veelbelovende biobeschikbare extractietechnieken te toetsen op bruikbaarheid voor bodemkwaliteitsbeoordeling: te beginnen met de relatie tussen CaCl_2 -extraheerbare bodemmetaalgehalte en metaalgehalte in de sleutelgewassen gras, snijmais, aardappelen, sla of andijvie, peen, bloemkool en peul.

Bovengenoemde bevindingen dat de overdrachtsrelatie bodem→plant mede afhankelijk is van de vorm waarin een stof aan de bodem is toegediend, hebben ook tot het besef geleid dat indien dit geldt voor de overdracht van bodem→plant, dit ook kan gelden voor de overdracht van plant→dier of mens. Met name bij de overdrachtsfactoren gras→rundvee (die niet zijn vastgesteld op basis van in het gras ingebouwde metalen, maar door het gras te mengen met verontreinigd slib of in water opgeloste metalen, Veterinaire Milieu Hygiënewijzer 1998, kan de vraag worden gesteld in welke mate deze overdrachtsfactoren representatief zijn voor de relatie gras→melk, lever, nier en overig vlees.

Vergeleken met de overige bodemgebruikvormen is de kennis met betrekking tot de relatie tussen terrestrische natuur en bodemkwaliteit beperkt. De grootste hiaten doen zich voor bij kwik, arseen, chroom en een aantal organische verontreinigingen (tabel 9). Een gerichte onderzoeksinspanning hiernaar is gewenst.

Binnen de natuurwereld heerst bij velen het beeld dat de streefwaarden Bodemkwaliteit (de veronderstelde van nature, oorspronkelijke bodemkwaliteit van Nederlandse bodems) synoniem zijn met de voor terrestrische natuur gewenste bodemkwaliteit. Voor zover de thans beschikbare kennis hiertoe toereikend is, blijkt dit niet het geval: evenals voor de overige onderscheiden bodemgebruikvormen blijkt ook voor terrestrische natuur de gewenste bodemkwaliteit lager te kunnen zijn dan de streefwaarden Bodemkwaliteit.

Maatregelen in situaties waarin de bodemkwaliteit onvoldoende is

Uit de overdrachtsrelaties blijkt eenvoudig in welke richting en in welke mate een bodemfactor moet worden gewijzigd om het gewasgehalte tot een gewenst niveau te laten dalen:

- 1 pH verhogen (soms daarentegen verlagen)
- 2 een profielingreep om door menging van bovengrond met de ondergrond of met van elders aangevoerde grond het lutum- of organische-stof gehalte te wijzigen;
- 3 door aanbrengen van een geheel nieuwe bovengrond.

Indien binnen de veehouderij het risico niet met de graskwaliteit maar met de kwaliteit van snijmaïs of bieten samenhangt, (bijv. hoge bodem-Cd gehalten) kan worden overgegaan om

- 1 het veevoedergewas alleen te telen op de minst riskante gronden binnen het bedrijf;
- 2 door bieten in het veerantsoen te vervangen door maïs of omgekeerd,
- 3 dan wel door aankoop van schoner ruwvoer van buiten het bedrijf.

De gewenste veevoederkwaliteit kan in deze situaties worden afgeleid met behulp van bijlage 1.

Samenvatting van de resultaten per stof

Cadmium.

Zowel de FBS-waarden als de voorlopers daarvan, de LAC-sigitaalwaarden, liggen boven de 90 percentielwaarden van het bestand met bodemsamenstellingen van niet (specifiek) verontreinigde gronden (Lamé et al, 1998). Dit betekent dat deze attenderingswaarden realistisch zijn in die zin dat overschrijding ervan alleen in situaties met bodemverontreiniging zal optreden. Een uitzondering hierop vormen de FBS-waarden voor beweide graslanden. De FBS-waarde voor deze bodemgebruikvorm (circa 0,23 mg Cd/kg droge grond) is een factor 10 strenger dan de LAC-sigitaalwaarde hiervoor en is gelijk aan de 50 percentielwaarden van de Cd-gehalten in niet verontreinigde bodems binnen Nederland. Het verschil tussen FBS-waarden en LAC-waarden wordt veroorzaakt doordat de LAC is uitgegaan van de veevoedernorm (maximaal 1 mg Cd / kg gras of hooi) terwijl de FBS-systematiek tevens rekening houdt met overdracht van gras naar dier en vervolgens met accumulatie in dierlijke organen en met de warenwetnormen hiervoor.

Het overeenkomen van de FBS-waarde met de 50 percentielwaarde van de niet verontreinigde gronden in ons land betekent dat de warenwetnormen voor runderlever en rundernier (resp. 0,5 en 2,5 mg Cd /kg product) dusdanig streng zijn, dat deze op 50% van de niet verontreinigde gronden in Nederland worden overschreden indien het rundveevoer uitsluitend uit gras afkomstig van deze gronden zou bestaan. Een tweede aanwijzing voor een relatief strenge warenwetnorm is dat ook lever en nieren van grote grazers op de Veluwe (edelhert, wild zwijn niet voldoen aan de normen voor cadmium (Wolkers et al, 1994).

De warenwet is weliswaar gebaseerd op volksgezondheidsoverwegingen doch beargumenteerd kan worden dat de hierbij gehanteerde veiligheidsmarge niet mag leiden tot een onterechte verontreinigd-verklaring van gronden.

Om het overschrijdingspercentage van de warenwetnorm terug te brengen tot 5% (op 95% van de niet-verontreinigde gronden voldoen dierlijke producten aan de normen voor humane consumptie) zou de warenwetnorm op basis van de gehanteerde afleidingen kunnen worden verhoogd tot 1,5 mg Cd /kg runderlever en 8 mg Cd /kg rundernier.

Aanbeveling verdient het derhalve deze Warenwetnormen te evalueren, om te beginnen door na te gaan in welke mate de Cd-normen in rundvee en –lever in de praktijk worden overschreden.

Voor de bodemgebruikvormen akkerbouw, fruitteelt en sierteelten bedraagt de FBS-waarde, gemiddeld over alle onderscheiden bodemtypen, eenzelfde orde van grootte als de gemiddelde LAC-waarde. De FBS-waarde nuanceert echter sterker naar bodemtype waardoor de spreiding tussen bodemtypen groter is dan de door LAC aangehouden verschillen tussen zand, veen en klei.

De FBS-waarde voor Cd in gronden waarop groenten of veevoedergewassen worden geteeld is een factor 3 à 6 hoger (minder streng) dan de LAC-waarde hiervoor: (de sterkst Cd-accumulerende) groenten en de veevoeder gewassen snijmais en suikerbieten, blijken minder Cd op te nemen uit de bodem dan destijds door de LAC werd aangenomen.

Lood

Met uitzondering van gronden bedoeld voor de teelt veevoedergewassen bedraagt de FBS-waarde, gemiddeld over alle onderscheiden bodemtypen, eenzelfde orde van grootte als de gemiddelde LAC-waarde. De FBS-waarde nuanceert echter ook voor lood sterker naar bodemtype waardoor met name voor bodems met hogere organische stofgehalten de FBS-attenderings-waarde (aanzienlijk) hoger is dan de 150 à 200 mg Pb/kg droge grond volgens LAC.

Voor akkerbouw daarentegen is de FBS-waarde tot een factor twee strenger dan de LAC-sigitaalwaarde. De LAC-waarde voor akkerbouw is destijds gebaseerd op het gedrag van groenten en aangenomen werd dat het gedrag van voor humane consumptie bedoelde aardappelen en granen hier mee overeen zou stemmen. Uit de IB- en Maasoevergronden-onderzoeken blijkt dat tarwe een aanzienlijk sterkere loodaccumulator is dan destijds door de LAC is aangenomen, en de warenwetnorm voor tarwe noopt derhalve tot een aanscherping van de bodemkwaliteitsnorm voor lood bij gebruik van de bodem voor akkerbouw.

Met uitzondering van akkerbouw op zand en löss zijn de laagste FBS-waarden nog steeds hoger dan de loodgehalten in niet als verontreinigd beschouwde gronden. Bij overschrijding van een

FBS-waarde voor lood, zal er in de praktijk dan ook daadwerkelijk sprake van bodemverontreiniging zijn. Op gangbare landbouwgronden wordt bij beweiding de warenwetnorm voor lood in orgaanvlees dus niet overschreden. Opmerkelijk is dat dit niet geldt voor nier respectievelijk nier en lever van edelhert en wild zwijn op de Veluwe, waarvan de bodem toch vrij algemeen als nauwelijks verontreinigd wordt verondersteld (Wolkers et al 1994).

Zoals hiervoor aangegeven kan overschrijding van de FBS-waarden voor akkerbouw (die is gebaseerd op de warenwetnorm voor tarwe) op zand en löss optreden zonder dat er duidelijk sprake is van bodemverontreiniging. De FBS-waarden komen overeen met de 75 percentielwaarde van de loodgehalten in niet specifiek verontreinigde bodems in Nederland. Dit betekent dat mogelijk (indien de achtergrond-loodgehalten in zand-, klei en veengronden elk in dezelfde orde van grootte liggen) in 25% van de Nederlandroge stoffe zand- en lössgronden een overschrijding van de Warenwetnorm voor lood mag worden verwacht indien de grond voor tarweteelt wordt gebruikt.

Ook hier zou kunnen worden gesteld dat de veiligheidroge stofmarge die wordt gehanteerd bij de afleiding van Warenwetnormen niet zou mogen leiden tot onterechte afkeuring van gronden. Indien hierin wordt meegegaan (minstens 95% van de 'schone' gronden in Nederland moet voor elke functie gebruikt kunnen worden) zou de Warenwetnorm voor tarwe moeten worden verhoogd van 0,5 naar 0,7 mg Pb / kg product.

Een complicatie hierbij is de vraag in welke mate het 'schone gronden'-bestand ten aanzien van lood daadwerkelijk als niet verontreinigd kan worden beschouwd. Gezien het feit dat loodverontreiniging in Nederland overwegend diffuus door het wegverkeer in het verleden is veroorzaakt, kan de vraag worden gesteld of er in Nederland überhaupt wel 'niet specifiek met lood belaste' gronden bestaan.

Kwik

Bij gebrek aan gegevens is in LAC-verband destijdroge stof slechts een attenderingswaarde voor het bodem-kwikgehalte gegeven die geldt voor alle bodemtypen en voor alle landbouwkundige bodemgebruiksvormen (2 mg Hg/kg *droge grond*). De FBS-waarden zijn over het algemeen strenger maar nog steeds hoger dan de 95 percentielwaarde van de kwikgehalten in niet verontreinigde Nederlandse gronden. Een uitzondering vormen de attenderingswaarden voor beweide grasland en akkerbouw op löss. Met 0,13 resp. 0,15 mg Hg/kg. droge grond komen deze overeen met de circa 62 percentielwaarde van de kwikgehalten uit het achtergrondwaardenbestand.

De FBS-waarde voor löss-akkerbouw vloeit uit fytotoxiciteit voor tarwe en betekent niet dat dergelijke lössgronden niet geschikt zijn voor tarweteelt maar dat rekening moet worden gehouden met opbrengstderving.

De attenderingswaarde voor löss-grasland vloeit voort uit de warenwetnorm voor het kwikgehalte in rundernier. De huidige waarde leidt er mogelijk toe (indien de achtergrond-kwikgehalten in löss in dezelfde orde van grootte liggen dan op zand-, klei en veengronden) dat op 35% van de lössgronden, hierop geteelde tarwe niet aan de warenwetnorm voldoet. Analooq aan het gestelde onder cadmium en lood speelt ook hier het argument dat de veiligheidroge stofmarge die wordt gehanteerd bij de afleiding van Warenwetnormen niet zou mogen leiden tot onterechte afkeuring van gronden. Indien de warenwetnorm voor kwik in rundernier zou worden verhoogd van 0,05 naar 0,1 mg/kg droge grond voldoet >95% van dit orgaanvlees afkomstig van niet verontreinigde löss, aan de warenwetnorm.

Arseen

Vergelijking van de FBS-waarden met de LAC-waarden voor arseen leert dat de waarden in dezelfde orde van grootte liggen maar ook hier de FBS-waarde sterker nuanceert naar bodemtype waardoor de spreiding groter is.

Voor alle bodemgebruiksvormen bevinden de FBS-waarden zich ruim boven de 95 percentielwaarden van de arseengehalten in het achtergrondwaardenbestand, waardoor er bij overschrijding van de attenderingswaarde nagenoeg steedsroge stof sprake zal zijn van bodemverontreiniging.

Koper

Met uitzondering van beweide grasland bedragen de FBS-waarden, gemiddeld over alle onderscheiden bodemtypen, eenzelfde orde van grootte als de gemiddelde LAC-waarden en zijn hoger dan de 95 percentielwaarde van de bodem-Cu gehalten uit het eerder genoemde achtergrondwaardenbestand. Met andere woorden: overschrijding van de FBS-waarden voor koper zal nagenoeg steeds met bodemverontreiniging samen gaan.

Met name de zorg voor het voor koperovermaat gevoelige Nederlandse schapenras Texelaar heeft destijds binnen de LAC geleid tot het gelijk stellen van het acceptabele bodemgehalte aan het acceptabele voergehalte. Het aandeel opgenomen grond bedraagt echter slechts een fractie (4%) van de hoeveelheid opgenomen ruwvoer en zelfs een worst case benadering (alle met de grond opgenomen Cu wordt in het lichaam gemobiliseerd) leidt tot aanzienlijk hogere acceptabele bodem-Cu-gehalten dan door de LAC uit voorzorg werden gehanteerd.

Nuancering naar blootstelling via gewas of hooi en via opgenomen grond, leert dat fytotoxiciteit voor gras zelfs een sterkere beperking betekent dan toxiciteit voor schapen.

De op gras-fytotoxiciteit gebaseerde FBS-waarde voor Cu is hoger dan het acceptabele Cu-gehalte voor de regenworm en de vraag doet zich voor in welke mate de regenworm deel behoort uit maken van gezond grasland. Aanwezigheid van wormenpopulaties onder grasland heeft ontegenzeggelijk voordelen onder meer voor de bodemstructuur en daarmee lucht- en vochthuishouding van het grasbestand. Op melkveebedrijven waar wormen aanwezig zijn wil men ze niet missen; echter op bedrijven waar ze nooit geweest zijn (jonge polders en droogmakerijen) worden ze niet gemist.

Indien de regenworm als essentieel element wordt beschouwd voor de bodemgebruikvorm wordt de Cu-FBS-waarde voor grasland gelijk aan die voor terrestrische natuur (zie ook de paragraaf nikkel hieronder).

Zink

Voor alle onderscheiden bodemgebruikvormen bedragen de FBS-waarden gemiddeld over alle onderscheiden bodemtypen, eenzelfde orde van grootte als de gemiddelde LAC-waarden. De FBS-waarde nuanceert echter sterker naar bodemtype waardoor met name voor bodems met hogere organische stofgehalten de FBS-attenderingswaarde hoger is dan de 150 à 350 mg Zn/kg dr. grond volgens LAC.

Nagenoeg alle attenderingswaarden zijn hoger dan de 95 percentielwaarde van de bodem-Zn gehalten uit het eerder genoemde achtergrondwaardenbestand. Overschrijding van FBS-waarden zal dan ook nagenoeg steeds met bodemverontreiniging samen gaan.

Nikkel en Chroom

Omdat de attenderingswaarden zowel voor nikkel als chroom volgens FBS en LAC op dezelfde fytotoxiciteit-onderzoeken zijn gebaseerd, ontlopen de attenderingswaarden elkaar nauwelijks. Vergelijking met de achtergrondwaarden uit het bestand met Ni-gehalten in niet verontreinigde Nederlandroge stoffe bodems leert dat planten dusdanig gevoelig zijn voor Ni-overmaat dat op 20 à 30% van de zand-, dal- en lössgronden de fytotoxiciteitsgrens overschreden wordt en opbrengstderving door Ni-overmaat dreigt. Ook de Ni-attenderingswaarde voor terrestrische natuur (met de regenworm als meest gevoelige organisme) wordt op 50% van de zand- en dalgronden overschreden (zie voor de relatie met consequenties hiervan voor grasland de overwegingen in de koperparagraaf hierboven).

De attenderingswaarden voor chroom, ook die voor terrestrische natuur, liggen ruim boven de 95 percentielwaarde van de bodemchromgehalten in niet verontreinigde gronden binnen Nederland. Overschrijding van de attenderingswaarde zal derhalve nagenoeg steeds met bodemverontreiniging gepaard gaan.

Organische verontreinigingen

Ook de FBS waarden voor organische verontreinigingen blijken allen hoger te zijn dan de 95-percentielwaarden van de betreffende gehalten uit het bestand van niet verontreinigde Nederlandse gronden en overschrijding van een attenderingswaarde zal steeds gepaard gaan met bodemverontreiniging.

Door een actualisatie van de overdrachtsfactoren bodem→plant en plant→dier, en door aanpassingen van warenwet en veevoedernormen wijken de FBS-waarden enigszins af van de destijds door LAC voorgestelde waarden. De grootste afwijkingen treden op bij dioxinen waar de overdrachtfactor bodem→plant een factor 100 lager blijkt te zijn dan de door LAC aangehouden waarde.

Samenvatting meest kritieke toetsingsaspecten en betrouwbaarheid

Om een beeld te kunnen vormen voor welk aspect een overschrijding van de FBS-waarde tot problemen kan leiden (en daarmee een beeld te kunnen vormen van de ernst van een overschrijding) wordt in onderstaande tabel per verbinding en bodemgebruikvorm aangegeven welk toetsingsaspect bij de betreffende FBS-waarde kritiek wordt.

Cadmium

Bodemgebruikvorm	Meest kritieke Toetsingsaspect	Betrouwbaarheid (r^2 van overdrachtsfactor of % gem. afwijking berekend vs gemeten over alle bestanden)
Grasland	warenwetnorm rundernier	90%
Veevoedergewassen	Veevoedernorm bieten	73%
Groenteteelten	warenwetnorm tarwe	47%
Fruitteelt	warenwetnorm sla	267%
Sierteelten	fytoxiciteit appel	0,44
Moestuin	fytoxiciteit als fruit	0,44
Speel- en ligweiden	TDI kinderen via sla / grond	0,80
Terrestrische natuur	idem	0,80
	toxiciteit regenworm	0,55

Lood

Bodemgebruikvorm	Meest kritieke Toetsingsaspect	Betrouwbaarheid (r^2 van overdrachtsfactor of % gem. afwijking berekend vs gemeten over alle bestanden)
Grasland	Warenwetnorm rundernier	58%
Veevoedergewassen	Veevoedernorm bieten	29%
Akkerbouw	Warenwetnorm tarwe	68%
Groenteteelten	Warenwetnorm spinazie	0,13
Fruitteelt	Warenwetnorm appel	0,20
Sierteelten	Fytoxiciteit als appel	(0,20)
Moestuin	TDI kinderen via spinazie/grond	0,13
Speel- en ligweiden	Idem	0,13
Terrestrische natuur	Toxiciteit regenworm	0,62

Kwik

Bodemgebruikvorm	Meest kritieke Toetsingsaspect	Betrouwbaarheid (r^2 van overdrachtsfactor of % gem. afwijking berekend vs gemeten over alle bestanden)
Grasland	Warenwetnorm rundernier	81%
Veevoedergewassen	Veevoedernorm bieten	129%
Akkerbouw	Fytoxiciteit tarwe	168%
Groenteteelten	Fytoxiciteit spinazie	0,35
Fruitteelt	Fytoxiciteit appel	0,24
Sierteelten	Fytoxiciteit als fruit	(0,24)
Moestuin	Fytoxiciteit spinazie	0,35
Speel- en ligweiden	Fytoxiciteit gras	0,81
Terrestrische natuur	Pm	

Arseen

Bodemgebruikvorm	Meest kritieke Toetsingsaspect	Betrouwbaarheid (r^2 van overdrachtsfactor of % gem. afwijking berekend vs gemeten over alle bestanden)
Grasland	Fytotoxiciteit gras	60%
Veevoedergewassen	Fytotoxiciteit bieten	94 %
Akkerbouw	Fytotoxiciteit aardappelen	76%
Groenteteelten	Bestrijdings middelenwet	
	Residunorm waspeen	0,16
Fruitteelt	Fytotoxiciteit appel	0,38
Sierteelten	Fytotoxiciteit als fruit	(0,38)
Moestuin	TDI kinderen via spinazie/grond	76%
Speel- en ligweiden	Idem	76%
Terrestrische natuur	Pm	

Koper

Bodemgebruikvorm	Meest kritieke Toetsingsaspect	Betrouwbaarheid (r^2 van overdrachtsfactor of % gem. afwijking berekend vs gemeten over alle bestanden)
Grasland	Fytotoxiciteit gras	0,71
Veevoedergewassen	Veevoedernorm snijmais	0,74
Akkerbouw	Fytotoxiciteit suikerbiet	0,63
Groenteteelten	Fytotoxiciteit sla	0,72
Fruitteelt	Fytotoxiciteit als sla	(0,72)
Sierteelten	Fytotoxiciteit als sla	(0,72)
Moestuin	Fytotoxiciteit als sla	0,72
Speel- en ligweiden	Fytotoxiciteit gras	0,75
Terrestrische natuur	Toxiciteit regenworm	0,48

Zink

Bodemgebruikvorm	Meest kritieke Toetsingsaspect	Betrouwbaarheid (r^2 van overdrachtsfactor of % gem. afwijking berekend vs gemeten over alle bestanden)
Grasland	Fytotoxiciteit gras	0,79
Veevoedergewassen	Fytotoxiciteit snijmais	0,78
Akkerbouw	Fytotoxiciteit aardappelen	0,92
Groenteteelten	Fytotoxiciteit sla	0,90
Fruitteelt	Fytotoxiciteit als akkerbouw	(0,92)
Sierteelten	Fytotoxiciteit als akkerbouw	(0,92)
Moestuin	Fytotoxiciteit als sla	0,90
Speel- en ligweiden	Fytotoxiciteit gras	0,79
Terrestrische natuur	Toxiciteit regenworm	0,53

Nikkel

Bodemgebruikvorm	Meest kritieke Toetsingsaspect	Betrouwbaarheid (r ² van overdrachtsfactor of % gem. afwijking berekend vs gemeten over alle bestanden)
Grasland	Fytotoxiciteit	pm
Veevoedergewassen	Fytotoxiciteit	pm
Akkerbouw	Fytotoxiciteit	pm
Groenteteelten	Fytotoxiciteit	pm
Fruitteelt	Fytotoxiciteit	pm
Sierteelten	Fytotoxiciteit	pm
Moestuin	Fytotoxiciteit	pm
Speel- en ligweiden	Fytotoxiciteit	pm
Terrestrische natuur	Toxiciteit regenworm	0,52

Chroom

Bodemgebruikvorm	Meest kritieke Toetsingsaspect	Betrouwbaarheid (r ² van overdrachtsfactor of % gem. afwijking berekend vs gemeten over alle bestanden)
Grasland	Fytotoxiciteit	pm
Veevoedergewassen	Fytotoxiciteit	pm
Akkerbouw	Fytotoxiciteit	pm
Groenteteelten	Fytotoxiciteit	pm
Fruitteelt	Fytotoxiciteit	pm
Sierteelten	Fytotoxiciteit	pm
Moestuin	Fytotoxiciteit	pm
Speel- en ligweiden	Fytotoxiciteit	pm
Terrestrische natuur	Toxiciteit gras	pm

Organische verontreinigingen (normen gebaseerd op relatief weinig metingen: geen gegevens met betrekking tot betrouwbaarheid bekend)

Bodemgebruikvorm	Stof	Meest kritieke Toetsingsaspect
Grasland	Aldrin dieldrin endrin ddt/dde	Warenwetnorm voor melk
veevoeder	Bhch chch Heptachloor HCB	Idem
	PCB dioxine MCPA	Idem
	Ahch	Veevoedernorm voor gras
Akkerbouw terrestrische natuur	Aldrin dieldrin endrin ddt/dde	Veevoedernorm voor snijmaïs
	Ahch, bhch chch (lindaan)	Idem
	Heptachloorhcb PCB dioxine	Idem
	Ddt/dde	Warenwetnorm tarwe
	Ddt/dde	No observed effect evertebraten
	CHCH (lindaan)	No observed effect regenworm
	Pcb	Idem
	Mcpa	Idem

1 Inleiding

Niet alleen het stedelijke gebied maar ook het landelijke gebied ondervindt een langzaam voortschrijdende verontreiniging van de bodem. Op lokale schaal was vaak al sprake van soms ernstige verontreiniging uit het verleden. Maar ook in niet-specifiek verontreinigde bodems krijgen de gevolgen van diffuse verontreinigingsprocessen een steeds groter betekenis. Zorgpunten hierbij zijn de overschrijdingen van normen voor de gewenste bodem en waterkwaliteit voor natuurontwikkeling, voor het landbouwkundig productievermogen van de grond, voor voedsel- en drinkwaterveiligheid en voor recreatieve vormen van bodemgebruik.

De bescherming van de bodemkwaliteit heeft dan ook de laatste jaren een steeds belangrijker plaats ingenomen in het milieubeleid. Centraal hierin staan bodemkwaliteitsnormen: de streefwaarden uit de Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen Bodem en Water (Milbowa, VROM 1991), de samenstellingswaarden voor schone grond volgens het Bouwstoffenbesluit Bodem- en oppervlaktewaterbescherming (Staatscourant 1995, 30/11) en de interventiewaarden uit de Circulaire Interventiewaarden Bodemsanering (Staatscourant, 1994, 95). Bijlage 1 geeft een verklaring van de hierbij gebruikte terminologie.

1.1 Probleemstelling

Hoewel LNV begin jaren 80 reeds met de eerste LAC-sigitaalwaarden een proactieve rol speelde met betrekking tot bodemkwaliteit, lagen sindsdien de initiatieven met betrekking tot bodemkwaliteit overwegend bij het Ministerie van VROM waarbij men zich vooral richtte op een algemene basiskwaliteit die sterk ecologisch gericht is.

Zo leidt het gebruik van algemene basisnormen voor bodemkwaliteit zoals uit de Milbowa of het Bouwstoffenbesluit, in de praktijk tot knelpunten die zijn terug te brengen tot een drietal oorzaken:

1. de soms onevenredig hoge bodemkwaliteitseisen die voortvloeien uit het multifunctionaliteitsbeginsel, samen met de inconsistente relatie tussen streefwaarden en natuurlijke bodemsamenstelling;
2. gebruik van niet representatieve getalswaarden en één op één doorvertaling ervan in toetsingsprotocollen;
3. oneigenlijk gebruik van de streefwaarden door overheidsinstanties.

Door nieuwe onderzoeksresultaten alsmede het functiegericht worden van het bodemkwaliteitsdenken is thans het gevoel ontstaan dat de huidige normen nuancering behoeven.

Nieuwe 'biobeschikbare' methodieken zoals calciumchloride-extractie lijken een aanzienlijk betere relatie te leggen tussen bodemkwaliteit en risico, en ook de toetsingsprotocollen kunnen soms sterk worden verbeterd.

1.2 Projectdefinitie

Gezien de in het voorgaande geschetste noodzaak van een functiegericht bodembeleid heeft de Directie VVM verzocht om een ex ante evaluatie naar een functiegerichte bodemkwaliteitsystematiek waarmee dit beleid zou kunnen worden geïmplementeerd. Hiertoe is de volgende projectdefinitie geformuleerd.

Opdracht

- 1 Ontwikkel opties voor een beslissingsondersteunend afwegingskader voor een functie-afhankelijke beoordeling van bodemkwaliteit. Einddoel is een stelsel van bodemgebruikvorm-afhankelijke bodemsamenstellingswaarden waarbij het betreffende gebruik ernstig dreigt te worden beperkt, waarbij tevens is aangegeven waaruit het risico bestaat en tot welke overschrijding het risico met aangepaste gebruiksmaatregelen beheersbaar is.
- 2 Voorzie beleidsmatige en maatschappelijke consequenties van overschakeling van het huidige afwegingskader naar de voorgestelde systematieken .

De aldus af te leiden bodemkwaliteitswaarden worden verondersteld zich te bevinden tussen de streefwaarden, en de interventiewaarden waarbij bodemsanering wettelijk verplicht is. De FBS-waarden vervullen daardoor een tweetal functies:

- 3 Zij vormen attenderingswaarden (signaalwaarden) waarbij de betreffende bodemgebruikvorm tot problemen kan leiden;
- 4 In geval een bodem een interventiewaarde overschrijdt vormen de FBS-waarden de bodemkwaliteit waaraan de bodem na sanering minimaal dient te voldoen (minimale terugsaneringswaarden).

Fasering

1e fase *Knelpuntenanalyse en oplossingsrichtingen*

In de eerste fase die begin 1999 werd afgerond, wordt voor de meest gangbare vormen van grondgebonden bodemgebruik aangegeven waar op dit moment daadwerkelijk knelpunten voorkomen die het gevolg zijn van bodem- of grondwaterverontreiniging, dan wel waar bij de thans te voorziene autonome ontwikkeling binnen 25 jaar knelpunten kunnen worden verwacht. Te denken valt primair aan bodemfuncties als natuur, melkveehouderij, overige veehouderij, akkerbouw/vollegrondsgroente, volkstuinten, sierteelten, fruit, iebos, openbaar siergroen, en speel- en ligweiden. Aspecten daarbij bleken: vegetatie-ontwikkeling/fysieke gewasopbrengst, vegetatiesamenstelling, volksgezondheid, diergezondheid, biodiversiteit.

2e fase *Evaluatie van bestaande systematieken*

In de tweede fase –waarvan deze nota de weerslag vormt- is een studie verricht (ex post resp. ex ante evaluaties) naar de mate waarin de thans beschikbare of in ontwikkeling zijnde systematieken voor dit project kunnen worden gebruikt. Centraal hierbij staat een evaluatie en actualisatie van de sinds 1991 in gebruik zijnde LAC-signalwaarden.

3e fase *Van totaal naar biobeschikbaar*

Afhankelijk van de uitkomst van de tweede fase worden in de derde fase de onvolkomenheden aangegeven die samenhangen met de thans gangbare analysemethodieken (totaalgehalten) en de in fase twee geactualiseerde beoordelingsmethodiek en wordt geïnventariseerd welke (onderzoeks)inspanningen naar nieuwe methodieken wenselijk zijn met betrekking tot biobeschikbaarheid van bodemverontreinigingen (relatie bodem-plant-dier-mens).

4e fase *Eindvoorstellen*

Opties voor een werkbare systematiek: op basis van het in fase twee ontwikkelde stelsel van attenderingswaarden zal worden aangegeven in welke mate een verontreiniging tot een beperking van een bodemgebruikvorm leidt; waaruit de beperking bestaat en met welke aangepaste maatregelen het risico eventueel beheersbaar blijft. Daarbij worden de beleidsmatige consequenties aangegeven die samenhangen met een overschakeling van de huidige naar de voorgestelde systematiek.

2 Verantwoording en werkwijze

De essentie van deze nota vormt een actualisatie van de LAC-sigitaalwaarden uit 1991. Hoewel de LAC-91 waarden in een grote behoefte hebben voorzien en nog steeds voorzien, zijn er de afgelopen jaren enige vragen gerezen die noopten tot een heroverweging van de systematiek. Een viertal aspecten vroeg om aandacht:

- 1 De LAC-sigitaalwaarden zijn strijdige met overeenkomstige bodemkwaliteitswaarden in andere systematieken (VNG, BKH);
- 2 De basis onder de LAC-systematiek werd gevormd door wettelijke productkwaliteitsnormen; nieuwe Warenwet-, EG-, en Productschap Vee-normen voor landbouwen zijn sinds 1991 echter niet meer in de systematiek verwerkt;
- 3 Onderzoeksresultaten van verontreinigde locaties wijzen op een noodzaak naar nuancering; inmiddels staat onomstotelijk vast dat de bodemkwaliteitswaarde in sterke mate afhankelijk is van de overige bodemsamenstelling en niet enkel van het gehalte van een (potentieel) toxische stof zelf .
- 4 Nieuwe beleidsmatige inzichten en maatschappelijke wensen met betrekking tot het omgaan met risico's: afwenteling in tijd en plaats wordt niet langer geaccepteerd. Gezien de steeds voortgaande diffuse bodemverontreiniging is er geleidelijk aan een besef gegroeid dat de mogelijkheden tot het gebruik van een schonere omgeving (bodems) buiten de eigen leefomgeving wellicht eindig is. Maatschappelijk is er een druk ontstaan meer uit te gaan van (verantwoordelijkheid voor) de eigen leefomgeving; van zelfvoorzienendheid en kringloop-denken op lokale schaal. Het "omlaag middelen" van de eigen gezondheidsrisico's door gebruik van elders geteelde, schonere producten (en impliciet het gebruik van de bijbehorende schonere bodems) wordt steeds meer als ongewenste afwenteling van risico's gezien.

Gezien de snelle politieke en maatschappelijke ontwikkelingen met betrekking tot het bodemverontreiniging-beleid was de beschikbare tijd voor de actualisatie beperkt tot de eerste helft van 1999. Besloten is daarom de studie te beperken tot literatuur onderzoek en evaluatie van bestaande meetresultaten. Eventueel gewenst nieuw op te starten onderzoek zou kunnen voortvloeien uit het project doch kon er geen onderdeel van zijn.

Werkwijze

De essentie van de studie betrof een literatuurstudie naar bodemparameter-afhankelijke overdrachtsfactoren bodem→gewas: welk bodemgehalte leidt tot welk gewasgehalte en welke rol hierbij spelen andere bodemparameters als organische-stofgehalte, lutumgehalte en pH. De in de literatuur aangetroffen overdrachtsrelaties zijn vervolgens op betrouwbaarheid en nauwkeurigheid getoetst aan gemeten bodemgehalten en gehalten in daarin groeiende vegetaties. Hierbij is gebruik gemaakt van 2 grote bestanden: het Landelijke IB-onderzoek uit de beginjaren 80 (Wiersma et al 1985) en het Maasoevergrondenbestand (Projectgroep Zwarte metalen in Maasoevergronden, 1987).

Ook uit deze bestanden zelf werden empirisch regressierelaties afgeleid tussen bodemparameters en plantengehalte en getoetst op nauwkeurigheid en betrouwbaarheid aan de hand van het eigen bestand zelf en het andere bestand. De overdrachtsrelatie met de geringste afwijkingen tussen gemeten en voorspelde gehalten werd geadopteerd waarbij een drietal criteria werd gehanteerd:

- 1 Laagste gemiddelde afwijking tussen berekende en gemeten gehalten in bodems met gehalten hoger dan de 90 percentielwaarde van niet (specifiek) verontreinigde gronden in Nederland (Lamé 1996).
- 2 Geringste gemiddelde afwijking tussen gemeten en berekende gehalten over alle meetwaarden
- 3 Overdrachtsrelatie mag geen negatieve gehalten voorspellen in bodems met gangbare samenstellingen.

Deze studie bleef niet beperkt tot landbouwkundige vormen van bodemgebruik maar ook recreatieve bodemgebruiksvormen en relaties tussen bodemkwaliteit en terrestrische natuur werden in de evaluatie betrokken.

Daarnaast vond een actualisatie plaats van de wettelijke kwaliteitsnormen voor landbouwproducten, van humane gezondheidsnormen (maximaal toelaatbare dagelijkse inname, groenteconsumptie uit eigen moestuin, ingestie van grond door buiten spelende kinderen), van toxiciteitgegevens voor organismen in ecosystemen. en werden de overdrachtsfactoren voedsel > dier en dier > dierlijk product geactualiseerd.

Vervolgens werd door combinatie van bodemsamenstelling, overdrachtfactoren en maximaalimale gehalten (wettelijk, humaan-toxisch, fytotoxisch of ecotoxisch) de maximaalimale bodemsamenstelling afgeleid voor arseen, de belangrijkste zware metalen en een aantal potentiële organische verontreinigingen. Hierbij zijn meerdere criteria gebruikt:

- 1 Maximaalimaal toelaatbaar gehalte in de bodem zelf
- 2 Maximaalimaal toelaatbaar gehalte in de plant
- 3 Maximaalimaal toelaatbaar gehalte in diervoer
- 4 Maximaalimaal Toelaatbare Dagelijkse Inname (TDI)
- 5 Maximaalimaal toelaatbaar gehalte in dierlijk product (vlees, melk, lever, nier, ei)

Elk criterium leidt op een afzonderlijke wijze tot een bodemkwaliteitswaarde. Bijlage 1 geeft voor elk genoemd criterium de relevante afleiding (rekenregels).

De onderscheiden bodemgebruiksvormen zijn:

Landbouw	Beweid grasland Veevoedergewassen Akkerbouw Groenteteelten Fruit Sierteelten
Recreatie	Moestuin Kampeerterein, zon-, speel-, ligweiden
Natuur	Terrestrische natuur

Per gebruiksvorm bleek gewoonlijk een specifiek aspect van het gebruik (deelgebruik) tot het meest kritieke criterium voor de gebruiksvorm te leiden. Zo blijkt voor landbouwkundige bodemgebruiksvormen het ene gewas aanzienlijk gevoeliger voor een verontreiniging te zijn dan het andere en het meest gevoelige gewas waarvan de teelt een gebruikelijk onderdeel vormt van de betreffende bodemgebruiksvorm, wordt daarmee bepalend voor de acceptabele bodemkwaliteit voor die gebruiksvorm.

De belangrijkste met de bodem zelf samenhangende parameters blijken te zijn: het lutumgehalte –uitgedrukt op de droge minerale delen-, het organische stofgehalte –uitgedrukt op de droge grond-, en de zuurgraad –uitgedrukt als pH_{KCl} -.

Deze relevante bodemparameters gelden voor de bewortelingsdiepte (gewassen) of toplaag (ingestie van grond door dier en kind). Een versturende factor hierbij is dat organische stofgehalte en pH veelal veranderen met de diepte (nemen gewoonlijk af). Daarnaast hangen beide tevens samen met de bodemgebruiksvorm. Na verandering van bodemgebruik zullen de evenwichtswaarden behorende bij de nieuwe bodemgebruiksvorm eerst na enige tijd gerealiseerd zijn: pH stijgingen zullen nagenoeg uitsluitend door bekalking plaats vinden en zijn binnen enkele maanden na een bodemgebruiksverandering gerealiseerd.

Daling van pH daarentegen vindt door natuurlijke processen plaats met circa 0,1 pH-eenheid per jaar. Veranderingen van organische stofgehalte -zowel stijging als daling- treedt op met snelheden in de orde van grootte van 1% per jaar.

Correspondeert voor beweid grasland en vele groentegewassen de bewortelingsdiepte met de bouwvoor (0- 30 cm diepte), voor vele andere landbouwgewassen wordt in menige bodem ook de ondergrond beworteld waarin gewoonlijk een lager organische stofgehalte heerst. Ook pH en vaak ook lutumgehalte wijken in de ondergrond gewoonlijk af van die in de bouwvoor: zowel hogere als lagere waarden komen voor.

Voor de dieper wortelende vegetaties (veevoedergewassen, akkerbouw en fruit) is daarom voor bodems die een diepere beworteling toelaten (zavel, klei dalgronden en löss) het gemiddeld voorkomende organische stofgehalte in de bouwvoor van deze bodems teruggemiddeld evenredig met het aandeel van de bewortelingsdiepte dieper dan 30 cm in deze bodems (70 cm), daarbij rekening houdend met de gemiddelde gehalten aan organische stof in deze ondergronden zelf.

3 De afleiding van de afzonderlijke FBS-waarden

3.1 Cadmium

3.1.1 Cd-Grasland

De gepubliceerde overdrachtsfactoren bodem-gewas (bijlage 2) leiden voor gras tot zeer uiteenlopende signaalwaarden. Toetsing van deze overdrachtsfactoren vond plaats aan de hand van circa 90 beschikbare relaties tussen zeer uiteenlopende bodems en het Cd-gehalte in de bijbehorende grasvegetatie (IB, Nota 138,1985) en aan de hand van 33 gemeten relaties in verontreinigde situaties uit het Maasoevergrondenonderzoek (Projectgroep 1987). Uit beide bestanden zelf werden eveneens overdrachtsrelaties bodem-gewas afgeleid.

Omdat juist de hogere Cd-gehalten kritiek zullen zijn is naast de gemiddelde afwijking tussen gemeten en berekende gehalten, tevens beoordeeld in welke mate een overdrachtsfactor bodem- of gewasgehalten correct voorspelt in situaties van bodemverontreiniging. Op basis van de bodems in beide bestanden met gehalten hoger dan de 90 percentielwaarde van de achtergrondconcentratie volgens Lamé et al (1998) (90 percentielwaarde van niet-specifiek verontreinigde gronden) is voor elke overdrachtsfactor zowel de gemiddelde afwijking tussen gemeten en voorspeld gehalte, als de totale som van onder- en overschatting beoordeeld. Op basis van de afwijkingen tussen berekende en gemeten gehalten bleek de overdrachtsrelatie afgeleid uit het Maasoevergronden onderzoek ($r^2 = 0,51$ voor dit bestand) veruit het meest geschikt:

$$B_c = P_c * 10^{(-0,0032 * \log(I_{\text{utum}}) + 0,037 \log(O_s) + 0,27 * \log(\text{pH}) - 0,79)}$$

Naast een fytotoxisch criterium (groeiremming bij >5 mg Cd /kg in lichte zandgronden volgens LAC-91, overeenkomend met een fytotoxisch gewasgehalte van 19 mg/kg droge stof) bestaat er een veevoeder criterium (1 mg Cd/kg droge stof) en een viertal warenwetten : voor melk, lever, nier en overig vlees. Gecombineerd met de relevante overdrachtsfactor gras→dier resulteert dit in totaal 6 Cd-bodemkwaliteits-waarden voor weiland.

Algemene conclusie

De meest kritieke waarde blijkt de combinatie van warenwetnorm voor rundernier met de overdrachtfactor veevoer>nier te zijn. Hierdoor wordt het kritieke bodem-cadmiumgehalte voor beweide grasland gelijk aan:

$$B_c = (2,5 * 15,5) / (2,99 * ((1/10^{(-0,0032 * \log(I_{\text{utum}}) + 0,037 * \log(\text{organische stof.}) + 0,27 * \log(\text{pH}) - 0,79)}) * 15 + 0,5))$$

Tabel 1 geeft voor de meest voorkomende bodemtypen in ons land de gemiddelde samenstelling bij de betreffende bodemgebruikvorm (pH en organische stofgehalte zijn bodemgebruiksafhankelijk) en de bijbehorende functieafhankelijke bodemkwaliteitswaarden.

3.1.2 Cd-Veevoedergewassen

Buiten gras zijn de belangrijkste veevoedergewassen (suiker)bieten(koppen) en snijmaïs. Hoewel in het landelijke onderzoek (Van Wiersum et al 1985) de mediaanwaarde van de gehalten aan Cd in suikerbieten weliswaar hoger is dan in maïs, bleek ook het corresponderende bodemgehalte hoger te zijn dan in de maïspercelen. Uit een ander onderzoek dat specifiek werd gericht op belaste gronden (Maasoevergrondenonderzoek, Projectgroep, 1987) bleek dat bij grotere Cd-belastingen van de bodem, in suikerbietenkoppen+loof de veevoedernorm aanzienlijk vaker wordt verschreden dan voor snijmaïs (in 31 resp. 8% van de onderzochte locaties). Ook de Veterinaire Milieuhygiënewijzer noemt van de veevoedergewassen vooral bieten een accumulator bij uitstek voor cadmium, waarmee dit gewas normerend wordt voor de bodemkwaliteit voor veevoedergewassen.

Uit de literatuur zijn geen bodemsamenstelling-afhankelijke overdrachtsfactoren bodem→suikerbiet bekend. Wel leidden Wiersma et al (1985) een directe relatie af tussen gewasgehalte en totaalgehalte in de bodem. Hoewel zij hiervoor een correlatiecoëfficiënt noemen van 0,74 (onder weglating van een aantal uitbijters) bedraagt r^2 voor het gehele bestand niet meer dan 0,017. Gebruik making van het door hen gepubliceerde gegevensbestand (50 locaties) kunnen overdrachtsfactoren worden afgeleid met een correlatiecoëfficiënten tussen voorspelde en gemeten gehalten van $r^2 = 0,4$.

Ook uit het Maasoevergrondenproject zijn zowel op basis van het gehele bestand als voor de 20 sterkst met Cd verontreinigde bodems, overdrachtsfactoren afgeleid. De geringste afwijkingen tussen berekende en gemeten gehalten worden gevonden met de uit het totale Maasoevergrondenbestand afgeleide relatie:

$$B_c = P_c \cdot 10^{(0,0025 \cdot (\% \text{ lutum}) + 0,04 \cdot (\% \text{ org. st.}) + 0,288 \cdot (\text{pH}) - 1,74)}$$

Algemene conclusie

Vergelijking van het fytotoxische criterium (groeiremming bij $>5 \text{ mgCd /kg}$ in lichte zandgronden volgens LAC-91, omgerekend naar een fytotoxisch gehalte in de suikerbietenkoppen van $5,8 \text{ mg/kg}$ droge stof) met het veevoeder criterium (1 mg Cd/kg vers product, overeenkomend met 9 mg/kg droge stof) leert dat fytotoxiciteit bepalend is voor de acceptabele bodemkwaliteit, waardoor:

$$B_c = 5,8 \cdot 10^{(0,0025 \cdot (\% \text{ lutum}) + 0,04 \cdot (\% \text{ org. st.}) + 0,288 \cdot (\text{pH}) - 1,74)}$$

De overdrachtsfactor voor suikerbietenkoppen (bodem→plant en vervolgens naar de nier) is lager dan de meest kritieke overdrachtsfactor voor gras (bodem→plant→nier). Dit betekent dat op landbouwbedrijven waar binnen het eigen bedrijf op grote schaal bieten worden geteeld ten behoeve van veevoeding, ook de warenwetnorm voor orgaanvlees (nieren) beperkend kan worden voor de acceptabele bodemkwaliteit voor bietenteelt.

In de praktijk bestaat het rantsoen van rundvee zelden uitsluitend uit bieten en wordt het risico voor een belangrijk deel door de overige voeding bepaald. Mocht er echter binnen een landbouwbedrijf een risico voor overschrijding van de Cd-normen in rundvlees bestaan, dan kunnen deze voor een belangrijk deel worden teruggedrongen door bieten uitsluitend van de minst verontreinigde gronden te betrekken of bieten in het rantsoen te vervangen door snijmaais of gras.

3.1.3 Cd-Akkerbouw

De bodemgebruikvorm 'Akkerbouw' is hier gedefinieerd als landbouw met bouwplannen bestaande uit aardappelen, suikerbieten en granen, eventueel met gewassen die niet door mens of dier worden geconsumeerd. Indien er groenteteelten in de vruchtwisseling worden opgenomen worden deze voor Cd niet limiterend en blijft de onderstaande voor akkerbouw zelf afgeleide norm bepalend voor de gewenste bodemkwaliteit.

Naast door LAC-91 in algemene zin (voor alle gewassen) gehanteerde fytotoxische bodemkwaliteitscriterium (5 mg/kg droge lichte zandgrond) geldt voor de akkerbouwgewassen alleen voor tarwe (granen) en aardappelen een warenwetnorm. Deze normen zijn echter niet gelijk: granen mogen maximaal $0,15 \text{ mg/kg}$ product bevatten en aardappelen $0,1 \text{ mg/kg}$ vers product. Daarnaast zou voor suikerbieten (niet direct voor humane consumptie gebruikt) het veevoeder criterium kunnen worden gehanteerd om bietenkoppen afkomstig van akkerbouwgronden voor veevoeding te mogen gebruiken.

Wiersma et al (1985) leidden een directe relatie af tussen tarwegehalte en totaalgehalte in de bodem ($r^2 = 0,27$). De bijbehorende gehalten aan lutum en organische stof alsook de pH zijn echter wel bekend en gebruikmaking van het door hen gepubliceerde gegevensbestand (75 locaties) geeft voor de 'best fitting' overdrachtsfactor een correlatiecoëfficiënt tussen voorspelde en gemeten tarwegehalten van $r^2 = 0,30$.

Daarnaast geeft Römken (1999) zowel voor tarwe als aardappelen bodemsamenstelling-afhankelijke overdrachtsfactoren.

Ook uit het Maasoevergrondenproject kunnen overdrachtsfactoren worden afgeleid. Dit is zowel gedaan op basis van het gehele bestand als alleen voor die locaties waar het gewasgehalte (tarwe) de warenwetnorm overschrijdt (Maasoever-11 bestand).

Vergelijking van de voorspellingen door de diverse overdrachtsfactoren aan de gemeten waarden leert dat voor tarwe onderstaande Maasoever-11 relatie de geringste afwijkingen tussen gemeten en berekende waarden vertoont:

$$B_{\text{ctarwe}} = P_c / (1/10^{(-0,37 \cdot \log(\% \text{lutum}) + 0,89 \log(\% \text{organische stof}) - 0,25 \log(\text{pH}) + 1,04)})$$

met een r^2 van 0,88 voor het eigen bestand.

Opmerkelijk is hierbij dat zowel een toenemend lutumgehalte als pH tot een hogere overdrachtsgehalte (hoger gehalte in de plant bij een gegeven bodem-Cd-gehalte) leidt, terwijl verwacht mag worden dat lutum Cd bindt en tot een lagere biobeschikbaarheid leidt. De verklaring hiervoor is wellicht dat er voor bodems waar ook overstromingswater een belangrijke Cd-bron vormt, er een fysisch-geografische relatie bestaat tussen Cd-depositie en lutum-depositie (Cd wellicht overwegend aan de lutumdelen in het overstromingswater gebonden?). Het netto-effect hiervan (indien overstromingswater een belangrijke bodemvervuilingsbron is neemt zowel totaal Cd gehalte in de bodem als de sterkte van de binding in de bodem toe met lutumgehalte) is een hogere biobeschikbaarheid (effect van hogere Cd gehalte domineert). Dit zou betekenen dat er een Cd-bron-afhankelijke overdrachtsrelatie bodem → plant bestaat met als uitersten enerzijds uitsluitend atmosferische depositie, en anderzijds droge stof overstroming met vervuild rivierwater, ophoging met havenslib en/of slootbagger.

Voor aardappelen geeft het landelijke IB bestand slechts relaties met correlatiecoëfficiënten van 0,09 tussen gemeten en voorspelde gehalten. Voorspelling van gewasgehalten uit bodemgehalten volgens Römken (1999) levert nog aanzienlijk grotere afwijkingen op tussen berekende en gemeten gehalten.

Uit het Maasoevergrondenbestand kon daarentegen voor aardappelen een overdrachtsrelatie worden afgeleid met een correlatiecoëfficiënt r^2 van 0,77.

Aldus resteert er een zestal criteria voor akkerbouw: voor zowel aardappelen, tarwe als suikerbieten een fytoxisch criterium, voor suikerbieten een kwaliteitsnorm om de bietenkoppen en het loof als veevoeder te mogen gebruiken en voor aardappelen en tarwe een warenwetnorm.

Algemene conclusie

Tarwe blijkt van de akkerbouwgewassen de sterkste Cd-accumulator. Omdat tarwe gewoonlijk in sterk gedroogde vorm in graanen wordt verwerkt is de warenwetnorm hiervoor -welke op zich geldt voor het verse product- naar tarwe toe op droge-stofbasis gebruikt. Hoewel deze warenwetnorm voor tarwe minder streng is dan voor aardappelen (0,1 mg / kg vers product) neemt tarwe cadmium in dusdanige sterkere mate op dan aardappelen dat deze warenwetnorm voor tarwe sterker beperkend blijkt te zijn en daarnaast meer beperkend is dan de fytoxische grenswaarde voor tarwe. Gronden zijn derhalve zonder grote risico's geschikt voor akkerbouw indien het Cdgehalte lager is dan:

$$B_c = 0,15 \cdot 10^{(-0,37 \cdot \log(\% \text{lutum}) + 0,88 \cdot \log(\% \text{organische stof}) + 0,25 \cdot \log(\text{pH}) + 1,04)}$$

Tabel 1b geeft van bovenstaande rekenregel afgeleide attenderingswaarden voor de belangrijkste in Nederland voorkomende bodemtypen.

3.1.4 Cd-Groenteteelten.

De bodemgebruikvorm Groenteteelten bestaat uit zeer uiteenlopende teeltplannen met grote verschillen in bioaccumulatie van verontreinigingen: zowel naar plant als naar aard van de verontreiniging. Zowel Römken, Van Gestel, als Sauerbeck geven bodemparameter afhankelijke overdrachtsrelaties voor radijs, resp. sla resp. een groentepakket.

Zowel in het landelijke IB onderzoek als in het Maasoevergrondenonderzoek zijn bodem- en gewasgehalten gemeten en blijkt dat Cd het sterkst accumuleert in sla en andijvie. De fytoxische bodemkwaliteitswaarde (5 mg/kg dr gr in lichte zandgronden) wordt voor alle gewassen gelijk geacht (LAC-91) waarmee uitsluitend de gewasspecifieke overdrachtsfactor fytoxisch beperkend wordt.

De warenwet stelt ten aanzien van het toelaatbare Cd-gehalte aan bladgroenten een lagere eis (hoger toelaatbaar gehalte) dan aan de overige groenten: het verschil bedraagt een factor 2. Desondanks zijn in het Maasoevergrondenonderzoek, waarin 10 verschillende groentesoorten zijn

onderzocht alleen voor sla en andijvie normoverschrijdingen geconstateerd. Met andere woorden; indien de bodem ten aanzien van Cd, kwalitatief geschikt is voor de teelt van sla en andijvie zal deze ook voor de overige groenteteelten geschikt zijn.

Het bestand van het landelijke onderzoek kent 76 bodem-gewasrelaties voor sla. Deze hebben allen betrekking op kasgronden en de hieruit afgeleide overdrachtsfactoren gaan alleen gepaard met correlatiecoëfficiënten tot $r^2 = 0,5$ voor de relatie gemeten en voorspeld gehalte.

Voor andijvie zijn de gronden in het landelijke bestand afkomstig van buitenpercelen en hiervoor konden overdrachtsrelaties met correlatiecoëfficiënten tot 0,34 worden afgeleid.

Uit het Maasoevergrondenbestand afgeleide overdrachtrelaties kennen hogere correlatiecoëfficiënten: tot 0,8 voor sla en $r^2 = 0,82$ voor andijvie. Hierbij blijkt sla een enigszins grotere Cd-accumulator te zijn dan andijvie. Toetsing van de in de literatuur vermelde en uit de bestanden afgeleide overdrachtsfactoren leert dat (zeker voor hogere gehalten) de relaties afgeleid uit het Maasoevergrondenbestand, de geringste afwijkingen geven tussen berekende en gemeten gehalten. Omdat sla Cd sterker accumuleert dan andijvie is gekozen voor de overdrachtsfactor die werd afgeleid voor sla.

Algemene conclusie

Toetsing aan de grenswaarden voor fytotoxiciteit (1 mg/kg) en warenwetnorm leert dat voor sla de warenwetnorm (0,2 mg/kg product) beperkender is voor het toelaatbare bodem-Cd gehalte dan de fytotoxiciteitsgrens.

De attenderingswaarde voor Cd in bodems met groenteteelten wordt daarmee gelijk aan:
 $B_c = 0,2 * 10^{(0,41 * \log(\%lutum) + 0,49 * \log(\%organische\ stof) + 4,38 * \log(pH) - 2,9)}$

3.1.5 Cd-Fruit

In de literatuur zijn voor fruitteelten geen overdrachtsfactoren bodem→vrucht voor cadmium aangetroffen. Het bestand van het landelijke onderzoek kent echter 2 bestanden met elk 50 bodem-gewasrelaties voor de apperassen Cox's oranges en Golden delicious. Omdat het ras Cox's zowel in iets sterkere mate Cd accumuleert als een betrouwbaardere overdrachtsrelatie bodem→vrucht kent is voor de bodemgebruikvorm fruitteelt de overdrachtsfactor voor dit ras gebruikt. Van de onderzochte relaties bleek de best-fitting curve een overdrachtsfunctie met een correlatiecoëfficiënt r^2 van 0,44.

De overdracht van Cd vanuit de bodem naar de appel is zo laag dat dit tot relatief hoge acceptabele bodem-Cd-gehalten leidt. Omdat nadere gegevens met betrekking tot fytotoxiciteit ontbreken is de grenswaarde hiervoor op dezelfde wijze afgeleid als voor de andere gewassen en blijkt deze een fractie limiterender te zijn dan de warenwetnorm (0,03 mg/kg product).

Daarmee wordt de bodemkwaliteits-sigitaalwaarde voor fruit:

$$B_c = 0,029 * 10^{(0,53 * \log(\%lutum) - 0,059 * \log(\%organische\ stof) - 0,33 * \log(pH) + 2,25)}$$

3.1.6 Cd-Sierteelten

Voor sierteelten (worden niet door mens of dier geconsumeerd) zijn geen wettelijke kwaliteitsnormen afgeleid. Criteria voor deze bodemgebruikvorm zijn fytotoxiciteit en veiligheid van de werknemers. Omdat 'Sierteelten' veelal wordt gezien als de landbouwkundig minst kritische bodemgebruikvorm en deze gewasgroep (voor een belangrijk deel houtige gewassen) de meeste overeenkomst vertoont met fruitteelt, is voor de bodemgebruikvorm 'Sierteelten' uitgegaan van de fytotoxische signaalwaarden die voor fruit zijn afgeleid.

Ervan uitgaande dat ingestie van grond niet optreedt door spelenden kinderen en alleen (in zeer geringe mate) door volwassen werknemers, (zie hierna onder 'Moestuin' en 'Speel- en ligweiden') zal de op basis van grondingestie afgeleide gewenste bodemkwaliteit, minder limiterend zijn dan op basis van fytotoxiciteit is afgeleid:

$$B_c = 0,029 * 10^{(0,53 * \log(\%lutum) - 0,059 * \log(\%organische\ stof) - 0,33 * \log(pH) + 2,25)}$$

3.1.7 Cd-Moestuin

Moestuin wijkt in twee aspecten af van groenteteelten: de warenwetnorm is niet van toepassing zolang de groenten niet worden verhandeld, en daarnaast moet er rekening worden gehouden met ingestie van grond door spelende kinderen.

Het meest gevoelige criterium voor een beoordeling van de bodemkwaliteit voor moestuin blijkt de inname van groente uit eigen tuin door jonge kinderen en ingestie van grond bij het spelen te zijn. Risico's door huidcontact en inademing zijn verwaarloosbaar ten opzichte van ingestie van grond en groentenconsumptie (CML, 1990).

Voor de ingestie van grond moet worden uitgegaan van 518 mg per (buitenspeel)dag (Clausing et al 1989), uitgaande van de hogere risicogroep in dit onderzoek en dat geen afwenteling plaatsvindt op mogelijk schonere locaties in de omgeving (gehele dagen buitenspelen in moestuin, op speelgazon of op terrein, moet duurzaam veilig mogelijk zijn dus zonder te gaan 'leunen' op nevengebruik van schonere grond elders).

Zo ook is niet uitgegaan van de gemiddelde groenteconsumptie uit eigen tuin, maar van de groep die zoveel mogelijk gebruik maakt van in eigen tuin geteelde groenten.

Om dezelfde redenen zoals hiervoor beschreven in de paragraaf 'Groenteteelten' is ook voor moestuin de acceptabele bodemkwaliteit t.a.v. Cd, gebaseerd op de uit het Maasoevergrondenbestand afgeleide overdrachtsfactor voor sla.

Naast een fytoxische norm, is voor moestuin een volksgezondheids criterium gehanteerd dat is gebaseerd op de TDI (Maximaal toelaatbare dagelijkse inname) volgens Vermeire (1991). Voor Cd bedraagt de TDI 0,001 mg/kg lichaamsgewicht per dag. Volgens Ros en Sloof (1990) is de gemiddelde dagelijkse blootstelling aan Cd 0,00028 mg/kg lich.gew/dag waarvan 47% via groenten wordt ingenomen. De niet opgevulde ruimte van de TDI bedraagt derhalve 0,00072 mg/kg lich.gew/dag. Ervan uitgaande dat de niet opgevulde TDI-ruimte volledig voor bodemverontreiniging beschikbaar is (geen extra Cd-belasting via luchtverontreiniging, rookgewoonten, drinkwater en voedingsmiddelen van dierlijke oorsprong) bedraagt voor kinderen (lich. gew, 14 kg) de beschikbare ruimte voor ingestie van grond en groente: $(0,00072 + 0,47 \cdot 0,00028) \cdot 14 = 0,012$ mg Cd/dag

Algemene conclusie

Uitgaande van kinderen in de leeftijd 1-6 jaar met een gemiddeld lichaamsgewicht van 14 kg (met -Hulshof 1988- een dagelijkse totale groenten-inname van 0,09 kg per dag en een grondinname van 0,00052 kg per dag), en gebruikmakende van regel 5e uit bijlage 1 waarin ingevuld de overdrachtsfactor bodem→plant voor sla uit het Maasoevergrondenbestand, wordt de bodemkwaliteitswaarde voor moestuin:

$$B_c = 0,012 / \{ (1/10^{(0,41 \cdot \log(\% \text{lutum}) + 0,49 \cdot \log(\% \text{organische stof}) + 4,38 \cdot \log(\text{pH}) - 2,9)}) \cdot 0,09 + 0,00052 \}$$

3.1.8 Cd-Kampeertreinen, zon-, speel- en ligweiden

Deze recreatieve bodemgebruiksvormen onderscheiden zich van de gebruiksvorm 'Moestuin' in de zin dat hier enkel ingestie van grond door kinderen optreedt.

Omdat Cd-belasting van bodems veelal een diffuse oorzaak heeft, is de kans aanzienlijk dat recreatieterreinen met verhoogde Cd-gehalten ook door kinderen zullen worden gebruikt die thuis van een eigen moestuin gebruik maken waarin het Cd-gehalte eveneens is verhoogd. Om deze reden is voor de afleiding van de acceptabele bodemkwaliteit voor speel- en ligweiden de rest-TDI zoals afgeleid in de paragraaf over Moestuinen, verlaagd met en blootstelling die optreedt bij groenteconsumptie uit eigen tuin met een bodem-Cd-gehalte gelijk aan de attenderingswaarde voor moestuin. De aldus berekende rest-TDI gedeeld door 0,00052 kg (gemiddelde grondingestie door kinderen) resulteert in de Cd-attenderingswaarde voor recreatieve vormen van grondgebruik. Rekenkundig leidt deze afleiding tot dezelfde uitkomsten als berekend onder Moestuin. Indien de fytoxische attenderingswaarde voor gras lager is, is deze als grenswaarde gebruikt.

Omdat de overdrachtsfactor van Cd in de bodem naar de mens bij ingestie van grond op 1 is gesteld en niet afhankelijk is geacht van de bodemsamenstelling, wordt de acceptabele bodemkwaliteit voor recreatieve vormen van bodemgebruik daarmee afhankelijk van de bodemsamenstelling van de moestuin thuis. Ervan uitgaande dat de door kinderen meest

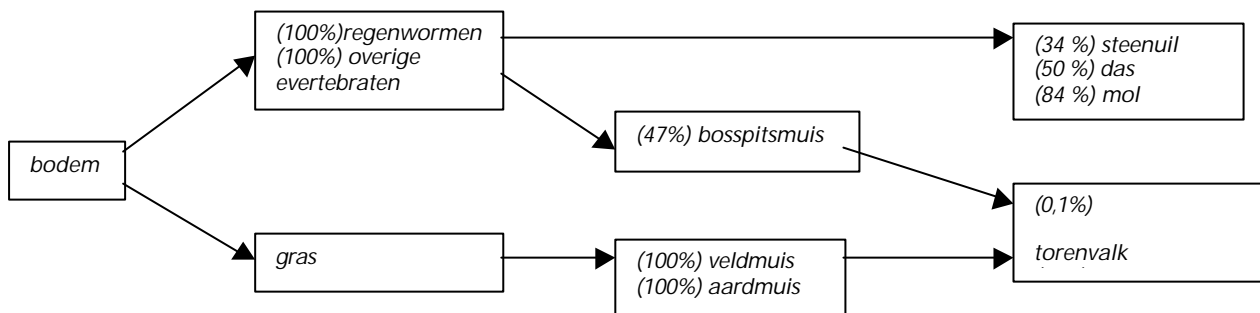
gebruikte speelterreinen zich in de directe woonomgeving bevinden en dat de bodemsamenstelling van het speelterrein niet sterk verschilt met die van de moestuinen in deze omgeving, kan er ook voor recreatieve bodemgebruikvormen een bodemparameter-afhankelijke bodemkwaliteitswaarde worden gegeven (tabel 1 a en b). Alleen indien fytotoxiciteit beperkender is dan het gezondheids criterium hebben de bodemparameters wél betrekking op het terrein zelf.

Algemene conclusie

Voor cadmium blijkt de volksgezondheidsnorm beperkender dan de fytotoxische grenswaarde waardoor de attenderingswaarde voor recreatieve bodemgebruikvormen gelijk is aan die voor moestuin.

3.1.9 Cd-Terrestrische natuur

De afleiding van bodemkwaliteitswaarden voor de gebruiksvorm Natuur is gebaseerd op de door BKH (1993) gehanteerde voedselketens. Hierin is zowel een herbivore stofroute als een detrivore route opgenomen en zijn er diverse trofieniveaus vertegenwoordigd. De effecten van een bodemverontreiniging worden getoetst voor elk organisme uit dit voedselweb:



De percentages hebben betrekking op de mate van monofagie en geven weer in welke mate het voedsel van het betreffende organisme uit de voorafgaande schakel in de keten bestaat. Indien dit percentage kleiner is dan 100% bestaat het overige deel uit voedsel afkomstig buiten dit web. In de oorspronkelijke systematiek is deze restbelasting op nul gesteld. In deze studie is echter uitgegaan van de vooronderstelling dat een sub-optimale bodemkwaliteit niet beperkt is tot een afzonderlijk perceel maar voor een groter aaneengesloten gebied geldt en er geen afwenteling van risico's kan plaatsvinden naar een schoner veronderstelde nabije omgeving. In het verdere vervolg van deze nota zijn daarom alle monofagie percentages op 100% gesteld: van het deel van het voedsel dat bestaat uit niet in bovenstaand web vermelde organismen, is verondersteld dat de belasting op het organisme gelijk is aan de belasting door het wel in deze keten genoemde voedsel.

Getoetst wordt op de dagelijkse belasting via het voedsel van de afzonderlijke organismen (zie voor overdrachtsrelaties en kritieke blootstelling: bijlage 2 en 3) en niet alleen voor de eindschakels in het web (mol, das, steenuil en torenvalk). De samenstelling van gras is berekend door gebruik te maken van de overdrachtsfactoren zoals beschreven in de paragraaf 'Beweid grasland'.

Het gebruikte voedselweb leidt voor elk van de 8 organismen tot een maximum gehalte in het voedsel dat vervolgens via de voedselketen kan worden herleid tot een kritische bodemkwaliteit.

Ma (1983, zie ook bijlage 3b) geeft voor de relatie bodem→regenworm een viertal mogelijke overdrachtsrelaties die allen betrekking hebben op sterk verontreinigde situaties. Na toetsing van deze overdrachtsrelaties bleken zij de waarden voor het bestand waaruit zij zijn afgeleid weliswaar goed te voorspellen, doch toegepast op de andere bestanden daarentegen bleek de voorspellende waarde zeer slecht.

Om nu een wél bruikbare overdrachtsrelatie voor het FBS-project te kunnen zijn alle in de literatuur beschreven gemeten gehalten in bodem en regenworm (zuiverings-slibproefvelden, compostproefvelden en veldonderzoek omgeving Budel, beschreven in Ma 1983 en het

uiterwaardenonderzoek uit 1996) in één bestand bijeen gebracht en is met regressie-analyse op gehalten en bodemsamenstelling, gezocht naar een algemeen toepasbare overdrachtsrelatie die zowel in wel als niet verontreinigde bodems bruikbaar is. De beste fit (correlatiecoëfficiënt $r^2 = 0,55$) werd verkregen met:

$$B_c = W_c * 10^{(0,133 \log(\% \text{lutum}) + 0,357 \log(\% \text{organische stof}) + 2,26 \log(\text{pH}) - 3,44)}$$

Ma (1983) geeft op basis van door hem gebruikte bodems een noel-waarde (no observed effect level) voor de regenworm van 10 mg Cd /kg dr. grond. Op basis van bovenstaande overdrachtsrelatie komt dit overeen met 137 mg /kg worm (droge massa) waaruit ook voor andere dan door Ma gebruikte bodemsamenstellingen de regenworm-attenderingswaarde voor bodem-Cd gehalten kan worden afgeleid.

Uit vergelijking met gemeten gehalten in das en bodem in het onderzoek van Kerkhoffs et al (1993) blijkt dat met de door BKH aangenomen overdracht van regenworm naar zoogdier en van zoogdier naar nier sterk wordt overschat en daardoor onrealistische lage Cd gehalten in de bodem worden vereist: gehalten die corresponderen met 5-percentielwaarden en lager uit het TNO/Iwaco bestand met achtergrondwaarden van niet (specifiek) verontreinigde bodems in Nederland. Dit zou betekenen dat in >95% van de ook niet verontreinigde bodems in Nederland de Cd gehalten toxisch zijn voor bosspitsmuis, das, mol en steenuil.

In het onderzoek van Kerkhoffs et al zijn voor regenworm>das bio-concentratiefactoren gemeten van gemiddeld 1,31 (gemiddeld Cd-niergehalte in das = 1,31 gemiddeld Cd-regenwormgehalte, beide in mg/kg droge stof).

Indien deze bioconcentratiefactor uit het onderzoek van Kerkhoffs et al (na correctie voor levensverwachting zie bijlage 3b) ook voor de overige regenworm-eters in het beschouwde voedselweb wordt toegepast, resulteert dit in gewenste bodem-Cd gehalten die wel aannemelijk lijken en in dezelfde orde van grootte liggen als afgeleid voor de overige onderscheiden bodemgebruikvormen.

Algemene conclusie

De regenworm blijkt hierbij het meest kritische organisme in het voedselweb. De acceptabele bodemkwaliteit ten behoeve van bijvoorbeeld terrestrische natuur is daarom gebaseerd op de maximale blootstelling voor deze wormsoort en bedraagt:

$$B_c = 137 * 10^{(0,133 \log(\% \text{lutum}) + 0,357 \log(\% \text{organische stof}) + 2,26 \log(\text{pH}) - 3,44)}$$

3.1.10 Samenvatting: FBS-waarden voor cadmium

Onderstaande tabel 1 geeft een samenvatting van de attenderingswaarden voor bodem-cadmiumgehalten voor de onderscheiden bodemgebruikvormen. Tabel A geeft de genuanceerde afleiding; tabel B geeft de resulterende attenderingswaarde die behoort bij de gemiddelde bodemsamenstelling zoals die in Nederland onder de betreffende bodemgebruikvorm wordt aangetroffen.

Tabel 1 Functiegerichte bodemkwaliteitswaarden voor Cadmium (mg/kg droge grond)

A. Cadmium		Rekenregels (herschreven tot meest vereenvoudigde vorm)					
Beweid grasland		$B_c = (2,5 * 15,5) / (2,99 * ((1/10^{(-,0032 * \text{Log}(\text{lutum}) + 0,037 * \text{Log}(\text{organische stof})) + 0,27 * \text{LOG}(\text{pH}) - 0,79)}) * 15 + 0,5))$					
Veevoedergewassen		$B_c = 5,8 * 10^{(0,0025 * (\% \text{ lutum}) + 0,04 * (\% \text{ org. st.}) + 0,288 * (\text{pH}) - 1,74)}$					
Akkerbouw		$B_c = 0,15 * 10^{(-0,37 * \text{log}(\% \text{ lutum}) + 0,88 * \text{log}(\% \text{ organische stof}) - 0,25 * \text{log}(\text{pH}) + 1,04)}$					
Vollegrondsgroente		$B_c = 0,2 * 10^{(0,41 * \text{log}(\% \text{ lutum}) + 0,49 * \text{log}(\% \text{ organische stof}) + 4,38 * \text{log}(\text{pH}) - 2,9)}$					
Fruit		$B_c = 0,029 * 10^{(0,53 * \text{log}(\% \text{ lutum}) - 0,059 * \text{log}(\% \text{ organische stof}) - 0,33 * \text{log}(\text{pH}) + 2,25)}$					
Sierteelten		idem					
Moestuin		$B_c = 0,012 / ((1/10^{(0,41 * \text{log}(\% \text{ lutum}) + 0,49 * \text{log}(\% \text{ organische stof}) + 4,38 * \text{log}(\text{pH}) - 2,9)}) * 0,09 + 0,00052)$					
Speel- en ligweiden } Kampeertreinen }		idem: bodemparameters invullen van moestuinen in de omgeving					
Terrestrische natuur		$B_c = 137 * 10^{(0,133 * \text{log}(\% \text{ lutum}) + 0,357 * \text{log}(\% \text{ organische stof}) + 2,26 * \text{log}(\text{pH}) - 3,44)}$					
B. Cadmium		Richtwaarden)¹					
		zand	zavel	klei	kleilig veen	dalgrond	löss
Beweid grasland		0,23	0,23	0,23	0,24	0,23	0,22
Veevoedergewassen		6,6	8,5	12,7	24,1	12,7	11,9
Akkerbouw		1,9	0,7	0,8	3,1	4,9	0,4
Groenteteelten		1,4	6,0	6,9	7,6	1,6	3,1
Fruit		4,9	11,9	14,4	16,5	5,3	10,0
Sierteelten		5,1	11,8	14,7	17,0	5,5	9,1
Moestuin		0,9	3,4	3,9	4,1	1,0	1,9
Speel- en ligweiden kampeertreinen, gazons		0,9	3,4	3,9	4,1	1,0	1,9
Terrestrische natuur		6,0	7,5	11,5	9,1	5,7	6,5
) ¹							
% lutum/% organische Stof/pH		zand	zavel	klei	kleilig veen	dalgrond	löss
Beweid grasland		3/7/5,1	16/7/5,1	24/7/5,1	35/25/4,9	4/12/4,9	10/3,5/5,1
Veevoedergewassen		3/3/5,8	16/2/6,2	24/3/6,6	35/15/5,8	4/10/5,8	10/1/6,9
Akkerbouw		3/3/5,8	16/2/6,3	24/3/6,8	35/15/5,5	4/10/5,6	10/1/7,0
Groenteteelten		3/3/5,7	16/4/6,6	24/5/6,4	35/20/5,4	4/10/5,0	10/3/6,1
Fruit		3/3/5,5	16/2/6,0	24/3/6,0	35/15/5,5	4/10/5,5	10/1/5,5
Sierteelten		3/3/5,0	16/3/5,7	24/3/5,7	35/15/5,0	4/10/5,0	10/3/6,0
Moestuin		3/3/5,7	16/4/6,6	24/5/6,4	35/20/5,4	4/10/5,0	10/3/6,1
Speel- en ligweiden kampeertreinen, gazons		3/5/5,1	16/4/5,1	24/5/7,1	35/15/4,9	4/8/4,9	10/2/5,1
Terrestrische natuur		3/15/5,1	16/15/5,1	24/15/6	35/25/4,9	4/15/4,9	10/12/5,1

3.2 Lood

3.2.1 Pb-Grasland

In de literatuur is voor de relatie bodem→gras geen bodemparameter-afhankelijke overdrachtsfactor aangetroffen. Alleen Wiersma vermeld een lineair verband tussen beide totaalgehalten.

Een op basis van ca 90 beschikbare relaties tussen bodem en de bijbehorende grasvegetatie uit het IB-onderzoek (IB, 1985) leverde een best fitting curve op met een correlatiecoëfficiënt $r^2 = 0,49$. Uit de 33 beschikbare relaties in het Maasoevergrondenbestand kon een overdrachtsrelatie worden afgeleid met een $r^2 = 0,31$. De uit het IB-bestand afgeleide relatie geeft de geringste verschillen tussen gemeten en berekende gehalten (getoetst op beide bestanden).

Naast een fytotoxische criterium (groeiremming bij >500 mg Pb /kg in lichte zandgronden volgens LAC-91, overeenkomend met een berekend fytotoxisch gewasgehalte van 60 mg/kg droge stof) bestaat er een veevoeder criterium (40 mg Pb/kg droge stof) en een viertal warenwetnormen : voor melk, lever, nier en overig vlees. Gecombineerd met de relevante overdrachtsfactoren gras→dier resulteert dit in totaal 6 Pb-bodemkwaliteits-waarden voor weiland.

Algemene conclusie

De meest kritieke waarde blijkt de warenwetnorm voor rundvee nier te zijn (maximaal 1 mg/kg nier). Combinatie van de overdrachtsfactor bodem→plant met die voor plant>nier resulteert derhalve in de meest kritische Pb-bodemkwaliteitswaarde voor weiland. Uitgaande van 15 kg ruwvoeropname en 0,5 kg grondingestie per dag, en een overdrachtsfactor voor gras→nier gelijk aan 0,086 (Veterinaire Milieu Hygiëne Wijzer 1998) en een overdrachtsfactor opgenomen grond→nier eveneens op 0,086 gesteld, bedraagt het kritieke loodgehalte voor beweide grasland: $B_c = 15,5 / \{0,086 * ((1/10^{-(0,1726 * \text{LOG}(\% \text{lutum}) + 0,638 * \text{LOG}(\% \text{organische stof}) + 0,123 * \text{LOG}(\text{pH}) + 0,306)}) * 15 + 0,5)\}$

Tabel 2 geeft voor de meest voorkomende bodemtypen in ons land bij de gemiddelde samenstelling behorende bij de betreffende bodemgebruiksvorm (pH en organische stofgehalte zijn bodemgebruiks-afhankelijk) de bijbehorende functieafhankelijke bodemkwaliteitswaarden.

3.2.2 Pb-Veevoedergewassen

In de literatuur zijn voor de belangrijkste veevoedergewassen (suiker)bieten(koppen) en snijmais geen bodemparameter-afhankelijke overdrachtsfactoren aangetroffen. Alleen Wiersma et al vermelden voor suikerbietenkoppen een lineair verband tussen de totaalgehalten aan lood in de bodem en het erop verbouwde bietengewas met een correlatiecoëfficiënt van $r^2 = 0,56$. Deze hoge correlatie heeft waarschijnlijk betrekking op slechts een deel van het bestand (weglating van lage of hoge waarden). Voor het gehele bestand resulteert slechts een correlatiecoëfficiënt $r^2 = 0,01$. Nuancering naar bodemparameters resulteerde in beter correlerende overdrachtsrelaties, zowel voor bieten, als voor snijmais. Ook uit het Maasoevergrondenbestand kunnen voor beide veevoedergewassen overdrachtsrelatie worden afgeleid. Suikerbieten blijkt een grotere loodaccumulator dan snijmais en de relatie met de geringste afwijkingen tussen gemeten en berekend gehalten blijkt:

$$B_c = P_c * 10^{-(0,025 * \text{LOG}(\% \text{lutum}) + 0,98 * \text{LOG}(\% \text{organische stof.}) + 0,096 * \text{LOG}(\text{pH}) + 0,847)}$$

Algemene conclusie

Fytotoxiciteit leidt tot een sterkere beperking voor het loodgehalte in de bodem (31 mg/kg droge stof overeenkomend met 0,05 mg/kg gewas) dan de veevoedernorm (40 mg /kg gewas) waardoor

$$B_c = 31 * 10^{-(0,025 * \text{LOG}(\% \text{lutum}) + 0,98 * \text{LOG}(\% \text{organische stof.}) + 0,096 * \text{LOG}(\text{pH}) + 0,847)} \text{ mg/kg droge grond}$$

Deze overdrachtsfactor voor bieten (bodem→plant en vervolgens nier) is lager dan de meest kritieke overdrachtsfactor voor gras (bodem→plant→nier) en dit betekent dat op landbouwbedrijven waar binnen het eigen bedrijf graspercelen periodiek worden gebruikt voor de teelt van bieten ten behoeve van veevoeding, mogelijk ook de warenwetnorm voor orgaanvlees (nieren) beperkend kan worden voor de acceptabele bodemkwaliteit voor bietenteelt.

In de praktijk bestaat het rantsoen van rundvee zelden uitsluitend uit bieten en wordt het risico voor een belangrijk deel door de overige voeding bepaald. Mocht er echter binnen een landbouwbedrijf een risico voor overschrijding van de Pb-normen in rundvlees bestaan, dan kunnen deze voor een belangrijk deel worden teruggedrongen door bieten uitsluitend van de minst verontreinigde gronden te betrekken of bieten in het rantsoen te vervangen door snijmaïs of gras.

3.2.3 Pb-Akkerbouw

De bodemgebruikvorm 'Akkerbouw' is gedefinieerd als landbouw met bouwplannen bestaande uit aardappelen, suikerbieten en granen, eventueel met gewassen die niet door mens of dier worden geconsumeerd.

Naast door LAC-91 in algemene zin gehanteerde fytotoxische bodemkwaliteitscriterium (500 mg/kg droge lichte zandgrond) geldt voor de akkerbouwgewassen alleen voor tarwe (granen) en aardappelen een warenwetnorm. Deze normen zijn echter niet gelijk: granen mogen maximaal 0,5 mg Pb/kg product bevatten en aardappelen 0,2 mg/kg vers product.

Uit de literatuur zijn geen bodemsamenstelling-afhankelijke overdrachtsfactoren van bodem naar aardappelen of tarwe bekend. Uit het landelijke IB-onderzoek zijn echter voor 96 bodems het lood, lutum- en organische-stofgehalte, pH en bijbehorende tarwegehalten bekend. De hieruit afgeleide 'best fitting' overdrachtsfactor heeft een correlatiecoëfficiënt tussen voorspelde en gemeten tarwegehalten van minder dan 0,08.

Uit het Maasoevergrondenproject kunnen overdrachtsrelaties worden afgeleid met hogere correlatiecoëfficiënten. Toetsing van de relaties aan alle bestanden leert echter dat de uit het IB-bestand afgeleide relatie de geringste afwijkingen tussen gemeten en berekende gehalten te zien geeft:

$$B_c = Pc \cdot 10^{(0,167 \cdot \text{LOGlutum}) + 0,489 \cdot \text{LOG}(\text{organische stof.}) + 1,17 \cdot \text{LOG}(\text{pH}) + 0,77}$$

Voor aardappelen geeft het landelijke bestand een best fitting curve met een correlatiecoëfficiënt van 0,20 en het Maasoevergrondenbestand van 0,13 met het eigen bestand. Ook hier voorspelt de IB-relatie beter dan de Maasoevergrondenrelatie.

Algemene conclusie

Aldus resteert een vijftal criteria voor akkerbouw: voor zowel tarwe, aardappelen als suikerbieten een fytotoxisch criterium, met daarnaast voor zowel aardappelen als tarwe een warenwetnorm. De warenwetnorm voor tarwe blijkt hierbij het meest limiterend waarmee de overdrachtsfactor bodem→tarwe de bodemkwaliteitsbepalende factor voor akkerbouw vormt:

$$B_c = 0,5 \cdot 10^{(0,167 \cdot \log(\text{lutum}) + 0,489 \cdot \log(\text{organische stof.}) + 1,17 \cdot \log(\text{pH}) + 0,77)}$$

3.2.4 Pb-Groenteteelten.

De bodemgebruikvorm Groenteteelten kent ook voor lood grote verschillen in bioaccumulatie. In de literatuur is alleen van Sauerbeck et al een (gemiddelde) overdrachtsrelatie gevonden voor een pakket bestaande uit 10 groenten. De invloed van organische stof is in deze relatie extreem groot waardoor aan voorspellingen op basis van deze overdrachtsrelatie vooralsnog –zonder nader onderzoek- geen praktische betekenis kan worden toegekend.

Uit een nadere analyse van het landelijke IB-bestand kon zowel voor sla, spinazie als andijvie een naar bodemsamenstelling genuanceerde overdrachtsrelatie worden afgeleid met correlatiecoëfficiënten r^2 van resp. 0,36, 0,13 en 0,43.

Ook uit het Maasoevergrondenbestand konden bodemparameter-afhankelijke overdrachtsrelaties worden afgeleid voor sla en andijvie met $r^2 = 0,44$ en $0,56$ resp.

Toetsing van Sauerbecks' relatie aan deze bestanden leert dat de invloed van organische stof in deze relatie extreem groot is waardoor berekende en gemeten gehalten –zij het voor drie in plaats van tien groenten- dusdanig uiteenlopen dat deze relatie voor een landelijk gebruik binnen Nederland niet bruikbaar is.

Spinazie blijkt lood sterker te accumuleren dan andijvie en sla en is daarom gekozen als maatgevend gewas voor acceptabele bodemloodgehalten.

Algemene conclusie

Toetsing aan fytotoxiciteit volgens LAC-91 en aan de warenwetnorm leert dat deze laatste (0,5 mg/kg product) beperkender is dan de fytotoxiciteitsgrens, waardoor de gewenste bodemkwaliteit voor groenteteelten wordt gekarakteriseerd met:

$$B_c = 0,5 \cdot 10^{(0,224 \cdot \text{LOG}(\text{lutum}) + 0,18 \cdot \text{LOG}(\text{organische stof}) - 0,546 \cdot \text{LOG}(\text{pH}) + 2,76)}$$

3.2.5 Pb-Fruit

In de literatuur zijn voor fruitteelten geen overdrachtsfactoren bodem→vrucht voor lood aangetroffen. Uit het landelijke IB-bestand kunnen echter redelijk betrouwbare overdrachtsfactoren voor lood worden afgeleid. De overdrachtsfactor voor lood is afgeleid uit het landelijke onderzoeksbestand voor Cox's oranges. Van de onderzochte relaties bleek de best-fitting curve tussen bodemgehalten en vruchtgehalten, samen te gaan met een correlatiecoëfficiënt r^2 van 0,28.

Bij de afleiding van de acceptabele bodemkwaliteit bleek de warenwetnorm (0,3 mg/kg product) beperkender te zijn dan de fytotoxiciteitsgrens. Daarmee wordt de bodemkwaliteitswaarde voor fruit:

$$B_c = 0,3 \cdot 10^{(0,008 \cdot \% \text{lutum} + 0,033 \cdot (\% \text{organische stof}) + 0,04 \cdot \text{pH} + 2,5)}$$

3.2.6 Pb-Sierteelten

Voor sierteelten (worden niet door mens of dier geconsumeerd) zijn geen wettelijke kwaliteitsnormen afgeleid. Criteria voor deze bodemgebruikvorm zijn fytotoxiciteit en veiligheid van de werknemers. Omdat 'Sierteelten' veelal wordt gezien als de landbouwkundig minst kritische bodemgebruikvorm en deze gewasgroep (voor een belangrijk deel houtige gewassen) de meeste overeenkomst vertoont met fruitteelt, is voor de bodemgebruikvorm 'Sierteelten' uitgegaan van de fytotoxische signaalwaarden die voor fruit zijn afgeleid.

Ervan uitgaande dat ingestie van grond niet optreedt door spelende kinderen en alleen (in zeer geringe mate) door volwassen werknemers, (zie hierna onder 'Moestuin' en 'Speel- en ligweiden') zal de op basis van grondingestie afgeleide gewenste bodemkwaliteit, minder limiterend zijn dan op basis van fytotoxiciteit is afgeleid.

3.2.7 Pb-Moestuin

Moestuin wijkt in zoverre van de bodemgebruikvorm groenteteelten af, dat niet alleen rekening gehouden moet worden met het gewas maar ook met ingestie van grond door in de tuin spelende kinderen.

Naast de overwegingen genoemd onder Groenteteelten, is het volksgezondheidsstofcriterium (TDI) gehanteerd volgens Vermeire (1991). Voor Pb bedraagt de TDI 0,0036 mg/kg lichaamsgewicht per dag.

Volgens de Vet.Milhyg .wijzer (1998) is de gemiddelde dagelijkse blootstelling aan Pb 0,0012 mg/kg lich.gew/dag waarvan 65% via groenten wordt ingenomen. De niet opgevulde ruimte van de TDI bedraagt derhalve 0,0024 mg/kg lich.gew/dag. Ervan uitgaande dat de niet opgevulde TDI-ruimte volledig voor bodemverontreiniging beschikbaar is (geen abnormale Pb-belasting via luchtverontreiniging, rookgewoonten, drinkwater en voedingsmiddelen van dierlijke oorsprong) bedraagt voor kinderen (lich. gew, 14 kg) de beschikbare ruimte voor ingestie van grond en groente: $(0,0024 + 0,65 \cdot 0,0012) \cdot 14 = 0,045$ mg Pb/dag.

Algemene conclusie

Uitgaande van kinderen in de leeftijd 1-6 jaar met een gemiddeld lichaamsgewicht van 14 kg (met -Hulshof 1988- een dagelijkse totale groente-inname van 0,09 kg per dag en een grondinname van 0,00052 kg per dag), en gebruikmakende van regel 5e uit bijlage 1 waarin ingevuld de overdrachtsfactor bodem→plant voor groenteteelten

$B_c = P_c \cdot 10^{(0,224 \cdot \text{LOG}(\text{lutum}) + 0,18 \cdot \text{LOG}(\text{organische stof}) - 0,546 \cdot \text{LOG}(\text{pH}) + 2,76)}$ leidt tot de volgende bodemkwaliteitswaarde voor moestuin:

$$B_c = 0,045 / (1 / 10^{(0,224 \cdot \text{LOG}(\text{lutum}) + 0,18 \cdot \text{LOG}(\text{organische stof}) - 0,546 \cdot \text{LOG}(\text{pH}) + 2,76)}) \cdot 0,09 + 0,00052$$

3.2.8 Pb-Kampeertreinen, zon-, speel- en ligweiden

Deze recreatieve bodemgebruiksvormen verschillen van de gebruiksvorm 'Moestuin' in de zin dat hier enkel ingestie van grond door kinderen optreedt. Om redenen zoals onder 'Cadmium' aangegeven is, wordt voor recreatieve bodemgebruiksvormen dezelfde bodemkwaliteitswaarde als voor moestuin aangehouden. Ook voor lood blijkt de volksgezondheidsstofnorm beperkender dan de fytotoxische grenswaarde waardoor de attenderingswaarde voor recreatieve bodemgebruiksvormen gelijk is aan die voor moestuin.

3.2.9 Pb-Terrestrische natuur

Met uitzondering voor de regenworm, ontbreken in de literatuur voor lood in ecosystemen zowel eenduidige gegevens met betrekking tot dosis-effectrelaties, als overdrachtsrelaties tussen gras en dier, en van dier naar dier. Ma (1983) geeft voor lood een viertal overdrachtsrelaties voor bodem-→regenworm (zie bijlage 3b) die tot zeer uiteenlopende voorspellingen leiden.

Na toetsing van deze overdrachtsrelaties bleken zij de waarden voor het bestand waaruit zij zijn afgeleid weliswaar goed te voorspellen, doch toegepast op de andere bestanden daarentegen bleek de voorspellende waarde zeer slecht.

Om nu een wél bruikbare overdrachtsrelatie voor het FBS-project te kunnen zijn alle in de literatuur beschreven gemeten gehalten in bodem en regenworm (zuiveringslibproefvelden, compostproefvelden en veldonderzoek omgeving Budel, beschreven in Ma 1983 en het uiterwaardenonderzoek uit Kerhofs 1996) in één bestand bijeen gebracht en is met regressie-analyse op gehalten en bodemsamenstelling, gezocht naar een algemeen toepasbare overdrachtsrelatie die zowel in wel als niet verontreinigde bodems bruikbaar is. De beste fit (correlatiecoëfficiënt $r^2=0,61$) werd verkregen met

$$B_c = W_c * 10^{(0,04 \log\%lutum + 0,57 \log\%organische\ stof + 4,07 * \log pH - 3,27)}$$

Ma (1983) geeft voor de meest kritieke bodem in zijn onderzoek (voor lood is dit de zavelgrond uit zijn onderzoek: 17% lutum; 3,4% organische stof en pH 7,3) en een grenswaarde van 200 mg /kg dr gr. als acceptabele bodemkwaliteit (50 mg /kg droge massa in de worm).

Hiermee wordt het loodcriterium voor terrestrische natuur gelijk aan:

$$B_c = 50 * 10^{(0,04 \log\%lutum + 0,57 \log\%organische\ stof + 4,07 * \log pH - 3,27)} \text{ mg/kg dr.gr}$$

3.2.10 Samenvatting FBS-waarden voor lood

Onderstaande tabel 2 geeft een samenvatting van de attenderingswaarden voor bodem-loodgehalten voor de onderscheiden bodemgebruiksvormen. Tabel A geeft de genuanceerde afleiding; tabel B geeft de resulterende attenderingswaarde die behoort bij de gemiddelde bodemsamenstelling zoals die in Nederland onder de betreffende bodemgebruiksvorm wordt aangetroffen.

Tabel 2 Functiegerichte bodemkwaliteitswaarden voor Lood (mg/kg droge grond)

A. Lood	Rekenregel
Beweid grasland	$B_c = 15,5 / \{0,086 * ((1/10^{(0,1726 * \text{Log}(\% \text{lutum}) + 0,638 * \text{log}(\% \text{organische stof}) + 0,123 * \text{Log}(\text{pH}) + 0,306)}) * 15 + 0,5)\}$
Veevoeder- gewassen	$B_c = 31 * 10^{(-0,025 * \text{log}(\% \text{lutum}) + 0,98 * \text{log}(\% \text{organische stof.}) + 0,096 * \text{log}(\text{pH}) + 0,847)}$
Akkerbouw	$B_c = 0,5 * 10^{(0,167 * \text{log} \text{lutum}) + 0,489 * \text{log} (\text{organische stof.}) + 1,17 * \text{log}(\text{pH}) + 0,77}$
Vollegronds- groente	$B_c = 0,5 * 10^{(0,224 * \text{log} (\text{lutum}) + 0,18 * \text{log} (\text{organische stof.}) - 0,546 * \text{log}(\text{pH}) + 2,76)}$
Fruit	$B_c = 0,3 * 10^{(0,008 * \% \text{lutum} + 0,033 * (\% \text{organische stof}) + 0,04 * \text{pH} + 2,5)}$
Sierteelten	$B_c = 0,77 * 10^{(0,008 * \% \text{lutum} + 0,033 * (\% \text{organische stof}) + 0,04 * \text{pH} + 2,5)}$
Moestuin	$B_c = 0,045 / ((1/10^{(0,224 * \text{log}(\text{lutum}) + 0,18 * \text{log}(\text{organische stof.}) - 0,546 * \text{log}(\text{pH}) + 2,76)}) * 0,09 + 0,00052)$
Speel- en ligweide, Gazons en kampeer-terreinen	idem, doch bodemparameters invullen van moestuinen in de omgeving –zie tekst–
Terrestrische natuur	$B_c = 50 * 10^{(0,04 \text{ log} \% \text{lutum} + 0,57 \text{ log} \% \text{organische stof} + 4,07 * \text{log} \text{pH} - 3,27)}$

B. Lood	Richtwaarden ¹					
	zand	zavel	klei	kleilig veen	dalgrond	löss
Beweid grasland	92	114	119	195	121	77
Veevoeder- gewassen	737	478	708	3354	2380	248
Akkerbouw	47	57	81	147	86	42
Groenteteelten	173	245	284	436	247	219
Fruit	209	258	322	938	362	204
Sierteelten	512	694	804	2299	888	639
Moestuin	58	63	66	72	64	62
Speel- en ligweiden kampeerterreinen, gazons						
Terrestrische natuur	100	106	210	125	86	92

¹ %lutum / %organische stof / pH / zie voetnoot onder tabel 1

3.3 Kwik

3.3.1 Hg-Grasland

In de literatuur is voor de relatie bodem→gras geen bodemparameter-afhankelijke overdrachtsfactor aangetroffen. Alleen Wiersma vermeldt een lineair verband tussen beide totaalgehalten met een correlatiecoëfficiënt $r^2 = 0,66$ indien de 10 hoogste waarden worden genegeerd. Naberekening op basis van alle gegevens dus inclusief deze 10 verontreinigde locaties geeft een correlatiecoëfficiënt van 0,26.

Nuancering naar bodemsamenstelling op basis van hetzelfde bestand (88 bodem-Hg/gewas-Hg relaties) leverde een verbetering op van de correlatiecoëfficiënt tot $r^2 = 0,38$.

Ook op basis van de gegevens uit het Maasoevergrondenbestand kunnen bodem- en gewasgehalten aan elkaar worden gerelateerd. De hoogste correlatiecoëfficiënt die hierbij werd behaald bedroeg $r^2 = 0,38$. Toetsing van de overdrachtsrelaties leerde dat de gemiddelde afwijking het geringst is bij gebruik van de uit het IB bestand afgeleide relatie (gem. afwijking 71% voor het eigen bestand en 90 % voor het vreemde bestand, tegen resp. 105% en 1036% voor de best fitting relatie uit het Maasoevergrondenbestand).

Evenals voor Cd is bij de keuze van de uiteindelijke overdrachtsrelatie niet alleen gekeken naar de gemiddelde correlatie tussen gemeten en voorspelde bodem- en gewasgehalten, maar vooral ook naar die bij bodem- en gewasgehalten gehalten hoger dan de 95 percentielwaarde van de achtergrond- kwikgehalten in Nederlandroge stoffe bodems (0,3 mg Hg/kg grond, Lamé et al (1998).

Met name hogere bodemgehalten uit het IB-bestand worden door de Maasoevergrondenrelatie veelal sterk overschat. Gekozen is daarom voor de best fitting relatie uit et IB-bestand.

Naast een fytotoxische criterium (groeiremming bij >1 mg Hg/kg in lichte zandgronden volgens Mhatre et al (1984), overeenkomend met een berekend fytotoxisch gewasgehalte van 0,9 mg/kg droge stof) bestaat er een veevoeder criterium (0,1 mg Hg/kg droge stof) en een viertal warenwetten : voor melk, lever, nier en overig vlees. Gecombineerd met de relevante overdrachtsfactoren gras→dier resulteert dit in totaal 6 Hg-bodemkwaliteits-waarden voor weiland.

Algemene conclusie

De meest kritieke waarde blijkt de warenwetnorm voor rundvee nier te zijn (maximaal 0,05 mg/kg nier). Combinatie van de overdrachtsfactor bodem→plant met die voor plant>nier resulteert derhalve in de meest kritische Hg-bodemkwaliteitswaarde voor weiland. Uitgaande van 15 kg ruwvoeropname en 0,5 kg groningestie per dag, en een overdrachtsfactor voor gras→nier gelijk aan 0,638 (Veterinair Milieu Hygiëne wijzer 1998) en een overdrachtsfactor opgenomen grond→nier eveneens op 0,638 gesteld, bedraagt het kritieke kwikgehalte voor beweide grasland: $B_c = (0,05 \cdot 15,5) / (0,638 \times ((1 / 10^{(0,13 \cdot \log \% \text{lutum} + 0,84 \cdot \log \% \text{organische stof} + 2,2 \cdot \log \text{pH} - 1,9)) \times 15 + 0,5))$

Tabel 3 geeft voor de meest voorkomende bodemtypen in ons land bij de gemiddelde samenstelling behorende bij de betreffende bodemgebruiksvorm (pH en organische stofgehalte zijn bodemgebruiks-afhankelijk) de bijbehorende functieafhankelijke bodemkwaliteitswaarden.

3.3.2 Hg-Veevoedergewassen

In de literatuur zijn voor de belangrijkste veevoedergewassen (suiker)bieten(koppen) en snijmaïs geen bodemparameter-afhankelijke overdrachtsfactoren aangetroffen. Alleen Wiersma et al vermelden voor snijmaïs een lineair verband tussen de totaalgehalten aan kwik in de bodem en het erop verbouwde gewas met een correlatiecoëfficiënt van $r^2 = 0,50$.

Uit het door hen gepubliceerde gegevensbestand (50 locaties) kunnen voor snijmaïs ook bodemparameter-afhankelijke overdrachtsfactoren worden afgeleid. De relaties tussen gehalte in de bodem en gehalte in bietenkoppen en -loof zijn zeer onduidelijk; voor maïs daarentegen bedraagt de correlatiecoëfficiënt 0,12 voor de best fitting curve.

Ook uit het Maasoevergrondenbestand kunnen overdrachtsfactoren worden afgeleid; zowel voor snijmaïs als voor bieten. De hoogst gevonden correlatie bedraagt voor maïs : $r^2 = 0,91$ en deze relatie voldoet aanzienlijk beter dan de uit het landelijke IB bestand afgeleide relatie.

Voor suikerbietenkoppen en -loof is de hoogste gevonden correlatie tussen gemeten en berekende Hg-gehalten in bodem: $r^2 = 0,67$

Volgens beide bestanden is suikerbiet een sterkere Hg-accumulator dan snijmaïs. Hoewel een op basis van het IB-bestand afgeleide relatie de geringste gemiddelde afwijkingen geeft tussen gemeten en berekende gehalten, geldt dit alleen voor overwegende zeer lage kwikgehalten in het IB-bestand. Voor hogere gehalten en daarmee voor meer of minder verontreinigde situaties voldoet een op uit het Maasoevergrondenbestand afgeleide overdrachtsrelatie het best: $B_c = P_c \cdot 10^{(0,04 \cdot \text{LOG}(\% \text{lutum}) + 1,42 \cdot \text{LOG}(\% \text{organische stof}) - 0,33 \cdot \text{LOG}(\text{pH}) - 0,0997)}$

Algemene conclusie

Vergelijking van het fytotoxische criterium (groeiremming bij >1 mg Hg/kg volgens Mhatre et al (1984) met het veevoeder criterium (0,1 mg Hg/kg droge stof) leert dat deze laatste bepalend is voor de acceptabele bodemkwaliteit voor veevoedergewassen> Uitgaande van een droge stof gehalte van 16% in het veevoer wordt de Hg-attenderingswaarde voor acceptabele bodemkwaliteit :

$$B_c = 0,1 / 0,16 \cdot 10^{(0,04 \cdot \log(\% \text{lutum}) + 1,42 \cdot \log(\% \text{organische stof}) - 0,33 \cdot \log(\text{pH}) - 0,0997)}$$

Deze overdrachtsfactor voor snijmaïs (bodem→plant en vervolgens nier) is lager dan de meest kritieke overdrachtsfactor voor gras (bodem→plant→nier) en dit betekent dat op landbouwbedrijven waar binnen het eigen bedrijf graspercelen periodiek worden gebruikt voor de

teelt van maïs ten behoeve van veevoeding, mogelijk ook de warenwetnorm voor orgaanvlees (nieren) beperkend kan worden voor de acceptabele bodemkwaliteit voor snijmaïsteelt.

In de praktijk bestaat het rantsoen van rundvee zelden uitsluitend uit snijmaïs en wordt het risico voor een belangrijk deel door de overige voeding bepaald. Mocht er echter binnen een landbouwbedrijf een risico voor overschrijding van de Hg-normen in rundvlees bestaan, dan kunnen deze voor een belangrijk deel worden teruggedrongen door snijmaïs uitsluitend van de minst verontreinigde gronden te betrekken of maïs in het rantsoen te vervangen door bieten of gras.

3.3.3 Hg-Akkerbouw

De bodemgebruikvorm 'Akkerbouw' is hier gedefinieerd als landbouw met bouwplannen bestaande uit aardappelen, suikerbieten en granen, eventueel met gewassen die niet door mens of dier worden geconsumeerd.

Naast door Mhatre et al, (1984) in algemene zin gehanteerde fytotoxische bodemkwaliteitscriterium (1 mg Hg / kg droge lichte zandgrond) geldt voor de akkerbouwgewassen alleen voor tarwe (granen) en aardappelen een warenwetnorm. Deze normen zijn echter niet gelijk: granen mogen maximaal 0,03 mg Pb/kg product bevatten en aardappelen 0,02 mg/kg vers product. Daarnaast geldt voor suikerbieten het fytotoxische criterium zoals in de vorige paragraaf is afgeleid.

Uit de literatuur zijn geen bodemsamenstellings-afhankelijke overdrachtsfactoren van bodem naar aardappelen of tarwe bekend. Uit zowel het landelijke IB-onderzoek als uit het Maasoevergrondenbestand zijn echter voor tarwe en aardappelen het Hg-, lutum- en organische-stofgehalte, pH en bijbehorende gewasgehalten aan Hg bekend.

Voor tarwe geeft een uit het landelijke IB-bestand afgeleide overdrachtsrelatie de geringste afwijkingen tussen gemeten en berekende gehalten: voor aardappelen voorspelt een uit het Maasoevergrondenbestand afgeleide relatie, beter.

Algemene conclusie

Tarwe accumuleert Hg in sterkere mate dan aardappelen, terwijl de warenwetnorm voor aardappelen strenger is. Uitgaande van de fytotoxiciteit volgens LAC-91 (kwikgehalten leiden tot beperkte gewasgroei vanaf 1 mg/kg plant, overeenkomend met 0,0026 mg/kg droge grond) blijkt in de praktijk de fytotoxiciteit voor tarwe de meest beperkende factor voor het acceptabele bodem-kwikgehalte bij akkerbouw:

$$B_c = 0,0026 * (1,064 * \%lutum + 29,9 * \%organische\ stof - 203 * pH + 1438).$$

3.3.4 Hg-Groenteteelten.

De bodemgebruikvorm Groenteteelten kent ook voor kwik grote verschillen in de mate van bio-accumulatie. Uit de literatuur zijn overdrachtsrelaties bekend voor een gemiddeld groentenpakket volgens Sauerbeck et al, Wiersma et al leidden daarnaast een –niet naar bodemparameter genuanceerde- relatie af tussen bodemgehalte en gehalte in waspeen met een correlatiecoëfficiënt van 0,32.

Uit het landelijke IB onderzoek blijkt dat Hg het sterkst accumuleert in spinazie en sla. Uit een nadere analyse van dit bestand kon voor beide groenten een bodemparameter-afhankelijke overdrachtsrelatie worden vastgesteld met een correlatiecoëfficiënten r^2 van resp. 0,25 en 0,46. Uit het Maasoevergrondenbestand resulteerden hogere correlatiecoëfficiënten voor sla en andijvie ($r^2 = 0,62$ en $0,71$ resp.)

Algemene conclusie

Van deze groenten blijkt spinazie de sterkste kwik-accumulator en de overdrachtsrelatie voor dit gewas is gebruikt voor de bodemgebruikvorm groenteteelten.

Hierbij bleek fytotoxiciteit volgens LAC-91 sterker beperkend dan de warenwetnorm (0,03 mg/kg product), waardoor de gewenste bodemkwaliteit voor groenteteelten wordt gekarakteriseerd met: $B_c = 0,02 * (10^{(-0,038 * (lutum) + 0,0236 * (organische\ stof) + 0,0144 * (pH) + 1,7)})$

3.3.5 Hg-Fruit

In de literatuur zijn voor fruitteelten geen overdrachtsfactoren bodem→vrucht voor kwik aangetroffen. Uit het landelijke IB-bestand kunnen echter redelijk betrouwbare overdrachtsfactoren voor kwik worden afgeleid. De overdrachtsfactor voor kwik is afgeleid uit het landelijke onderzoeksbestand voor Cox's oranges. Van de onderzochte relaties bleek de best-fitting curve tussen bodemgehalten en vruchtgehalten, samen te gaan met een correlatiecoëfficiënt r^2 van 0,24.

Bij de afleiding van de acceptabele bodemkwaliteit bleek de warenwetnorm (0,03 mg/kg product) sterker beperkend te zijn dan de fytotoxiciteitsgrens.

Daarmee wordt de bodemkwaliteitswaarde voor fruit:

$$B_{c_fruit} = 0,03 * 10^{(1,06 * \log(\%lutum) - 0,36 * \log(\%organische\ stof) - 0,03 * \log(pH) + 0,98)}$$

3.3.6 Hg-Sierteelten

Voor sierteelten (worden niet door mens of dier geconsumeerd) zijn geen wettelijke kwaliteitsnormen afgeleid. Criteria voor deze bodemgebruikvorm zijn fytotoxiciteit en veiligheid van de werknemers. Omdat 'Sierteelten' veelal wordt gezien als de landbouwkundig minst kritische bodemgebruikvorm en deze gewasgroep (voor een belangrijk deel houtige gewassen) de meeste overeenkomst vertoont met fruitteelt, is voor de bodemgebruikvorm 'Sierteelten' uitgegaan van de fytotoxische signaalwaarden die voor fruit zijn afgeleid.

Ervan uitgaande dat ingestie van grond niet optreedt door spelenden kinderen en alleen (in zeer geringe mate) door volwassen werknemers, (zie hierna onder 'Moestuin' en 'Speel- en ligweiden') zal de op basis van grondingestie afgeleide gewenste bodemkwaliteit, minder limiterend zijn dan op basis van fytotoxiciteit is afgeleid.

3.3.7 Hg-Moestuin

Naast de specifieke overdrachtsfactoren zoals genoemd onder de paragraaf Groenteteelten geeft Sauerbeck materiaal afkomstig uit proefveldonderzoek waaruit overdrachtsrelaties kunnen worden afgeleid voor een gemiddeld groentenpakket (Bijlage 7).

Vergelijking van deze factoren met die afgeleid uit het landelijke IB-onderzoek en het Maasoevergrondenbestand leert dat 'Sauerbeck' zeer hoge kwik-gehalten (tot >15-voudige) dan volgens het IB-onderzoek) toestaat met een toenemend lutumgehalte. Ook vergeleken met de voor de andere bodemgebruikvormen afgeleide signaalwaarden en met de kwikgehalten die 'van nature' in niet verontreinigde bodems voorkomen, zijn de volgens Sauerbeck en Lüten afgeleide overdrachtsfactoren voor het standaardgroentenpakket niet realistisch: zoals al eerder in deze nota is gesignaleerd correspondeert hoogstwaarschijnlijk de aard en het gedrag van de (kunstmatige) kwikverontreiniging in hun proeven niet met de aard van de kwikbelasting in Nederlandse veldbodems.

Voor moestuin is daarom dezelfde overdrachtsfactor gebruikt als voor groenteteelten.

Naast de fytotoxische norm, bestaat er een volksgezondheids criterium (TDI) volgens Vermeire (1991). Voor Hg bedraagt de TDI 0,00061 mg/kg lichaamsgewicht per dag.

Volgens de Veterinaire Milhygiëne Wijzer (1998) is de gemiddelde dagelijkse blootstelling aan Hg 0,00014 mg/kg lichaamsgewicht/dag en bedraagt de niet opgevulde ruimte van de TDI $0,00061 - 0,00014 = 0,00047$ mg/kg lichaamsgewicht/dag. Aannemende dat 55% van de dagelijkse kwikbelasting via groenten wordt ingenomen (voor Cd is dit 47% en voor lood <65%) en ervan uitgaande dat de niet opgevulde TDI-ruimte volledig voor bodemverontreiniging beschikbaar is (geen abnormale Hg-belasting via luchtverontreiniging, rookgewoonten, drinkwater en voedingsmiddelen van dierlijke oorsprong) bedraagt voor kinderen (lichaamsgewicht 14 kg) de beschikbare ruimte voor ingestie van grond en groente: $(0,00047 + 0,55 * 0,00014) * 14 = 0,0077$ mg Hg/dag.

3.3.8 Algemene conclusie

Uitgaande van kinderen in de leeftijd 1-6 jaar met genoemd gemiddeld lichaamsgewicht van 14 kg (met -Hulshof 1988- een dagelijkse totale groente-inname van 0,09 kg per dag en een grondinname van 0,00052 kg per dag), en gebruikmakende van regel 5e uit bijlage 1 waarin de overdrachtsfactor bodem→plant voor groenteteelten is ingevuld resulteert uit oogpunt van volksgezondheid de volgende bodemkwaliteitswaarde voor moestuin:

$$B_c = 0,0077 / ((1/10^{(-0,038 * \%lutum + 0,0236 * \%organische\ stof + 0,0144 * pH + 1,7)}) * 0,09 + 0,00052)$$

Hierbij bleek dat de restruimte voor Cu-TDI dusdanig groot is dat voor moestuin de fytoxische norm aanzienlijk eerder wordt overschreden dan de humane gezondheidsnorm.

De acceptabele bodemkwaliteitswaarde voor kwik in moestuin is daarom gelijk aan die voor groenteteelten (tabel 3).

3.3.9 Hg-Kampeertreinen, zon-, speel- en ligweiden

Deze recreatieve bodemgebruikvormen verschillen van de gebruiksvorm 'Moestuin' in de zin dat hier enkel ingestie van grond door kinderen optreedt. Om redenen zoals onder 'Cadmium' aangegeven is, wordt voor recreatieve bodemgebruikvormen dezelfde bodemkwaliteitswaarde als voor moestuin aangehouden. Fytotoxiciteit (voor gras) blijkt een sterker beperkende factor voor het bodem-Kwik gehalte dan het gezondheidacriterium.

In tabel 3b is daarom niet uitgegaan van de gemiddelde moestuinsamenstelling (voor toelichting: zie onder Cadmium), maar van de gemiddelde bodemsamenstelling van speelweiden zelf. Omdat pH en organische stofgehalte tussen beiden bodemgebruikvormen enigszins afwijken, wijken ook de richtwaarden (tabel 3b) tussen moestuin en de overige recreatieve bodemgebruikvormen van elkaar af.

3.3.10 Hg-Terrestrische natuur

In de literatuur kan voor ecosystemen alleen uit het materiaal van et al (1996) voor kwik van bodem naar regenworm een overdrachtsrelatie worden afgeleid. Omdat er echter geen duidelijke gegevens voorhanden zijn voor toxische niveaus in organismen kunnen voor terrestrische natuur vooralsnog geen bodemkwaliteitswaarden voor kwik worden afgeleid.

3.3.11 Samenvatting FBS-waarden voor kwik

Onderstaande tabel 3 geeft een samenvatting van de attenderingswaarden voor bodemkwikgehalten voor de onderscheiden bodemgebruikvormen. Tabel A geeft de genuanceerde afleiding; tabel B geeft de resulterende attenderingswaarde die behoort bij de gemiddelde bodemsamenstelling zoals die in Nederland onder de betreffende bodemgebruikvorm wordt aangetroffen.

Tabel 3 Functiegerichte bodemkwaliteitswaarden voor Kwik (mg/kg droge grond)

A. Kwik		Rekenregel					
Beweid grasland		$B_c = 0,775 / (0,638 \times ((1 / 10^{(0,13 \cdot \log\%lutum + 0,84 \cdot \log\%organische\ stof + 2,2 \cdot \log(pH) - 1,9)}) \times 15 + 0,5))$					
Veevoedergewassen		$B_c = 0,625 \cdot 10^{(0,04 \cdot \text{LOG}(\%lutum) + 1,42 \cdot \text{LOG}(\%organische\ stof) - 0,33 \cdot \log(pH) - 0,0997)}$					
Akkerbouw		$B_c = 0,0026 \cdot (1,064 \cdot \%lutum + 29,9 \cdot \%organische\ stof - 203 \cdot pH + 1438)$					
Vollegrondsgroente		$B_c = 0,02 \cdot (10^{(-0,038 \cdot (\text{lutum}) + 0,0236 \cdot (\text{organische\ stof}) + 0,0144 \cdot (pH) + 1,7)})$					
Fruit		$B_c = 0,03 \cdot 10^{(1,06 \cdot \log(\%lutum) - 0,36 \cdot \log(\%organische\ stof) - 0,03 \cdot \log(pH) + 0,98)}$					
Sierteelten		$B_c = 0,044 \cdot 10^{(1,06 \cdot \log(\%lutum) - 0,36 \cdot \log(\%organische\ stof) - 0,03 \cdot \log(pH) + 0,98)}$					
Moestuin		$B_c = 0,02 \cdot (10^{(-0,038 \cdot (\text{lutum}) + 0,0236 \cdot (\text{organische\ stof}) + 0,0144 \cdot (pH) + 1,7)})$					
Speel- en ligweiden, gazons en kampeertreinen		$B_c = 0,9 \cdot 10^{(0,13 \cdot \log(\%lutum) + 0,84 \cdot \log(\%organische\ stof) + 2,2 \cdot \log(pH) - 1,9)}$					
Terrestrische natuur		pm					
B. Kwik		Richtwaarden)¹					
0,24		Zand	Zavel	Klei	Kleiig veen	Dalgrond	Löss
Beweid grasland		0,2	0,24	0,25	0,6	0,29	0,13
Veevoedergewassen		1,38	0,81	1,44	15	7,7	0,29
Akkerbouw		0,9	0,6	0,45	2,1	1,6	0,15
Groenteteelten		1,1	0,38	0,2	0,17	1,44	0,6
Fruit		0,6	4,0	5,3	4,45	0,5	3,1
Sierteelten		0,9	5,1	7,8	6,5	0,8	3,1
Moestuin		1,1	0,38	0,2	0,17	1,44	0,6
Speel- en ligweiden, kampeertreinen, gazons		1,8	1,9	4,9	5,8	2,6	1,0
Terrestrische natuur		pm					

¹) %lutum / %organische stof / pH zie voetnoot onder tabel 1

3.4 Arseen

3.4.1 As-Grasland

In de literatuur is voor de relatie bodem→gras geen bodemparameter-afhankelijke overdrachtsfactor aangetroffen. LAC-91 noemt een sterke relatie met het (vrije) ijzergehalte waarbij arseengehalten tot 400 mg/kg droge grond in ijzeroergronden ($\geq 30\% \text{Fe}_2\text{O}_3$) niet met enige merkbare gewasreactie gepaard gaat. Desondanks is in deze nota de invloed van het ijzergehalte genegeerd. Analooq aan de bij cadmium gesignaleerde afhankelijkheid van de lutum-invloed op de biobeschikbaarheid (die sterk afhankelijk bleek van de aard van de verontreinigingsbron) is het ijzereffect hoogstwaarschijnlijk overwegend van belang daar waar co-precipitatie van met arseen plaats vindt en niet daar waar arseen (zonder ijzer) óp de bodem wordt toegediend.

Weliswaar heeft bij aanrijking via grondwater (kwel) het vrij ijzergehalte (co-precipitatie van ijzer met As) in de bodem een sterk limiterend effect op de overdracht bodem→plant. Het is echter zeer de vraag of dit ook geldt indien ijzer en arseen afzonderlijk aan de bodem worden toegediend. Voor deze studie waarin is uitgegaan van de meest kritische situaties is het ijzergehalte daarom genegeerd.

Op basis van het IB bestand (Wiersma et al, 1985) waarin 88 bodem-gewas relaties voor As gegeven zijn kon een best fitting overdrachtsrelatie bodem→gewas worden afgeleid met een correlatiecoëfficiënt $r^2 = 0,36$.

Uit het Maasoevergrondenbestand afgeleide overdrachtsrelaties hebben een correlatiecoëfficiënt met het moederbestand tot $r^2 = 0,40$.

Getoetst aan beide bestanden vertoont de IB-relatie een geringere gemiddelde afwijking tussen berekende en gemeten gehalten en is voor deze overdrachtsrelatie gekozen.

Naast een fytotoxisch criterium (groeiremming bij 30 à 40 mg As/kg in lichte zandgronden volgens LAC-91, resp. O'Neil in: Alloway, 1992), overeenkomend met een berekend fytotoxisch gewasgehalte van 1,75 à 2,3 mg/kg droge stof) bestaat er een veevoeder criterium (2 mg As/kg droge stof).

Algemene conclusie

De meest kritieke waarde blijkt het fytotoxische criterium volgens LAC-91 te zijn waardoor het kritieke arseengehalte voor beweide grasland gelijk is aan:

$$B_c = 1,75 \cdot 10^{(0,61 \cdot \log(\% \text{lutum}) + 0,064 \cdot \log(\% \text{ organische stof.}) - 0,82 \cdot \log(\text{pH}) + 1,53)}.$$

Tabel 4 geeft voor de meest voorkomende bodemtypen in ons land bij de gemiddelde samenstelling behorende bij de betreffende bodemgebruiksvorm (pH en organische stofgehalte zijn bodemgebruiks-afhankelijk) de bijbehorende functieafhankelijke bodemkwaliteitswaarden.

3.4.2 As-Veevoedergewassen

In de literatuur zijn voor de belangrijkste veevoedergewassen (suiker)bieten(koppen) en snijmais geen bodemparameter-afhankelijke overdrachtsfactoren aangetroffen. Alleen Wiersma et al vermelden voor snijmais een lineair verband tussen de totaalgehalten aan arseen in de bodem en het erop verbouwde gewas met een correlatiecoëfficiënt van $r^2 = 0,50$.

Uit zowel de door hen gepubliceerde gegevensbestanden als uit het Maasoevergrondenbestand kunnen echter zowel voor snijmais als suikerbieten bodemparameter-afhankelijke overdrachtsfactoren worden afgeleid. Voor mais bedraagt de correlatiecoëfficiënt voor de best fitting relaties 0,35 resp. 0,62 (Maasoevergrondenbestand) en voor suikerbieten 0,45 resp. 0,37. Bieten blijkt een sterkere bio-accumulator voor arseen te zijn dan snijmais en bieten is daardoor het meest kritische veevoedergewas.

De uit het IB-bestand afgeleide relatie geeft ook voor hogere gehalten, de geringste verschillen tussen berekende en gemeten gehalten en deze overdrachtsrelatie is daarom gebruikt.

Algemene conclusie

Vergelijking van het fytotoxische criterium (groeiremming bij > 30 mg As/kg volgens LAC-91) met het veevoeder criterium (2 mg As/kg) leert dat fytotoxiciteit (vanaf 1,77 mg/kg/droge stof) het sterkst bepalend is voor de acceptabele bodemkwaliteit voor veevoedergewassen, waardoor $B_c = 1,77 \cdot 10^{(0,42 \cdot \log(\% \text{ lutum}) - 0,019 \cdot \log(\% \text{ organische stof.}) - 0,588 \cdot \log(\text{pH}) + 1,47)}$

Deze overdrachtsfactor voor bietenkoppen en -loof (bodem→plant en verder naar nier) is lager dan de meest kritieke overdrachtsfactor voor gras (bodem→plant→nier) en dit betekent dat op landbouwbedrijven waar binnen het eigen bedrijf graspercelen periodiek worden gebruikt voor de teelt van bieten ten behoeve van veevoeding, ook de warenwetnorm voor orgaanvlees (nieren) beperkend kan worden voor de acceptabele bodemkwaliteit voor bietenteelt.

In de praktijk bestaat het rantsoen van rundvee zelden uitsluitend uit bieten en wordt het risico voor een belangrijk deel door de overige voeding bepaald. Mocht er echter binnen een landbouwbedrijf een risico voor overschrijding van de As-normen in rundvlees bestaan, dan kunnen deze voor een belangrijk deel worden teruggedrongen door bietenkoppen en -loof uitsluitend van de minst verontreinigde gronden te betrekken of bieten in het rantsoen te vervangen door snijmais of gras.

3.4.3 As-Akkerbouw

Naast door LAC-91 in algemene zin gehanteerde fytotoxische bodemkwaliteitscriterium (30 mg As / kg droge lichte zandgrond) geldt voor de akkerbouwgewassen voor aardappelen een residu-norm in het kader van de Bestrijdingsmiddelenwet: 0,1 mg As/kg vers product.

Uit de literatuur zijn geen bodemsamenstellings-afhankelijke overdrachtsfactoren van bodem naar aardappelen of tarwe bekend.

Zowel uit het landelijke IB-onderzoek als het Maasoevergrondenonderzoek zijn zowel voor tarwe als aardappelen het As-, lutum- en organische-stofgehalte, pH en bijbehorende gewasgehalten aan As bekend. De hieruit afgeleide overdrachtsfactoren kennen correlatiecoëfficiënten met het moederbestand van $r^2 = 0,27$ en $0,46$ voor tarwe en $0,38$ en $0,65$ respectievelijk voor aardappelen. Beide relaties voorspellen goed voor het eigen bestand doch minder bevredigend voor het ander bestand. Oorzaken hiervoor kunnen liggen in een al eerder aangegeven mogelijke afhankelijkheid van de overdrachtsrelatie van de aard van de verontreinigingsbron en daarnaast aan het niet betrekken van het ijzergehalte als verklarende bodemparameter.

Algemene conclusie

Aardappelen blijkt het meest As-gevoelige akkerbouwgewas. Omdat de uit het IB-bestand afgeleide best fitting relatie over alle bestanden gerekend, de geringste verschillen geeft tussen voorspelde en gemeten gehalten, is voor deze overdrachtsrelatie gekozen. Fytotoxiciteit (vanaf 0,04 mg As/kg droge stof in de plant) is een sterker beperkend criterium voor het bodem-As-gehalte dan de warenwetnorm. De As- attenderingswaarde voor akkerbouw wordt daarmee: $B_c = 0,04 * 10^{(0,61 * \log(\%lutum) + 0,55 * \log(\%organische\ stof.) + 3,22 * \log(pH) - 0,53)}$

3.4.4 As-Groenteteelten

De bodemgebruikvorm Groenteteelten kent ook voor arseen grote verschillen in bio-accumulatie. Uit het landelijke IB onderzoek blijkt dat As het sterkst accumuleert in sla en waspeen. Wiersma et al leiden alleen een –niet naar bodemparameter genuanceerde- relatie af tussen bodemgehalte en gehalte in waspeen met een correlatiecoëfficiënt van $0,32$.

Uit een nadere analyse van dit bestand kon alleen voor sla en waspeen een duidelijke overdrachtsrelatie worden vastgesteld met een correlatiecoëfficiënt $r^2 = 0,43$ en $0,16$ resp. Eenzelfde afleiding van het Maasoevergrondenbestand leidde tot overdrachtsfactoren met correlatiecoëfficiënten $r^2 = 0,29$ voor sla en $0,55$ voor andijvie. Vergeleken met deze overdrachtsrelaties kent de relatie volgens Sauerbeck en Luten (bijlage 7) een onevenredig sterke invloed toe aan het organische stofgehalte. Deze relatie is daarom vooralsnog niet bruikbaar geacht.

Algemene conclusie

Waspeen blijkt duidelijk de sterkste As-accumulator van deze groenten en de residunorm (0,1 mg/kg vers product) blijkt sterker beperkend op de acceptabele bodemgehalten dan het fytotoxiciteitscriterium.

Hiermee wordt de gewenste bodemkwaliteit voor groenteteelten wordt gekarakteriseerd met: $B_c = 0,1 * 10^{(0,163 * \log(\%lutum) + 0,33 * \log(\%organische\ stof) + 1,65 * \log(pH) + 0,73)}$ mg As/kg droge grond

3.4.5 As-Fruit

In de literatuur zijn voor fruitteelten geen overdrachtsfactoren bodem→vrucht voor arseen aangetroffen. Uit het landelijke IB-bestand kunnen echter redelijk betrouwbare overdrachtsfactoren voor arseen worden afgeleid. Van de onderzochte relaties bleek de best-fitting curve tussen bodemgehalten en vruchtgehalten, samen te gaan met een correlatiecoëfficiënt r^2 van $0,30$. Aannemende dat de fytotoxiciteitsgrens volgens LAC-91 ook voor fruit geldt, blijkt bij de afleiding van de acceptabele bodemkwaliteit deze fytotoxiciteitsgrens (30 mg/kg dg in humus- en lutumarm zand) sterker beperkend te zijn dan de residuenorm uit de Bestrijdingsmiddelenwet.

Daarmee wordt de bodemkwaliteitswaarde voor fruit:

$B_c = 0,035 * 10^{(0,54 * \log(\%lutum) - 0,123 * \log(\%organische\ stof) + 0,18 * \log(pH) + 2,7)}$

3.4.6 As-Sierteelten

Voor sierteelten (worden niet door mens of dier geconsumeerd) zijn geen wettelijke kwaliteitsnormen afgeleid. Criteria voor deze bodemgebruikvorm zijn fytotoxiciteit en veiligheid van de werknemers. Omdat 'Sierteelten' veelal wordt gezien als de landbouwkundig minst kritische bodemgebruikvorm en deze gewasgroep (voor een belangrijk deel houtige gewassen) de meeste overeenkomst vertoont met fruitteelt, is voor de bodemgebruikvorm 'Sierteelten' uitgegaan van de fytotoxische signaalwaarden die voor fruit zijn afgeleid.

Ervan uitgaande dat ingestie van grond niet optreedt door spelende kinderen en alleen (in zeer geringe mate) door volwassen werknemers, (zie hierna onder 'Moestuin' en 'Speel- en ligweiden') zal de op basis van grondingestie afgeleide gewenste bodemkwaliteit, minder limiterend zijn dan op basis van fytotoxiciteit is afgeleid.

3.4.7 As-Moestuin

Naast de specifieke overdrachtsfactoren zoals genoemd onder de paragraaf Vollegrondsgroenten geeft Sauerbeck materiaal afkomstig uit proefveldonderzoek waaruit overdrachtsrelaties kunnen worden afgeleid voor een gemiddeld groentepakket (Bijlage 7).

Om dezelfde redenen aangeduid onder 'groenteteelten' is de voorkeur gegeven om de uit het landelijke veldonderzoek afgeleide overdrachtsfactor voor vollegrondsgroente ook voor de bodemgebruikvorm 'Moestuin' toe te passen.

Naast de fytotoxische norm, is het volksgezondheids criterium (TDI) gehanteerd volgens Vermeire (1991). Voor As bedraagt de TDI 0,0021 mg/kg lichaamsgewicht per dag.

Volgens de Veterinaire.Milhygiëne wijzer (1998) is de gemiddelde dagelijkse blootstelling aan As 0,0007 mg/kg lichaamsgewicht/dag waarvan circa 24% via groenten wordt ingenomen. De niet opgevulde ruimte van de TDI bedraagt derhalve 0,0014 mg/kg lichaamsgewicht/dag. Ervan uitgaande dat de niet opgevulde TDI-ruimte volledig voor bodemverontreiniging beschikbaar is (geen abnormale As-belasting via luchtverontreiniging, rookgewoonten, drinkwater en voedingsmiddelen van dierlijke oorsprong) bedraagt voor kinderen (lichaamsgewicht 14 kg) de beschikbare ruimte voor ingestie van grond en groente: $(0,0014 + 0,24 \cdot 0,0007) \cdot 14 = 0,022$ mg As/dag

Algemene conclusie

Uitgaande van kinderen in de leeftijd 1-6 jaar met genoemd gemiddeld lichaamsgewicht van 14 kg en met -Hulshof 1988- een dagelijkse totale groente-inname van 0,09 kg per dag en een grondinname van 0,00052 kg per dag, en gebruikmakende van regel 5e uit bijlage 1 waarin

ingevuld de overdrachtsfactor bodem→plant voor groenteteelten:

$P_c/B_c = 1/(10^{(0,163 \cdot \log(\%lutum)+0,33 \cdot \log(\%organische\ stof) + 1,65 \cdot \log(pH) + 0,73)})$ mg As/kg

droge grond leidt tot de volgende bodemkwaliteitswaarde voor moestuin:

$B_c = 0,022 / (1/10^{(0,163 \cdot \log(\%lutum)+0,33 \cdot \log(\%organische\ stof) + 1,65 \cdot \log(pH) + 0,73)}) \cdot 0,09 + 0,00052$

3.4.8 As-Kampeertreinen, zon-, speel- en ligweiden

Deze recreatieve bodemgebruikvormen verschillen van de gebruiksvorm 'Moestuin' in de zin dat hier enkel ingestie van grond door kinderen optreedt. Om de redenen die zijn uiteengezet onder 'Cadmium', wordt voor recreatieve bodemgebruikvormen dezelfde bodemkwaliteitswaarde aangehouden als voor moestuin.

3.4.9 As-Terrestrische natuur

In de literatuur geeft voor ecosystemen alleen et al (1996) voor arseen een overdrachtsrelatie van bodem naar regenworm. Omdat er echter geen duidelijke gegevens voorhanden zijn voor toxische niveaus in organismen kunnen voor terrestrische natuur vooralsnog geen genuanceerde bodemkwaliteitswaarden voor arseen worden afgeleid.

3.4.10 Samenvatting FBS-waarden voor arseen

Onderstaande tabel 4 geeft een samenvatting van de attenderingswaarden voor bodem-arseengehalten voor de onderscheiden bodemgebruikvormen. Tabel A geeft de genuanceerde afleiding; tabel B geeft de resulterende attenderingswaarde die behoort bij de gemiddelde bodemsamenstelling zoals die in Nederland onder de betreffende bodemgebruikvorm wordt aangetroffen.

Tabel 4 Functiegerichte bodemkwaliteitswaarden voor Arseen (mg/kg droge grond)

A. Arseen		Rekenregel						
Beweid grasland	$B_c = 1,75 \cdot 10^{(0,61 \cdot \log(\% \text{lutum}) + 0,064 \cdot \log(\% \text{organische stof}) - 0,82 \cdot \log(\text{pH}) + 1,53)}$							
Veevoedergewassen	$B_c = 1,77 \cdot 10^{(0,42 \cdot \log(\% \text{lutum}) - 0,019 \cdot \log(\% \text{organische stof}) - 0,588 \cdot \log(\text{pH}) + 1,47)}$							
Akkerbouw	$B_c = 0,04 \cdot 10^{(0,61 \cdot \log(\% \text{lutum}) + 0,55 \cdot \log(\% \text{organische stof}) + 3,22 \cdot \log(\text{pH}) - 0,53)}$							
Groenteteelten	$B_c = 0,1 \cdot 10^{(0,163 \cdot \log(\% \text{lutum}) + 0,33 \cdot \log(\% \text{organische stof}) + 1,65 \cdot \log(\text{pH}) + 0,73)}$							
Fruit	$B_c = 0,035 \cdot 10^{(0,54 \cdot \log(\% \text{lutum}) - 0,123 \cdot \log(\% \text{organische stof}) + 0,18 \cdot \log(\text{pH}) + 2,7)}$							
Sierteelten	$B_c = \text{idem}$							
Moestuin	$B_c = 0,022 / (1 / 10^{(0,163 \cdot \log(\% \text{lutum}) + 0,33 \cdot \log(\% \text{organische stof}) + 1,65 \cdot \log(\text{pH}) + 0,73)} \cdot 0,09 + 0,00052)$							
Speel- en ligweiden gazons en kampeerterreinen }	idem, bodemparameters invullen van moestuinen in de omgeving							
Terrestrische natuur	pm							

B. Arseen	Richtwaarden) ¹					
	Zand	Zavel	Klei	Kleilig veen	Dalgrond	löss
Beweid grasland	35	96	123	173	44	69
veevoedergewassen	29	57	64	79	32	44
akkerbouw	12	35	72	111	25	25
groenteteelten	16	30	33	42	24	22
fruit	38	99	118	117	38	83
sierteelten	37	94	117	115	37	73
Moestuin	21	27	28	30	23	24
Speel-en ligweiden, kampeerterreinen, gazons						
Terrestrische natuur						pm

¹ %lutum / %organische stof / pH zie voetnoot onder tabel 1

3.5 Koper

3.5.1 Cu-Grasland

Römken (1990) geeft voor de relatie bodem→gras een bodemparameter-afhankelijke overdrachtsrelatie (bijlagen 2 en 6). In het landelijke IB-onderzoek zijn geen kopergehalten bepaald; in het Maasoevergronden-onderzoek daarentegen wel. Uit dit bestand zelf kunnen eveneens overdrachtsfactoren worden afgeleid met correlatiecoëfficiënten $r^2 = >0,75$. Toetsing van de overdrachtsrelatie volgens Römken aan dit bestand geeft een gemiddelde afwijking tussen berekende en gemeten Cu-gehalten te zien van 98%: gebruik van de overdrachtsrelatie uit het bestand zelf resulteert in een gemiddelde afwijking van 21%. Deze laatst genoemde relatie is daarom hieronder gebruikt.

Naast een fytotoxische criterium (groeiremming bij 50 mg Cu/kg in lichte zandgronden volgens LAC-91, overeenkomend met een berekend fytotoxisch gehalte in gras van 23,3 mg/kg droge stof) bestaat er een diertoxisch criterium voor schapen (maximaal 30 mg Cu/kg voer, Veterinaire Milieu Hygiëne wijzer 1998) en voor rundvee (maximaal 80 mg Cu / kg voer). Daarnaast bestaat er een warenwetnorm voor rundveelever doch de overdrachtfactor diervoer → dierlever is voor Cu niet bekend.

Algemene conclusie

Van de fytotoxische en diertoxische normen is, ondanks de grote gevoeligheid van het (Texels) schaap voor koper, de fytotoxische veruit het meest kritisch.

Het kritieke kopergehalte voor beweide grasland wordt daarmee gelijk aan:

$$B_c = 23,3 * (-0,071 * (\text{lutum}) + 0,689 * (\text{organische stof.}) + 0,303 * (\text{pH}) - 0,69)$$

Tabel 5 geeft voor de meest voorkomende bodemtypen in ons land bij de gemiddelde samenstelling behorende bij de betreffende bodemgebruikvorm (pH en organische stofgehalte zijn bodemgebruiks-afhankelijk) de bijbehorende functieafhankelijke bodemkwaliteitswaarden.

3.5.2 Cu-Veevoedergewassen

Ook voor maïs geeft Römken een bodemparameter-afhankelijke overdrachtsrelatie van bodem naar gewas die kan worden getoetst aan gemeten waarden in het Maasoevergrondenbestand en worden vergeleken met de overdrachtsfactoren die uit dit bestand zelf zijn afgeleid: de best fitting relatie gaat gepaard met een correlatiecoëfficiënt $r^2 = 0,74$. Römken relatie geeft een gemiddelde afwijking te zien van 89% tegen 20% voor de relatie uit het bestand zelf.

Daarnaast kan er voor suikerbietenkoppen en –loof een overdrachtsrelatie worden afgeleid uit het Maasoevergrondenbestand. Hierbij blijkt bieten een sterkere Cu-accumulator dan snijmaïs en is er voor de bodemgebruikvorm veevoederteelten gekozen voor de best fitting overdrachtsrelatie voor bieten:

$$B_c = P_c * (-0,015 * (\text{lutum}) + 0,538 * (\text{organische stof.}) + 0,31 * (\text{pH}) - 0,55066)$$

Voor koper bestaat er naast een fytotoxische attenderingswaarde een diervoedernorm (35 mg Cu /kg voer) en voor bieten blijkt de fytotoxische norm voor het gewas (groeiremming bij 50 mg Cu/kg in lichte zandgronden volgens LAC-91, overeenkomend met een berekend fytotoxisch gehalte in snijmaïs van 23 mg/kg droge stof) kritischer te zijn dan de veevoedernorm.

Hierdoor wordt het kritieke kopergehalte voor veevoedergewassen gelijk aan:

$$B_c = 23 * (-0,015 * (\text{lutum}) + 0,538 * (\text{organische stof.}) + 0,31 * (\text{pH}) - 0,55066)$$

3.5.3 Cu-Akkerbouw

Naast door LAC-91 in algemene zin gehanteerde fytotoxische bodemkwaliteitscriterium (50 mg Cu / kg droge lichte zandgrond) geldt voor de akkerbouwgewassen voor aardappelen een residu-norm in het kader van de Bestrijdingsmiddelenwet: 3 mg Cu/kg vers product.

Uit de literatuur zijn geen bodemsamenstellings-afhankelijke overdrachtsfactoren van bodem naar aardappelen bekend. Ook voor de overige akkerbouwgewassen (suikerbieten, granen) zijn geen overdrachtrelaties bekend. Uit het Maasoevergrondenbestand kunne echter zowel voor aardappelen als tarwe overdrachtsrelaties worden afgeleid met correlatiecoëfficiënten van 0,48 en 0,76 resp. Aldus resulteert er voor akkerbouw een viertal grenswaarden voor koper: fytotoxische waarden voor aardappelen, suikerbieten (zie veevoedergewassen) en tarwe, en een bestrijdingsmiddelennorm voor aardappelen.

De fytotoxische waarde voor suikerbieten blijkt het sterkst beperkend waardoor de attenderingswaarde voor akkerbouw gelijk wordt aan die voor veevoedergewassen:

$$B_c = 23 * (-0,015 * (\text{lutum}) + 0,538 * (\text{organische stof.}) + 0,31 * (\text{pH}) - 0,55066)$$

3.5.4 Cu-Groenteteelten.

Voor groenteteelten zijn de volgende overdrachtsrelaties beschikbaar. Sauerbeck en Lübben geven een gemiddelde relatie voor een uit 10 groenten bestaand pakket. Van Gestel en ook Römken geven elk zowel voor sla als radijs een bodemparameter afhankelijke overdrachtsrelatie.

De relaties voor sla kunnen worden getoetst aan het Maasoevergrondenbestand waarin gemeten relaties tussen het Cu-gehalte in de bodem en het Cu-gehalte in het erop groeiende gewassen zijn beschreven.

Hieruit blijkt dat de relatie volgens Römken's bodemgehalten structureel een factor 300 te laag voorspelt, en de relatie volgens Van Gestel door een overschatting van het pH-effect, tot een factor 400 te hoge bodemgehalten berekend.

Berekende gehalten met een best fitting, uit het Maasoevergrondenbestand zelf afgeleide relatie wijken gemiddeld slechts 25% af van de gemeten gehalten.

Ook voor andijvie is een overdrachtsrelatie uit dit bestand afgeleid met een even hoge correlatiecoëfficiënt ($r^2 = 0,73$). Beide relaties leiden tot vergelijkbare gehalten en enigszins arbitrair is voor de bodemgebruikvorm groenteteelten gekozen voor de overdrachtsrelatie voor sla.

Voor sla geldt voor het kopergehalte een wettelijke bovennorm (maximaal 50 mg Cu/kg vers product, -residubeschikking gewasbeschermingsmiddelen) die voor de bodemkwaliteit geen praktische betekenis heeft: de fytotoxische norm wordt aanzienlijk eerder overschreden. Volgens LAC-91 treedt groeiremming op bij 50 mg Cu/kg in lichte zandgronden, overeenkomend met een berekend fytotoxisch gehalte in sla van 1,4 mg/kg vers product).

Hiermee wordt de gewenste bodemkwaliteit voor groenteteelten gekarakteriseerd met:

$$B_c = 1,4 * 10^{(0,076 * \text{LOG}(\text{lutum}) + 0,59 * \text{LOG}(\text{organische stof.}) + 1,43 * \text{LOG}(\text{pH}) + 0,269)}$$

3.5.5 Cu-Fruit

In de literatuur zijn voor fruit- en sierteelten geen specifieke overdrachtsfactoren bodem→oogst voor koper aangetroffen. Wel is bekend dat Cu-gehalten in fruit in dezelfde orde van grootte liggen als in groenten (1 mg/kg vers product, -Veterinaire Milieu Hygiëne Wijzer, 1998). Indien sla als representatief gezien mag worden voor groenten, kan de hiervoor afgeleide overdrachtsfactor ook voor fruit worden toegepast. De residu-norm volgens de Bestrijdingsmiddelenwet is voor fruit is scherper dan voor bladgroenten (20 mg in plaats van 50 mg/kg product) doch is desondanks van geen praktische betekenis: de fytotoxische grenswaarde wordt eerder overschreden.

De afwijkingen tussen de indicatiewaarden in tabel 5b voor groenteteelten en voor fruit worden dan ook uitsluitend veroorzaakt door met verschillen in pH en organische stofgehalte die met de betreffende teelten samenhangen.

3.5.6 Cu-Sierteelten

Voor sierteelten (worden niet door mens of dier geconsumeerd) zijn geen wettelijke kwaliteitsnormen afgeleid. Criteria voor deze bodemgebruikvorm zijn fytotoxiciteit en veiligheid van de werknemers. Omdat 'Sierteelten' veelal wordt gezien als de landbouwkundig minst kritische bodemgebruikvorm en deze gewasgroep (voor een belangrijk deel houtige gewassen) de meeste overeenkomst vertoont met fruitteelt, is voor de bodemgebruikvorm 'Sierteelten' uitgegaan van de fytotoxische signaalwaarden die voor fruit (en daarmee voor groenteteelten) zijn afgeleid.

Ervan uitgaande dat ingestie van grond niet optreedt door spelende kinderen en alleen (in zeer geringe mate) door volwassen werknemers, (zie hierna onder 'Moestuin' en 'Speel- en ligweiden') zal de op basis van grondingestie afgeleide gewenste bodemkwaliteit, minder limiterend zijn dan op basis van fytotoxiciteit is afgeleid.

3.5.7 Cu-Moestuin

Evenals voor vollegrondroge stofgroente is voor de bodemgebruikvorm Moestuin de overdrachtsrelatie voor sla uit het Maasoevergrondenbestand gebruikt. Naast de fytotoxische norm, is het volksgezondheids criterium (TDI) gehanteerd volgens Vermeire (1991).

Voor Cu bedraagt de TDI 0,14 mg/kg lichaamsgewicht per dag. Volgens de Veterinaire Milieu hygiëne wijzer (1998) is de gemiddelde dagelijkse blootstelling aan Cu 0,025 mg/kg lichaamsgewicht/dag waarvan naar schatting circa 25% via groenten wordt ingenomen (Vet. Veterinaire Milieu hygiëne wijzer 1998). De niet opgevulde ruimte van de TDI bedraagt derhalve 0,115 mg/kg lichaamsgewicht/dag. Ervan uitgaande dat de niet opgevulde TDI-ruimte volledig voor bodemverontreiniging beschikbaar is (geen abnormale Cu-belasting via luchtverontreiniging, rookgewoonten, drinkwater en voedingsmiddelen van dierlijke oorsprong) bedraagt voor kinderen (lichaamsgewicht 14 kg) de beschikbare ruimte voor ingestie van grond en groente: $(0,115 + 0,25 * 0,025) * 14 = 1,7$ mg Cu/dag.

Uitgaande van kinderen in de leeftijd 1-6 jaar met genoemd gemiddeld lichaamsgewicht van 14 kg en met -Hulshof 1988- een dagelijkse totale groente-inname van 0,09 kg per dag en een grondinname van 0,00052 kg per dag), en van de overdrachtsrelatie bodem→plant voor groenteteelten, kan gebruikmakende van regel (5c) uit bijlage 1 de kritieke bodemkoperconcentraties worden berekend. Omdat, anders dan voor lood, cadmium, kwik en arseen, de overdrachtsrelatie voor koper geen eerste orde relatie is, kan het acceptabele bodemkopergehalte voor moestuin alleen via iteratie worden berekend. Hierbij bleek dat de restruimte voor Cu-TDI dusdanig groot is dat voor moestuin de fytoxische norm aanzienlijk eerder wordt overschreden dan de humane gezondheidroge stofnorm. De acceptabele bodemkwaliteitswaarde voor koper in moestuin is daarom gelijk aan die voor groenteteelten (tabel 5).

3.5.8 Cu-Kampeertreinen, zon-, speel- en ligweiden

Deze recreatieve bodemgebruiksvormen verschillen van de gebruiksvorm 'Moestuin' in de zin dat hier enkel ingestie van grond door kinderen optreedt. Om de redenen die zijn uiteengezet onder 'Cadmium', wordt voor recreatieve bodemgebruiksvormen dezelfde bodemkwaliteitswaarde aangehouden als voor moestuin. Omdat echter de fytoxische normen voor Cu kritischer zijn dan die voor humane gezondheid zijn de fytoxische grenswaarden voor gras richtinggevend voor deze vormen van bodemgebruik (tabel 5).

3.5.9 Cu-Terrestrische natuur

De afleiding van bodemkwaliteitswaarden voor koper is gebaseerd op het onder Cadmium beschreven voedselweb. Getoetst is op de dagelijkse belasting via het voedsel van de in afbeelding 1 onderscheiden organismen (zie voor overdrachtsrelaties en kritieke doses: bijlage 2, 3 en 5) en niet alleen voor de eindschakels in het web (mol, das, steenuil en torenvalk). De samenstelling van gras is berekend door gebruik te maken van de overdrachtsfactoren zoals beschreven in de paragraaf 'Beweid grasland'.

Met uitzondering voor de regenworm, ontbreken in de literatuur voor koper in ecosystemen zowel eenduidige gegevens met betrekking tot dosis-effectrelaties, als overdrachtsrelaties tussen gras en dier, en van dier naar dier. Ma (1983) geeft voor koper een viertal overdrachtsrelaties voor bodem→regenworm die tot zeer uiteenlopende voorspellingen leiden. Na toetsing van deze overdrachtsrelaties bleken zij de waarden voor het bestand waaruit zij zijn afgeleid weliswaar goed te voorspellen, doch toegepast op de andere bestanden daarentegen bleek de voorspellende waarde zeer slecht.

Om nu een wél bruikbare overdrachtsrelatie voor het FBS-project te kunnen zijn alle in de literatuur beschreven gemeten kopergehalten in bodem en regenworm (zuiverings-slibproefvelden, compostproefvelden en veldonderzoek omgeving Budel, beschreven in Ma 1983 en het uiterwaardenonderzoek uit Kerhofs 1996) in één bestand bijeen gebracht en is met regressie-analyse op gehalten en bodemsamenstelling, gezocht naar een algemeen toepasbare overdrachtsrelatie die zowel in wel als niet verontreinigde bodems bruikbaar is. De beste 00fit (correlatiecoëfficiënt $r^2=0,78$) werd verkregen met:

$$B_c = W_c * 10^{(0,01679 \% \text{lutum} + 0,1014 \% \text{organische stof} + 0,232 \text{ pH} - 0,92)}$$

Ma (1983) geeft voor de meest kritieke bodem in zijn onderzoek (17% lutum; 3,4% organische stof en pH 5,1) en een grenswaarde van 40 mg /kg dr gr. als acceptabele bodemkwaliteit (44 mg /kg droge massa in de worm).

Voor de overige organismen zijn de relaties uit bijlage 3b aangehouden, waarbij voor zowel zoogdieren als vogels wordt uitgegaan van een maximaal dagelijkse dosis van 8 mg Cu per kg lichaam massa, een retentie van 0,007 en levensverwachtingen, voedselinname en lichaamsmassa volgens bijlagen 3 en 5.

Algemene conclusie

Bij de afleiding van de acceptabele bodemkwaliteit bleek de regenworm het meest kritisch. Het voor natuur acceptabele bodem-kopergehalte bedraagt derhalve:

$$B_c = 30 \cdot 10^{(0,091 \cdot \log(\% \text{lutum}) + 0,92 \cdot \log(\% \text{organische stof}) + 1,45 \cdot \log(\text{pH}) - 1,86)}$$

3.5.10 Samenvatting FBS-waarden voor koper

Onderstaande tabel 5 geeft een samenvatting van de attenderingswaarden voor bodem-kopergehalten voor de onderscheiden bodemgebruikvormen. Tabel A geeft de genuanceerde afleiding; tabel B geeft de resulterende attenderingswaarde die behoort bij de gemiddelde bodemsamenstelling zoals die in Nederland onder de betreffende bodemgebruikvorm wordt aangetroffen.

Tabel 5 Functiegerichte bodemkwaliteitswaarden voor Koper (mg/kg droge grond)

A. Koper		Rekenregel	
Beweid grasland		$B_c = 23,3 \cdot (-0,071 \cdot (\text{lutum}) + 0,689 \cdot (\text{organische stof.}) + 0,303 \cdot (\text{pH}) - 0,69)$	
Veevoedergewassen		$B_c = 22,9 \cdot (-0,015 \cdot (\text{lutum}) + 0,538 \cdot (\text{organische stof.}) + 0,31 \cdot (\text{pH}) - 0,55)$	
Akkerbouw		idem	
Vollegroondsgroente		$B_c = 1,4 \cdot 10^{(0,076 \cdot \log(\text{lutum}) + 0,59 \cdot \log(\text{organische stof.}) + 1,43 \cdot \log(\text{pH}) + 0,269)}$	
Fruit		idem	
Sierteelten		idem	
Moestuin		$B_c = 1,4 \cdot 10^{(0,076 \cdot \log(\text{lutum}) + 0,59 \cdot \log(\text{organische stof.}) + 1,43 \cdot \log(\text{pH}) + 0,269)}$	
Speel- en ligweiden } gazons kampeerterreinen		$B_c = 23,3 \cdot (-0,071 \cdot (\text{lutum}) + 0,689 \cdot (\text{organische stof.}) + 0,303 \cdot (\text{pH}) - 0,69)$	
Terrestrische natuur		$B_c = 30 \cdot 10^{(0,091 \cdot \log(\% \text{lutum}) + 0,92 \cdot \log(\% \text{organische stof}) + 1,45 \cdot \log(\text{pH}) - 1,86)}$	

B. Koper	Richtwaarden)¹					
	Zand	Zavel	Klei	Kleiig veen	Dalgrond	löss
Beweid grasland	127	106	93	362	205	60
Veevoedergewassen	64	50	63	201	150	45
Akkerbouw	64	51	64	299	149	46
Groenteteelten	65	108	122	223	112	79
Fruit	62	63	82	193	129	36
Sierteelten	54	74	76	168	112	77
Moestuin, Speel- en ligweiden	88	108	122	223	112	79
Kampeer- terreinen, gazons	95	58	75	201	140	35
Terristrische natuur	57	68	90	111	57	53

)¹ % lutum / % organische stof / pH / zie voetnoot onder tabel 1

3.6 Zink

3.6.1 Zn-Grasland

Römkens (1990) geeft voor de zinkrelatie bodem→gras een bodemparameter-afhankelijke overdrachtsrelatie (bijlagen 2 en 6). Toetsing van deze relatie aan de gemeten relaties in het Maasoevergrondenbestand resulteert echter in onbevredigend lage correlatie tussen voorspeld en gemeten gehalten.

Op basis van het Maasoevergrondenbestand zelf kon een empirische overdrachtsrelatie worden gevonden met een correlatiecoëfficiënt van $r^2=0,79$:

$$B_c = P_c * 10^{(0,076 * \log(\text{lutum}) + 0,95 * \log(\text{organische stof.}) + 2,73 * \log(\text{pH}) - 2,2)}$$

Lac-91 noemt fytotoxische effecten op gras bij Zn-gehalten vanaf 200 mg /kg dr. gr. overeenkomend met corresponderende met een fytotoxisch zinkgehalte in gras van 101 mg/kg droge stof.

Naast het fytotoxische criterium noemt de Vet. Mil. hyg. wijzer een diertoxisch criterium (maximaal 500 mg Zn/kg lever) doch er zijn geen overdrachtsfactoren bekend voor gras→dier of gras→lever. Er zijn geen warenwetnormen voor Zn.

Uit de praktijk is bekend dat lang voor er diertoxiciteit door Zn optreedt, de grasgroei sterk wordt beperkt. Dit betekent dat voor grasland de fytotoxische norm het meest kritiek is.

Het kritieke zinkgehalte voor beweid grasland wordt daarmee gelijk aan:

$$B_c = 101 * 10^{(0,076 * \log(\text{lutum}) + 0,95 * \log(\text{organische stof.}) + 2,73 * \log(\text{pH}) - 2,2)}$$

Tabel 6 geeft voor de meest voorkomende bodemtypen in ons land bij de gemiddelde samenstelling behorende bij de betreffende bodemgebruikvorm (pH en organische stofgehalte zijn bodemgebruiks-afhankelijk) de bijbehorende functieafhankelijke bodemkwaliteitswaarden.

3.6.2 Zn-Veevoedergewassen

Voor veevoedergewassen (snijmais en suikerbietenkoppen en -loof) zijn geen overdrachtsrelaties bodem→gewas bekend. Uit het Maasoevergrondenbestand kon echter voor beide gewassen een goede relatie worden afgeleid (correlatiecoëfficiënten r^2 resp. 0,86 voor bieten en 0,88 voor mais). Uit de overdrachtsrelaties blijkt snijmais een sterkere Zn accumulator te zijn dan bieten.

Omdat voor zink noch uit diergezondheidsoogpunt noch in het kader van de warenwet wettelijke normen zijn vastgesteld, is het acceptabele bodem-zinkgehalte voor veevoedergewassen beoordeeld op fytotoxiciteit volgens Lac-91 waarbij (in afwijking van de 200 mg voor gras) een maximaal bodemgehalte van 100 mg Zn /kg droge grond wordt aangehouden, overeenkomend met 99 mg/kg droge stof in de maïsplant.

Het kritieke zinkgehalte voor veevoedergewassen wordt daarmee gelijk aan:

$$B_c = 99 * 10^{(0,356 * \log(\text{lutum}) + 0,248 * \log(\text{organische stof.}) + 2,62 * \log(\text{pH}) - 2,07)}$$

3.6.3 Zn-Akkerbouw

Van de akkerbouwgewassen geeft Römkens (1999) alleen voor tarwe een bodemsamenstellings-afhankelijke overdrachtsrelatie voor zink. Toetsing van voorspelde gehalten op basis van deze overdrachtsrelatie aan het Maasoevergrondenbestand leverde redelijk goede voorspellingen op (gem. afwijking tussen berekende en gemeten waarden: 150%)

Uit het Maasoevergrondenproject echter kon voor gronden met verhoogde Zn-gehalten een beter voorspellende overdrachtsfactor worden afgeleid met $r^2 = 0,89$ en een gemiddelde afwijking tussen berekende en gemeten gehalten van 17%). Voor suikerbieten is de overdrachtsrelatie in de vorige paragraaf (veevoedergewassen) beschreven. Een uit hetzelfde bestand afgeleide bodemparameter-afhankelijke overdrachtsrelatie voor aardappelen resulteerde in een correlatiecoëfficiënt met liefst $r^2 = 0,93$.

Voor zink gelden geen warenwetten of residuenormen uit de gewasbeschermingsmiddelenwet, waardoor fytotoxiciteit het acceptabele bodem-zinkgehalte bepaald. Uitgaande van de grenswaarde hiervoor volgens Lac-91 (100 mg Zn /kg droge grond voor bodems met de sterkste overdracht naar het gewas) blijkt het gewas aardappelen kritischer dan tarwe of suikerbieten. Hiermee wordt de kritische bodemkwaliteit voor akkerbouw gelijk aan de fytotoxische attenderingswaarde welke voor aardappelen is afgeleid (maximaal 4,6 mg/kg verse massa):

$$B_c = 4,6 * 10^{\wedge} (0,284 * \log (\% \text{lutum}) + 0,69 * \log (\% \text{organische stof}) + 02,11 * \log (\text{pH}) - 0,637)$$

3.6.4 Zn-Groenteteelten

Voor groenteteelten zijn de volgende overdrachtsrelaties beschikbaar. Sauerbeck en Lübben geven een gemiddelde relatie voor een uit 10 groenten bestaand pakket. Van Gestel geeft voor sla en radijs en Römken alleen voor radijs een bodemparameter afhankelijke overdrachtsrelatie. Toetsing van deze relaties aan de Maasoevergrondenbestand-gegevens voor sla en andijvie leert dat de gemiddelde afwijking 92% bedraagt tussen de door Van Gestel voor sla voorspelde gehalten en de gemeten gehalten. De uit het Maasoevergrondenbestand zelf afgeleide overdrachtsrelaties leiden tot correlatiecoëfficiënten tussen gemeten en voorspelde gehalten van 0,9 zowel voor sla (gem. afwijking berekend-gemeten 22%) als voor andijvie. Sla blijkt een sterkere Zn-accumulator dan andijvie en is daarom als zink-gevoeliger verondersteld.

Voor zink in groentegewassen zijn geen wettelijke normen vastgesteld noch zijn er humaan-toxische gehalten bekend, waardoor fytotoxiciteit het acceptabele bodemzinkgehalte voor groenteteelten bepaald. Gebruik van de uit het Maasoevergrondenbestand afgeleide overdrachtsrelatie voor sla (fytotoxische gehalte in de plant: >8 mg/kg verse massa) resulteert in acceptabele bodemgehalten die enigszins hoger zijn dan de door Lac-91 genoemde signaalwaarden. De oorzaak hiervan ligt in de vrij sterke (negatieve) pH-invloed op de biobeschikbaarheid van zink, in combinatie met de relatief hoge pH waarden in gronden met groenteteelten.

Gebruik van de relatie voor het groentenpakket volgens Sauerbeck et al leidt, uitgaande van fytotoxiciteit bij 100 mg Zn in zand (2% lutum, 3% organische stof, pH 5,5), tot extreem lage acceptabele Ozongehalten voor zavel, klei- en veengronden. Gebruik van de radijs-relaties zowel volgens Van Gestel als volgens Römken, leidt daarentegen tot extreem hoge acceptabele bodem-zinkgehalten.

Algemene conclusie

De attenderingswaarde voor zink in bodems met groenteteelt kan het best worden gebaseerd op fytotoxiciteit voor sla zoals deze met behulp van de overdrachtsrelatie uit het Maasoevergrondenbestand is afgeleid:

$$B_c = 8,1 * 10^{\wedge} (0,447 * \log (\% \text{lutum}) + 0,698 * \log (\% \text{organische stof}) + 3,63 * \log (\text{pH}) - 2,02)$$

3.6.5 Zn-Fruit en sierteelten

In de literatuur zijn voor fruit- en sierteelten geen specifieke overdrachtsfactoren bodem→oogstproduct voor zink aangetroffen. Ook uit de landelijke bestanden met gemeten bodem- en gewasgehalten kunnen geen overdrachtsrelaties voor zink worden afgeleid: noch in het IB-onderzoek noch in het Maasoevergronden onderzoek is het element zink meegenomen. Vooralsnog is voor fruit en voor sierteelten de overdrachtsrelatie voor akkerbouw, en de fytotoxische grenswaarde volgens LAC-91 gebruikt (100 mg Zn/kg droge zandgronden (2% lutum, 3% organische stof, pH 5,5).

3.6.6 Zn-Moestuin

Evenals voor vollegronddroge stofgroente is voor de bodemgebruikvorm Moestuin de overdrachtsrelatie voor sla zoals afgeleid uit het Maasoevergrondenbestand, gebruikt.

Naast de fytotoxische norm, is het volksgezondheids criterium (TDI) gehanteerd volgens Vermeire (1991). Voor Zn bedraagt de TDI 1 mg/kg lichaamsgewicht per dag. Volgens de Vet.Milhyg .wijzer (1998) is de gemiddelde dagelijkse blootstelling aan Zn 0,3 mg/kg lichaamsgewicht/dag. Uitgaande van een aandeel van 25% via groenten wordt ingenomen bedraagt de niet opgevulde ruimte van de TDI bedraagt derhalve 0,7 mg/kg lichaamsgewicht/dag.

Indien wordt geaccepteerd dat de niet opgevulde TDI-ruimte volledig voor bodemverontreiniging beschikbaar is (er geen abnormale Zn-belasting via luchtverontreiniging, rookgewoonten, drinkwater en voedingsmiddelen van dierlijke oorsprong optreedt) bedraagt voor kinderen (lichaamsgewicht 14 kg) de beschikbare ruimte voor ingestie van grond en groente: $(0,7 + 0,25 \cdot 0,3) \cdot 14 = 10,85$ mg Zn/dag.

Uitgaande van kinderen in de leeftijd 1-6 jaar met genoemd gemiddeld lichaamsgewicht van 14 kg en met -Hulshof 1988- een dagelijkse totale groente-inname van 0,09 kg per dag en een grondinname van 0,00052 kg per dag), en van de overdrachtsrelatie bodem→plant voor groenteteelten, kan gebruikmakende van regel (5c) uit bijlage 1 de kritieke bodem-zinkconcentraties worden berekend.

Hierbij bleek dat de restruimte voor Zn-TDI dusdanig groot is dat voor moestuin de fytotoxische norm aanzienlijk eerder wordt overschreden dan de humane gezondheidsnorm. De acceptabele bodemkwaliteitswaarde voor zink in moestuin is daarom gelijk aan die voor groenteteelten (tabel 6).

3.6.7 Zn-Kampeertreinen, zon-, speel- en ligweiden

Deze recreatieve bodemgebruiksvormen verschillen van de gebruiksvorm 'Moestuin' in de zin dat hier enkel ingestie van grond door kinderen optreedt. Omdat de fytotoxische normen voor Zn kritischer zijn dan die voor humane gezondheid zijn de fytotoxische grenswaarden voor gras richtinggevend voor deze vormen van bodemgebruik (tabel 6).

Omdat pH en organische-stofgehalte tussen beide bodemgebruiksvormen afwijken, wijken ook de richtwaarden (tabel 6b) tussen beweid grasland en recreatief graslandgebruik onderling van elkaar af.

3.6.8 Zn-Terrestrische natuur

Evenals de overige metalen en arseen is ook de afleiding van bodemkwaliteitswaarden voor zink gebaseerd op het onder Cadmium beschreven voedselweb. Getoetst wordt op de dagelijkse belasting via het voedsel van de in afbeelding 1 onderscheiden organismen (zie voor overdrachtsrelaties en kritieke doses: bijlage 2, 3 en 5) en niet alleen voor de eindschakels in het web (mol, das, steenuil en torenvalk). De samenstelling van gras is berekend door gebruik te maken van de overdrachtsfactoren zoals beschreven in de paragraaf 'Beweid grasland'.

Met uitzondering voor de regenworm, ontbreken in de literatuur voor zink in ecosystemen zowel eenduidige gegevens met betrekking tot dosis-effectrelaties, als overdrachtsrelaties tussen gras en dier, en van dier naar dier. Ma (1983) geeft voor zink een viertal overdrachtsrelaties voor bodem→regenworm die tot zeer uiteenlopende voorspellingen leiden.

Na toetsing van deze overdrachtsrelaties bleken zij de waarden voor het bestand waaruit zij zijn afgeleid weliswaar goed te voorspellen, doch toegepast op de andere bestanden daarentegen bleek de voorspellende waarde zeer slecht.

Om nu een wél bruikbare overdrachtsrelatie voor het FBS-project te kunnen zijn alle in de literatuur beschreven gemeten zinkgehalten in bodem en regenworm (zuiverings-slibproefvelden, compostproefvelden en veldonderzoek omgeving Budel, beschreven in Ma 1983 en het uiterwaardenonderzoek uit Kerkhoffs 1996) in één bestand bijeen gebracht en is met regressie-analyse op gehalten en bodemsamenstelling, gezocht naar een algemeen toepasbare overdrachtsrelatie die zowel in wel als niet verontreinigde bodems bruikbaar is.

De beste fit (correlatiecoëfficiënt $r^2=0,53$) werd verkregen met :

$$B_c = W_c \cdot 10^{(0,1539 \log(\% \text{lutum}) + 0,853 \log(\% \text{organische stof}) + 2,357 \log(\text{pH}) - 3,34)}$$

Algemene conclusie

Zink wordt zeer goed gereguleerd door zoogdieren (interne concentratie in muizen is bijvoorbeeld onafhankelijk van de blootstellingsconcentratie (Moriarty 1985) waardoor doorvergiftiging met zink niet optreedt en wormtoxiciteit de beperkende factor wordt.

Als grenswaarde voor wormtoxiciteit geeft Schobben (1989) 1120 mg/kg droge standaardbodem (25% lutum, 10% organische stof, pH 7), overeenkomend met 587 mg/kg in de worm.

Het voor natuur acceptabele bodem-zinkgehalte bedraagt derhalve:

$$B_c = 587 \cdot 10^{(0,1539 \log(\% \text{lutum}) + 0,853 \log(\% \text{organische stof}) + 2,357 \log(\text{pH}) - 3,34)}$$

3.6.9 Samenvatting FBS-waarden voor Zink

Onderstaande tabel 6 geeft een samenvatting van de attenderingswaarden voor bodem-zinkgehalten voor de onderscheiden bodemgebruikvormen. Tabel A geeft de genuanceerde afleiding; tabel B geeft de resulterende attenderingswaarde die behoort bij de gemiddelde bodemsamenstelling zoals die in Nederland onder de betreffende bodemgebruikvorm wordt aangetroffen.

Tabel 6 Functiegerichte bodemkwaliteitswaarden voor Zink (mg/kg droge grond)

A. Zink		Rekenregel
Beweid grasland		$B_c = 101 * 10^{(0,076 * \text{LOG}(\text{lutum}) + 0,95 * \text{LOG}(\text{organische stof}) + 2,73 * \text{LOG}(\text{pH}) - 2,2)}$
Veevoedergewassen		$B_c = 99 * 10^{(0,356 * \text{LOG}(\text{lutum}) + 0,248 * \text{LOG}(\text{organische stof}) + 2,62 * \text{LOG}(\text{pH}) - 2,07)}$
Akkerbouw		$B_c = 4,6 * 10^{(0,284 \log(\% \text{lutum}) + 0,69 \log(\% \text{organische stof}) + 2,11 \log(\text{pH}) - 0,637)}$
Vollegrondsgroente		$B_c = 8,1 * 10^{(0,447 * \log(\% \text{lutum}) + 0,698 * \log(\% \text{organische stof}) + 3,63 * \log \text{pH} - 2,02)}$
Fruit		$B_c = 4,6 * 10^{(0,284 \log(\% \text{lutum}) + 0,69 \log(\% \text{organische stof}) + 2,11 \log(\text{pH}) - 0,637)}$
Sierteelten		idem
Moestuin		$B_c = 8,1 * 10^{(0,447 * \log(\% \text{lutum}) + 0,698 * \log(\% \text{organische stof}) + 3,63 * \log \text{pH} - 2,02)}$
speel- en ligweiden } gazons		$B_c = 101 * 10^{(0,076 * \text{LOG}(\text{lutum}) + 0,95 * \text{LOG}(\text{organische stof}) + 2,73 * \text{LOG}(\text{pH}) - 2,2)}$
kampeertreinen		
Terrestrische natuur:		$B_c = 587 * 10^{(0,1539 \log(\% \text{lutum}) + 0,853 \log(\% \text{organische stof}) + 2,357 \log(\text{pH}) - 3,34)}$

B. Zink		Richtwaarden)¹					
		zand	zavel	klei	kleiig veen	dalgrond	löss
beweid grasland		376	427	440	1361	547	213
veevoedergewassen		164	320	481	585	244	302
akkerbouw		126	183	319	689	292	124
groenteteelten		151	664	831	1398	247	3316
fruit		112	164	243	684	279	74
sierteelten		92	195	218	560	229	190
moestuin		216	664	831	1398	247	331
speel- en ligweiden, kampeertreinen, gazons		273	251	788	837	391	125
terrestrische natuur		142	192	300	305	141	148

¹ %lutum / %organische stof / pH / zie voetnoot onder tabel 1

3.7 Overige stoffen

De hiervoor beschreven metalen en arseen zijn op relatief grote schaal onderzocht op toxiciteit en op biobeschikbaarheid.

Andere potentiële bodemverontreinigingen die de aandacht vragen zijn in veel mindere mate onderzocht waardoor nuancering naar bodemgebruikvorm of bodemparameter veelal nog niet mogelijk is. De belangrijkste stoffen zijn: de metalen nikkel en chroom, en een aantal organische verbindingen (drins, DDT/DDE, HCH's, heptachloor, PCB en dioxinen).

3.7.1 Nikkel

Landbouwkundige en recreatieve vormen van bodemgebruik

In de literatuur wordt een drietal overdrachtsfactoren bodem→vegetatie gegeven waarvan 2 bodemparameter afhankelijk: Römken voor planten in het algemeen, Sauerbeck en Luten voor groenten, en PIMM eveneens voor planten in het algemeen. Voor nikkel is geen bestand beschikbaar met gemeten gehalten in de bodem en daarop groeiende vegetatie, waardoor de

overdrachtsrelaties niet kunnen worden getoetst. Onderlinge vergelijking leert dat voor gegeven bodemtypen de voorspelde gehalten tussen de drie relaties extreem (met een factor 45000) uiteenlopen. Römken geeft bovendien twee relaties: een op basis van totaal Ni-gehalte in de plant en een op basis van EDTA-extraheerbaar gehalte, en ook deze twee relaties leiden voor eenzelfde bodem al tot verschillen met een factor 10 in de berekende gehalten.

Mede omdat er voor nikkel ook geen wettelijke normen bestaan ten aanzien van acceptabele gehalten is voor landbouwkundige bodemgebruiksvormen daarom volstaan met fytotoxische attenderingswaarden.

Lac-91 noemt fytotoxische bodem-nikkelgehalten die afhankelijk van lutum- en organische stofgehalte en pH variëren van 10 tot 60. Op basis van een bij Nederlandse bodems gangbare spreiding in deze parameters is m.b.v. een regressie-analyse onderstaande, bodemparameter afhankelijke attenderingswaarde voor landbouw afgeleid:

$$B_c = 10^{(0,005 * LUTUM + 0,012 \% ORGANISCHE STOF + 0,28 pH - 0,5)} \text{ mg Ni kg dr. gr.}$$

Natuur

Evenals de overige metalen en arseen is ook de afleiding van bodemkwaliteitswaarden voor nikkel gebaseerd op het onder Cadmium beschreven voedselweb. Getoetst wordt op de dagelijkse belasting via het voedsel van zo mogelijk alle in afbeelding 1 onderscheiden organismen (zie voor overdrachtsrelaties en kritieke doses: bijlage 2, 3 en 5) en niet alleen voor de eindschakels in het web (mol, das, steenuil en torenvalk).

Met uitzondering voor de regenworm, ontbreken in de literatuur voor nikkel in ecosystemen zowel eenduidige gegevens met betrekking tot dosis-effectrelaties, als overdrachtsrelaties tussen gras en dier, en van dier naar dier. Ma (1983) geeft voor zink een viertal overdrachtsrelaties voor bodem → regenworm die tot zeer uiteenlopende voorspellingen leiden.

Na toetsing van deze overdrachtsrelaties bleken zij de waarden voor het bestand waaruit zij zijn afgeleid weliswaar goed te voorspellen, doch toegepast op de andere bestanden daarentegen bleek de voorspellende waarde zeer slecht.

Om nu een wél bruikbare overdrachtsrelatie voor het FBS-project te kunnen zijn alle in de literatuur beschreven gemeten nikkelgehalten in bodem en regenworm (zuiverings-slibproefvelden, compostproefvelden en veldonderzoek omgeving Budel, beschreven in Ma 1983 en het uiterwaardenonderzoek uit Kerhoffs 1996) in één bestand bijeen gebracht en is met regressie-analyse op gehalten en bodemsamenstelling, gezocht naar een algemeen toepasbare overdrachtsrelatie die zowel in wel als niet verontreinigde bodems bruikbaar is.

De beste fit (correlatiecoëfficiënt $r^2=0,53$) werd verkregen met :

$$B_c = W_c * (0,244 * (\text{lutum}) - 0,1 * (\text{organische stof.}) + 0,67 * (\text{pH}) - 1,47)$$

Ma (1983) geeft voor de meest kritieke bodem in zijn onderzoek (17% lutum; 3,4% organische stof en pH 5,1) en een grenswaarde van 50 mg /kg droge grond als acceptabele bodemkwaliteit (7 mg /kg droge massa in de worm).

Voor de overige organismen zijn de relaties uit bijlage 3b aangehouden, waarbij voor zowel zoogdieren als vogels wordt uitgegaan van een maximaal dagelijkse dosis van 5 mg Zn per kg lichaam massa, een retentie van 0,007 en levensverwachtingen, voedselinname en lichaamsmassa volgens bijlagen 3 en 5.

Bij de afleiding van de acceptabele bodemkwaliteit bleek de regenworm veruit het meest kritisch. Het voor natuur acceptabele bodem-nikkelgehalte bedraagt derhalve:

$$B_c = 7 * (0,244 * (\text{lutum}) - 0,1 * (\text{organische stof.}) + 0,67 * (\text{pH}) - 1,47)$$

Samenvatting FBS-waarden voor nikkel

Tabel 7 geeft een samenvatting van de attenderingswaarden voor bodem-nikkelgehalten voor de onderscheiden bodemgebruiksvormen. Tabel A geeft de genuanceerde afleiding; tabel B geeft de resulterende attenderingswaarde die behoort bij de gemiddelde bodemsamenstelling zoals die in Nederland onder de betreffende bodemgebruiksvorm wordt aangetroffen.

Tabel 7 Functiegerichte bodemkwaliteitswaarden voor Nikkel (mg/kg droge grond)

A. Nikkel		Rekenregel				
Landbouwkundige en recreatieve vormen van bodemgebruik:		$B_c = 10^{(0,005 \cdot \text{lutum} + 0,012 \cdot \% \text{organische stof} + 0,28 \cdot \text{pH} - 0,5)}$				
Terrestrische natuur		$B_c = 7^{(0,244 \cdot (\text{lutum}) - 0,1 \cdot (\text{organische stof.}) + 0,67 \cdot (\text{pH}) - 1,47)}$				
B. Nikkel		Richtwaarden)¹				
	Zand	Zavel	Klei	Kleiig veen	Dalgrond	Löss
Beweid grasland	11	12	14	22	11	10
Veevoedergewassen	15	22	32	30	18	31
Akkerbouw	15	23	36	25	16	33
Groenteteelten	15	30	30	27	11	20
Fruit	14	19	22	25	15	13
Sierteelten	9	16	18	18	11	18
Moestuin	15	30	30	27	11	20
Speel- en ligweiden, kampeerterreinen, gazons }	10	11	47	17	10	10
Terrestrische natuur	8	30	48	62	9	22

¹ % lutum / % organische stof / pH / zie voetnoot onder tabel 1

3.7.2 Chroom

Landbouwkundige en recreatieve vormen van bodemgebruik

Er is een groot verschil in toxiciteit tussen het driewaardig chroom Cr-III en het zeswaardige anion CrO_4^{2-} en $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$. In normaal ontwaterde, aërobe bodems zoals onder landbouw, recreatie en terrestrische natuur is al het chroom gereduceerd tot het aanzienlijk minder toxische Cr III-oxide. In de literatuur zijn geen overdrachtsfactoren bodem→vegetatie gevonden voor chroom en evenmin van diervoeder naar dier. Daarnaast is er alleen het zeer beperkte bestand van Sauerbeck en Luten beschikbaar met gemeten gehalten in bodems (met alleen lage organische-stofgehalten) en gemiddelde gehalten in daarop groeiende groenten.

Vergeleken met plantentoxiciteit is chroom relatief onschadelijk voor mens en dier. Omdat de overdrachtsrelatie volgens Sauerbeck en Luten niet kan worden getoetst en er geen wettelijke normen bestaan ten aanzien van acceptabele gehalten in voedsel, is voor landbouwkundige en recreatieve bodemgebruikvormen volstaan met fytotoxische attenderingswaarden, waarmee tevens de voedselketen voor mens en dier is afdoende is beschermd.

Lac-91 noemt fytotoxische bodem-chroomgehalten die afhankelijk van lutum- en organische stofgehalte en pH variëren van 10 tot 60. De door LAC-91 aangehaalde achtergronddocumenten nuanceren deze fytotoxiciteit nog verder naar pH (bijlage 5).

Relatering van deze grenswaarden aan doorsnee samenstellingen van Nederlandse bodems leert dat met onderstaande regressievergelijking ook voor chroom een bodemparameter-afhankelijke attenderingswaarde kan worden afgeleid:

$$B_{c \text{ CR-III}} = 10^{(0,6 \cdot \log(\text{LUTUM}) - 0,8 \cdot \log(\text{organische stof}) - 5,3 \cdot \log(\text{pH}) + 6,5)}$$

Voor zeswaardig chroom kan de attenderingswaarde een factor 5 lager worden genomen (LAC-91).

Natuur

Met uitzondering voor de regenworm, ontbreken in de literatuur voor chroom in ecosystemen zowel eenduidige gegevens met betrekking tot dosis-effectrelaties, als overdrachtsrelaties tussen gras en dier, en van dier naar dier.

Uit de diverse in de literatuur beschreven gemeten zinkgehalten in bodem en regenworm (zuiveringsstribproefvelden, compostproefvelden en veldonderzoek omgeving Budel, beschreven in Ma 1983 en het uiterwaardenonderzoek uit Kerhoffs 1996) kan een overdrachtsrelatie voor bodem-chroom naar de regenworm worden afgeleid. Omdat er echter geen gegevens voorhanden

zijn voor toxische niveaus in organismen kunnen voor terrestrische natuur vooralsnog geen genuanceerde bodemkwaliteitswaarden voor chroom worden afgeleid.

Samenvatting FBS-waarden voor chroom

Onderstaande tabel 8 geeft daarom alleen een samenvatting van de attenderingswaarden voor bodem-chroomgehalten voor landbouwkundige en recreatieve bodemgebruikvormen. Tabel A geeft de genuanceerde afleiding; tabel B geeft de resulterende attenderingswaarde die behoort bij de gemiddelde bodemsamenstelling zoals die in Nederland onder de betreffende bodemgebruikvorm wordt aangetroffen.

Tabel 8 Functiegerichte bodemkwaliteitswaarden voor Chroom (mg/kg droge grond)

A. Chroom Rekenregel

Landbouwkundige en recreatieve vormen van bodemgebruik:

$$B_{c_{CR-III}} = 10^{(0,6 \cdot \log(\text{LUTUM}) - 0,8 \cdot \log(\text{organische stof}) - 5,3 \cdot \log(\text{pH}) + 6,5)}$$

$$(B_{c_{CrVI}} = B_{c_{CrIII}} \cdot 0,2)$$

Terrestrische natuur : Pm

B. Chroom

Richtwaarden voor driewaardig chroom: voor zeswaardig Cr: richtwaarden vermenigvuldigen met 0,2

	Zand	Zavel	Klei	Kleiig veen	Dalgrond	Löss
Beweid grasland	229	626	798	447	219	821
Veevoedergewassen	228	605	401	275	103	451
Akkerbouw	228	556	342	364	125	418
Groenteteelten	166	250	313	319	227	360
Fruit	302	521	528	365	137	1084
Sierteelten	501	683	871	604	227	393
Moestuin	166	250	313	319	227	360
Speel- en ligweiden, kampeertreinen, gazons	201	979	181	672	303	1285
Terrestrische natuur	Pm					

)¹ % lutum / % organische stof / pH / zie voetnoot onder tabel 1

3.7.3 Organische verontreinigingen

Naast gegevens over arseen en de hiervoor behandelde metalen zijn er overdrachtsfactoren bodem>plant>dier en kritieke samenstellingen bekend voor aldrin/dieldrin, eldrin, DDT/DDE, a-, b-, en c-HCH's, heptachloor, PCB, dioxinen, lindaan en MCPA.

De gepubliceerde overdrachtsfactoren bodem>plant>dier zijn zelden bodemparameter-afhankelijk zodat thans nog geen onderscheid kan worden gemaakt naar biobeschikbaarheid naar bodemtype.

Met behulp van de kritieke samenstellingen voor deze stoffen zoals samengevat in de bijlagen 4 en 5, en de overdrachtsfactoren in bijlage 2 voor bodem>plant en bijlage 3 voor plant>dier, is met behulp van rekenregel 8 uit bijlage 1 onderstaande tabel 9 met attenderingswaarden voor organische verontreinigingen samengesteld.

De attenderingswaarden voor terrestrische natuur zijn uit de literatuur overgenomen: een bodem-organische-stof-afhankelijke afleiding zoals voorgesteld in de BKH-systematiek blijkt op dusdanig algemene aannames te berusten dat deze nuancering zonder nadere verifiëring aan gemeten waarden niet verantwoord is geacht.

Voor landbouwkundige bodemgebruikvormen blijkt nagenoeg steeds de warenwetnorm voor melkproducten de sterkste beperking voor het bodemgehalte van een stof. Alleen voor a-HCH is de veevoedernorm sterker beperkend voor de bodemgebruikvorm grasland.

Samenvatting FBS-waarden voor organische verbindingen

Tabel 9 Functiegerichte bodemkwaliteitswaarden voor Organische verontreinigingen (mg/kg droge grond)

	Aldrin/ dieldrin	endrin	ddt/dde	aHCH	bHCH	CHCH (lindaan)	Hepta- chloor	HCB	PCB	dioxine	MCPA
beweid grasland	0,19	0,16	3,5	0,2	0,06	1,6	0,08	1,1	0,04	0,00007	
Veevoeder- gewassen akkerbouw	0,31	0,25	4,7	0,8	0,09	2,5	0,12	1,8	0,06	0,00007	
terrestrische natuur			1,6 2			10			3,4		100

4 Conclusies en evaluatie

Vergelijking van de geactualiseerde bodemkwaliteitswaarden (de FBS-waarden) met de oorspronkelijke LAC-waarden en met de gemeten bodemkwaliteit van niet (specifiek) verontreinigde gronden in Nederland, leidt tot de volgende bevindingen en aanbevelingen.

4.1 Algemeen

De overdrachtsfactor bodem→plant is niet alleen afhankelijk van bodemparameters (organische stofgehalte, lutumgehalte, pH) maar blijkt ook afhankelijk te zijn van de aard van de vervuiling. Voor de meeste onderzochte elementen blijken de overdrachtsrelaties afgeleid uit de gemeten waarden in bodem en gewas in het Maasoevergrondenbestand fors af te wijken van de overdrachtsrelaties die zijn afgeleid uit het landelijke IB-bestand. Zo blijkt voor bodems die zijn belast met cadmium, lood en koper afkomstig uit overstromingswater of aan de bodem toegevoegd slib (slootbagger, zuiveringsslib, havenslib) voor een aantal vegetaties een positieve relatie te bestaan tussen lutumgehalte of pH in de bodem en metaalgehalte in de plant, terwijl er bij bodems die overwegend door atmosferische depositie zijn verontreinigd (IB-bestand) een negatieve relatie is tussen enerzijds droge stof lutumgehalte en pH en anderzijds droge stof het metaalgehalte in het gewas.

Opmerkelijk lijkt het bijvoorbeeld dat in het Maasoevergrondenbestand zowel een toenemend lutumgehalte als pH, tot een hoger Cd-gehalte in tarwe leidt bij een gegeven bodem-Cd-gehalte. Verwacht mag immers worden dat lutum Cd bindt en een hogere pH Cd immobiliseert hetgeen tot een lagere biobeschikbaarheid leidt. De verklaring voor de tegengestelde constatering in het Maasoevergrondenbestand is wellicht dat er voor bodems waar (kalkrijk) overstromingswater een belangrijke Cd-bron vormt, een fysisch-geografische relatie bestaat tussen Cd-depositie, pH van de bovengrond en lutum-depositie. Wellicht is Cd overwegend aan lutumdelen in het kalkhoudende overstromingswater gebonden. Het netto-effect hiervan lijkt tot een hogere biobeschikbaarheid te leiden: het effect van een hoger Cd gehalte domineert het Cd-bindende en immobiliserende effect van de meegekomen lutum, resp. pH-stijging.

Dit zou betekenen dat er een Cd-bron-afhankelijke overdrachtsrelatie bodem→plant bestaat met als uitersten enerzijds droge stof uitsluitend atmosferische depositie, en anderzijds droge stof overstroming met vervuild rivierwater of ophoging met havenslib en/of slootbagger.

Zo ook arseen: bij aanrijking via grondwater (kwel) heeft het vrij ijzergehalte (co-precipitatie van ijzer met As) in de bodem een sterk limiterend effect op de overdracht bodem→plant. Het is echter zeer de vraag of dit ook geldt indien ijzer en arseen afzonderlijk aan de bodem worden toegediend.

Een afhankelijkheid van de overdrachtsrelatie van de aard van de verontreinigingsbron verklaart tevens de slechte overeenkomst van de in de literatuur vermelde overdrachtsfactoren (Römken, Van Gestel, Sauerbeck en Lüten) met de daadwerkelijk gemeten overdracht bodem→gewas (Landelijke IB-onderzoek, Maasoevergrondenproject).

Deze bevindingen hebben tot het besef geleid dat indien dit geldt voor de overdracht van bodem→plant, dit ook kan gelden voor de overdracht van plant→dier of mens. Met name bij de overdrachtsfactoren gras→rundvee (die niet zijn vastgesteld aan de hand van grasgehalte maar door het gras te mengen met verontreinigd slib of in water opgeloste vorm –Veterinaire Milieu Hygiënewijzer 1998) kan de vraag worden gesteld in welke mate deze overdrachtsfactoren representatief zijn voor de relatie gras→melk, lever, nier en overig vlees.

De ernst van een verontreiniging lijkt dus niet alleen afhankelijk van het gewas en de speciatie van de stof maar ook van de aard (bron) van die stof in de bodem. Speciatie van een stof en daarmee een risicobeoordeling kan in principe van het totaalgehalte in de bodem worden afgeleid indien de aard van de verontreiniging overeenkomt met de aard van verontreiniging in de onderzoekssituatie. De aard van de bodemverontreiniging is in de praktijk echter divers en vele situaties wijken sterk af van de onderzoekssituatie waarop de systematiek is gebaseerd. Inzet van onderzoeksmiddelen naar biobeschikbare extractietechnieken lijkt daarom van minstens zo grote praktische relevantie te zijn dan kennisverdieping van speciatiemechanismen. Aanbevolen wordt daarom de bruikbaarheid van de thans beschikbare en veelbelovende biobeschikbare extractietechnieken te toetsen op bruikbaarheid voor bodemkwaliteits-

beoordeling: te beginnen met de relatie tussen CaCl_2 -extraheerbare bodemmetaalgehalte en metaalgehalte in de sleutelgewassen gras, snijmais, aardappelen, sla of andijvie, peen, bloemkool en peul.

Bovengenoemde bevindingen dat de overdrachtsrelatie bodem→plant mede afhankelijk is van de vorm waarin een stof aan de bodem is toegediend, hebben ook tot het besef geleid dat indien dit geldt voor de overdracht van bodem→plant, dit ook kan gelden voor de overdracht van plant→dier of mens. Met name bij de overdrachtsfactoren gras→rundvee (die niet zijn vastgesteld op basis van in het gras ingebouwde metalen maar door het gras te mengen met verontreinigd slijb of in water opgeloste metalen—Veter. Mil Hygiënewijzer 1998) kan de vraag worden gesteld in welke mate deze overdrachtsfactoren representatief zijn voor de relatie gras→melk, lever, nier en overig vlees.

Vergeleken met de overige bodemgebruikvormen is de kennis met betrekking tot de relatie tussen terrestrische natuur en bodemkwaliteit beperkt. De grootste hiaten doen zich voor bij kwik, arseen, chroom en een aantal organische verontreinigingen (tabel 9). Een gerichte onderzoeksinspanning hiernaar is gewenst.

4.1.1 Maatregelen in situaties waarin de bodemkwaliteit onvoldoende is

Uit de overdrachtsrelaties blijkt eenvoudig in welke richting en in welke mate een bodemfactor moet worden gewijzigd om het gewasgehalte tot een gewenst niveau te laten dalen:

- 1 pH verhogen (soms daarentegen verlagen)
- 2 een profielingreep om door menging van bovengrond met de ondergrond of met van elders aangevoerde grond het lutum- of organische stofgehalte te wijzigen;
- 3 door aanbrengen van een geheel nieuwe bovengrond.

Indien binnen de veehouderij het risico niet met de graskwaliteit maar met de kwaliteit van snijmais of bieten samenhangt (bijv. hoge bodem-Cd gehalten) kan worden overgegaan om

- 1 het veevoedergewas alleen te telen op de minst riskante gronden binnen het bedrijf;
- 2 door bieten in het vee-rantsoen vervangen door maïs of omgekeerd,
- 3 danwel door aankoop van schoner ruwvoer van buiten het bedrijf.

De gewenste veevoederkwaliteit kan in deze situaties worden afgeleid met behulp van bijlage 1.

4.2 Samenvatting van de resultaten per stof

4.2.1 Cadmium.

Zowel de FBS-waarden als de voorlopers daarvan, de LAC-siginaalwaarden, liggen boven de 90 percentielwaarden van het bestand met bodemsamenstellingen van niet (specifiek) verontreinigde gronden (Lamé et al, 1998). Dit betekent dat deze attenderingswaarden realistisch zijn in die zin dat overschrijding ervan alleen in situaties met bodemverontreiniging zal optreden.

Een uitzondering hierop vormen de FBS-waarden voor beweide graslanden. De FBS-waarde voor deze bodemgebruikvorm (circa 0,23 mg Cd/kg droge grond) is een factor 10 strenger dan de LAC-siginaalwaarde hiervoor en is gelijk aan de 50 percentielwaarden van de Cd-gehalten in niet verontreinigde bodems binnen Nederland. Het verschil tussen FBS-waarden en LAC-waarden wordt veroorzaakt doordat de LAC is uitgegaan van de veevoedernorm (maximaal 1 mg Cd / kg gras of hooi) terwijl de FBS-systematiek tevens rekening houdt met overdracht van gras naar dier en vervolgens met accumulatie in dierlijke organen en met de warenwetnormen hiervoor.

Het overeenkomen van de FBS-waarde met de 50 percentielwaarde van de niet verontreinigde gronden in ons land betekent dat de warenwetnormen voor runderlever en rundernier (resp. 0,5 en 2,5 mg Cd /kg) dusdanig streng zijn dat deze op 50% van de niet verontreinigde gronden in Nederland worden overschreden indien het rundveevoer uitsluitend uit gras afkomstig van deze gronden zou bestaan. Een tweede aanwijzing voor een relatief strenge warenwetnorm is dat ook lever en nieren van grote grazers op de Veluwe (edelhert, wilde zwijnen) niet voldoen aan de normen voor cadmium (Wolkers et al, 1994).

De warenwet is weliswaar gebaseerd op volksgezondheidsoverwegingen doch beargumenteerd kan worden dat de hierbij gehanteerde veiligheidsmarge niet mag leiden tot een onterechte verontreinigd-verklaring van gronden.

Om het overschrijdingspercentage van de warenwetnorm terug te brengen tot 5% (op 95% van de niet-verontreinigde gronden voldoen dierlijke en aan de normen voor humane consumptie) zou de warenwetnorm op basis van de gehanteerde afleidingen kunnen worden verhoogd tot 1,5 mg Cd /kg runderlever en 8 mg Cd /kg rundernier.

Aanbeveling verdient het derhalve deze Warenwetnormen te evalueren, om te beginnen door na te gaan in welke mate de Cd-normen in rundveenier en –lever in de praktijk worden overschreden.

Voor de bodemgebruikvormen akkerbouw, fruitteelt en sierteelten bedraagt de FBS-waarde, gemiddeld over alle onderscheiden bodemtypen, eenzelfde orde van grootte als de gemiddelde LAC-waarde. De FBS-waarde nuanceert echter sterker naar bodemtype waardoor de spreiding tussen bodemtypen groter is dan de door LAC aangehouden verschillen tussen zand, veen en klei.

De FBS-waarde voor Cd in gronden waarop groenten of veevoedergewassen worden geteeld is een factor 3 à 6 hoger (minder streng) dan de LAC-waarde hiervoor: (de sterkst Cd-accumulerende) groenten en de veevoeder gewassen snijmais en suikerbieten, blijken minder Cd op te nemen uit de bodem dan destijds de LAC werd aangenomen.

4.2.2 Lood

Met uitzondering van gronden bedoeld voor de teelt veevoedergewassen bedraagt de FBS-waarde, gemiddeld over alle onderscheiden bodemtypen, eenzelfde orde van grootte als de gemiddelde LAC-waarde. De FBS-waarde nuanceert ook voor lood sterker naar bodemtype waardoor met name voor bodems met hogere organische stofgehalten de FBS-attenderingswaarde (aanzienlijk) hoger is dan de 150 à 200 mg Pb/kg droge grond volgens LAC. Voor akkerbouw daarentegen is de FBS-waarde tot een factor twee strenger dan de LAC-signaalwaarde. De LAC-waarde voor akkerbouw is destijds gebaseerd op het gedrag van groenten en aangenomen werd dat het gedrag van voor humane consumptie bedoelde aardappelen en granen hier mee overeen zou stemmen. Uit de IB- en Maasoevergrondenonderzoeken blijkt dat tarwe een aanzienlijk sterkere loodaccumulator is dan die groenten waarop destijds de LAC-waarde is gebaseerd, en de warenwetnorm voor tarwe noopt derhalve tot een aanscherping.

Met uitzondering van akkerbouw op zand en löss zijn de laagste FBS-waarden nog steeds hoger dan de loodgehalten in niet als verontreinigd beschouwde gronden. Bij overschrijding van een FBS-waarde voor lood, zal er in de praktijk dan ook daadwerkelijk sprake van bodemverontreiniging zijn. Op gangbare landbouwgronden wordt de warenwetnorm voor lood in orgaanvlees dus niet overschreden. Opmerkelijk is dan ook dat dit niet geldt voor nier resp. nier en lever van edelhert en wildzwijn op de Veluwe waarvan de bodem toch vrij algemeen als nauwelijks verontreinigd wordt verondersteld (Wolkers et al 1994).

Zoals hiervoor aangegeven kan overschrijding van de FBS-waarden voor akkerbouw op zand en löss optreden zonder dat er duidelijke sprake is van bodemverontreiniging. De FBS-waarden komen overeen met de 75 percentielwaarde van de loodgehalten in niet specifiek verontreinigde bodems in Nederland. Dit betekent dat mogelijk (indien de achtergrond-loodgehalten in zand-, klei en veengronden elk in dezelfde orde van grootte liggen) in 25% van de Nederlandse zand- en lössgronden een overschrijding van de Warenwetnorm voor lood mag worden verwacht. Ook hier speelt een argument dat de veiligheidsmarge die wordt gehanteerd bij de afleiding van Warenwetnormen niet zou m leiden tot onterechte afkeuring van gronden. Indien hierin wordt meegegaan (minstens 95% van de 'schone' gronden in Nederland moet voor elke functie gebruikt kunnen worden) zou de Warenwetnorm voor tarwe moeten worden verhoogd van 0,5 naar 0,7 mg Pb / kg .

Gezien het feit dat de loodverontreiniging in Nederlandse gronden overwegend diffuus door het wegverkeer in het verleden is veroorzaakt kan overigens de vraag worden gesteld of er in Nederland überhaupt wel 'niet specifiek met lood belaste' gronden bestaan.....

4.2.3 Kwik

Bij gebrek aan gegevens is in LAC-verband destijds slechts een attenderingswaarde voor het bodem-kwikgehalte gegeven die geldt voor alle bodemtypen en voor alle landbouwkundige bodemgebruiksvormen (2 mg Hg/kg droge grond). De FBS-waarden zijn over het algemeen strenger maar nog steeds hoger dan de 95 percentielwaarde van de kwikgehalten in niet verontreinigde Nederlandse gronden. Een uitzondering vormen de attenderingswaarden voor beweide grasland en akkerbouw op löss. Met 0,13 respectievelijk 0,15 mg Hg/kg droge grond komen deze overeen met de circa 62 percentielwaarde van de kwikgehalten uit het achtergrondwaardenbestand. De FBS-waarde voor löss-akkerbouw vloeit uit fytotoxiciteit voor tarwe en betekent niet dat dergelijke lössgronden niet geschikt zijn voor tarweteelt maar dat rekening moet worden gehouden met opbrengstderving.

De attenderingswaarde voor löss-grasland vloeit voort uit de warenwetnorm voor het kwikgehalte in rundervier. De huidige waarde leidt er mogelijk toe (indien de achtergrond-kwikgehalten in löss in dezelfde orde van grootte liggen dan op zand-, klei en veengronden) dat op 35% van de lössgronden, hiervan afkomstige rundervier niet aan de warenwetnorm voldoet. Analooq aan het gestelde onder cadmium en lood speelt ook hier het argument dat de veiligheidsmarge die wordt gehanteerd bij de afleiding van Warenwetnormen niet zou mogen leiden tot onterechte afkeuring van gronden. Indien de warenwetnorm voor kwik in rundervier zou worden verhoogd van 0,05 naar 0,1 mg/kg droge grond, voldoet >95% van dit orgaanvlees afkomstig van niet verontreinigde löss, aan de warenwetnorm.

4.2.4 Arseen

Vergelijking van de FBS-waarden met de LAC-waarden voor arseen leert dat de waarden in dezelfde orde van grootte liggen maar ook hier de FBS-waarde sterker nuanceert naar bodemtype waardoor de spreiding groter is.

Voor alle bodemgebruiksvormen bevinden de FBS-waarden zich ruim boven de 95 percentielwaarden van de arseengehalten in het achtergrondwaardenbestand, waardoor er bij overschrijding van de attenderingswaarde slechts bij uitzondering geen sprake zal zijn van bodemverontreiniging.

4.2.5 Koper

Met uitzondering van beweide grasland bedragen de FBS-waarden, gemiddeld over alle onderscheiden bodemtypen, eenzelfde orde van grootte als de gemiddelde LAC-waarden en zijn hoger dan de 95 percentielwaarde van de bodem-Cu gehalten uit het eerder genoemde achtergrondwaardenbestand. Met andere woorden: overschrijding van de FBS-waarden voor koper zal nagenoeg steeds droge stof met bodemverontreiniging samen gaan.

Met name de zorg voor het voor koperovermaat gevoelige Nederlandse schapenras Texelaar heeft destijds binnen de LAC geleid tot het gelijk stellen van het acceptabele bodemgehalte aan het acceptabele voergehalte. Het aandeel opgenomen grond bedraagt echter slechts een fractie (4%) van de hoeveelheid opgenomen ruwvoer en zelfs een worst case benadering (alle met de grond opgenomen Cu wordt in het lichaam gemobiliseerd) leidt tot aanzienlijk hogere acceptabele bodem-Cu gehalten dan door de LAC uit voorzorg werden gehanteerd.

Nuancering naar blootstelling via gewas of hooi en via opgenomen grond, leert dat fytotoxiciteit voor gras zelfs een sterkere beperking betekent dan toxiciteit voor schapen.

De op gras-fytotoxiciteit gebaseerde FBS-waarde voor Cu is hoger dan het acceptabele Cu-gehalte voor de regenworm en de vraag doet zich voor in welke mate de regenworm deel behoort uit maken van gezond grasland. Aanwezigheid van wormenpopulaties onder grasland heeft ontegenzeggelijk voordelen onder meer voor de bodemstructuur en daarmee lucht- en vochtthuishouding van het grasbestand. Op melkveebedrijven waar wormen aanwezig zijn wil men ze niet missen; echter op bedrijven waar ze nooit geweest zijn (jonge polders en droogmakerijen) worden ze niet gemist.

Indien de regenworm als essentieel element wordt beschouwd voor de bodemgebruiksvorm wordt de Cu-FBS-waarde voor grasland gelijk aan die voor terrestrische natuur (zie ook de paragraaf nikkels hieronder).

4.2.6 Zink

Voor alle onderscheiden bodemgebruikvormen bedragen de FBS-waarden gemiddeld over alle onderscheiden bodemtypen, eenzelfde orde van grootte als de gemiddelde LAC-waarden. De FBS-waarde nuanceert echter sterker naar bodemtype waardoor met name voor bodems met hogere organische stofgehalten de FBS-attenderingswaarde hoger is dan de 150 à 350 mg Zn/kg droge grond volgens LAC.

Nagenoeg alle attenderingswaarden zijn hoger dan de 95 percentielwaarde van de bodem-Zn gehalten uit het eerder genoemde achtergrondwaardenbestand. Overschrijding van FBS-waarden zal dan ook nagenoeg steeds met bodemverontreiniging samen gaan.

4.2.7 Nikkel en Chroom

Omdat de attenderingswaarden zowel voor nikkel als chroom volgens FBS en LAC op dezelfde fytotoxiciteit-onderzoeken zijn gebaseerd, ontlopen de attenderingswaarden elkaar nauwelijks. Vergelijking met de achtergrondwaarden uit het bestand met Ni-gehalten in niet verontreinigde Nederlandse bodems leert dat planten dusdanig gevoelig zijn voor Ni-overmaat dat op 20 à 30% van de zand-, dal- en lössgronden de fytotoxiciteitsgrens overschreden wordt en opbrengstderving door Ni-overmaat dreigt. Ook de Ni-attenderingswaarde voor terrestrische natuur (met de regenworm als meest gevoelige organisme) wordt op 50% van de zand- en dalgronden overschreden (zie voor de relatie met consequenties hiervan voor grasland de overwegingen in de koperparagraaf hierboven).

De attenderingswaarden voor chroom, ook die voor terrestrische natuur, liggen ruim boven de 95 percentielwaarde van de bodemchromgehalten in niet verontreinigde gronden binnen Nederland. Overschrijding van de attenderingswaarde zal derhalve nagenoeg steeds stof met bodemverontreiniging gepaard gaan.

4.2.8 Organische verontreinigingen

Ook de FBS waarden voor organische verontreinigingen blijken allen hoger te zijn dan de 95-percentielwaarden van de betreffende gehalten uit het bestand van niet verontreinigde Nederlandse gronden en overschrijding van een attenderingswaarde zal steeds stof gepaard gaan met bodemverontreiniging.

Door een actualisatie van de overdrachtsfactoren bodem→plant en plant→dier, en door aanpassingen van warenwet en veevoedernormen wijken de FBS-waarden enigszins af van de destijds door LAC voorgestelde waarden. De grootste afwijkingen treden op bij dioxinen waar de overdrachtfactor bodem→plant een factor 100 lager blijkt te zijn dan de door LAC aangehouden waarde.

5 Literatuur

Alloway, B.J., Heavy metals in soils.

2nd ed. Blackie Academic & Professional / Chapman & Hall, Glasgow, 1992

Clausing, P., B. Brunekreef, J. van Wijnen, 1989. Een schatting van de ingestie van bodem- en stofdeeltjes door jonge kinderen .

Rapp. nr 364, Vakgroep Gezondheidsleer , LUW, Wageningen

Wiersma, D, B.J. van Goor en N.G. van der Veen. Inventarisatie va Cadmium, lood kwik en arseen in Nederlandse gewassen en bijbehorende gronden.

IB, Rapp 8-1985 + achtergronddocumenten:

- rapport XVI-XVIII Gras, snijmais en bietekoppen Nota IB 138 , IB 1984
- rapport III Aardappelen Nota IB 101 , IB 1982
- rapport X-XIV Tuinbouwgewassen: Nota IB 135 , IB 1984
- rapport IV Spinazie Nota IB 104 , IB 1982
- rapport VI Waspeen Nota IB 114 , IB 1982
- ongenummerd Appelboompercelen Nota IB 100 en 112, IB 1982
- rapport IX Kassla Nota IB 128, IB 1984
- rapport I Tarwepercelen Nota IB 107, IB 1982

Kerkhofs, M.J.J., W. Silva, W. Ma. 1993. Zware metalen en organische micro-verontreinigingen in bode, regenwormen en dassen in het winterbed van de Maas bij Grave. RIZA, nr. 14-1993, in samenwerking met IBN-DLO en RWS Directie Limburg.

Mahtre, G.N., Chaphekar, S.B. 1984, Response of young plants to mercury.

Water Air Soil Pollut., 1984, 21 1-8.

Moriarty, F. , 1987. Bioaccumulation in food chains.

Ecotox. Saf. 13: 208-215

Rijsdorp, I., Van der Naald, W. Arseen.

Rapport Coördinatie-Commissie voor de metingen van Radioactiviteit en Xenobiotische stoffen (CCRX), Leidschendam, 1989

Ros, J. P.M., en W. Sloof. Basisdocument Cadmium en advies Gezondheidsraad. Publicatierreeks milieubeheer nr. 4 RIVM, Maasrt 1990

Schobben, J.H.M., C.A.J. Denneman, N.M. van Straalen, E.N.G/ Joosse-Van Damme. 1989, Een oecotoxicologische risico-evaluatie van referentie, LAC- en EEG-waarden voor de gehalten van zware metalen in de bodem.

TCB-rapport, TCB A89,/04-R, Leidschendam

CML, 1990. Milieu, openluchtrecreatie en gezondheid.

CML mededelingen no. 66. Centrum voor Milieu van de Rijksuniversiteit Leiden.

BKH, 1993

Methode voor de schatting van milieurisico's in de Gelderse uiterwaarden.

In opdracht van Rijkswaterstaat Directie Gelderland.

BKH adviesbureau, Delft 17 maart 1993.

Staarink, T., P. Hakkenbrak (Residubeschikking) Het contaminantenboekje. Een overzicht van stoffen die drink- en eetwaren verontreinigen.

Hoofdinspectie Gezondheidsdienst/Keuringsdienst van Waren Ministerie. van Welzijn, Volksgezondheid en Cultuur. Staatsuitgeverij., 's Gravenhage, 1991, 26-28 / Staatscourant, 35, 18-02-1994.

Projectgroep Zware metalen in oevergronden van Maas en zijrivieren, 1987. Zware metalen in oevergronden en daarop verbouwde gewassen in het stroomgebied van Maas, Geul, en Roer in de Provincie Limburg.

Rapport deel 1 Algemene gegevens en samenvatting van de resultaten. Consulentenschap NMF-LNO, Roermond.

Rapport deel 2 Documentatie van onderzoekgegevens, Instituut voor Bodemvruchtbaarheid, Haren

Staatscourant 40, 1 maart 1993. Warenwetregeling. Normen zware metalen.

Regeling van de Staatssecretaris van Welzijn, Volksgezondheid en Cultuur van 25 febr. 1993.

Productschap voor Veevoeder

Bijlage 1 Verordening voor ongewenste stoffen 1988

Sauerbeck, D. en S. Lübben, 1991 Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Boden, Bodenorganismen und Pflanzen.

Berichte aus der Ökologische Forschung. Forschungszentrum Jülich. Band 6/1991, ISSN 0939-4931, ISBN 3-89336-081-6 Aangehaald in / aangevuld door

Versluys C.W., R. Koops, P. Kreule, M. Waitz, 1998 The accumulation of soil contaminants in crops. RIVM Rapport 711701008, Bilthoven 1998

Vermeire, T.G., M.E. van Apeldoorn, J.C. de Fouw, P.J.C.M. Janssen, 1991 Voorstel voor de humaan toxicologische onderbouwing van C-toetsingswaarden.

RIVM rapport nr. 725201005, RIVM, Bilthoven

Wolkers, H., T. Wensing, W.T.A. Groot Bruinderink, 1994 Heavy metal contents in organs of red deer (*Cervus elaphus*) and wild boar (*Sus scrofa*) and the effect on some trace elements.

The science of the Total Environment. 144 (1994) 191-199. Elsevier

Hulshof, P.J.M. 1988 De groenteconsumptie van volkstuinders.

Staatstoezicht op de volksgezondheid, Rijswijk

Berg, R. van den 1995

Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. Een kwalitatieve en kwantitatieve analyse, leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C-toetsingswaarden.

Herziene Versie. RIVM rapport 725201006, Bilthoven

Ma, W.C., 1983. Regenwormen als bio-indicators van bodemverontreiniging. Staatsuitgeverij. Den Haag

Lame, F.P.J., G. Frapporti. H. Leenaers, H.M.C. Satijn. 1996. De kwaliteit van de vaste bodem in Nederland .

TNO-rapport MEP-R 96/424 (Apeldoorn), IWACO rapport 1060990 ('s Hertogenbosch)

PIMM, 1987, Project Integrale Milieu Metingen. Centrale droogmakerij 1985.

Provincie Zuid-Holland

Van Gestel C.A.M. E.M. Dirven van Breemen, J.W. Kamerman, P.G.M. Wilde, G.L.J. Janssen, 1992 Beoordeling van gereinigde grond.

Diverse RIVM rapporten: 216402004, 216402005, 216402001, RIVM , Bilthoven

Bijlage 1 Afleiding van de bodemkwaliteitswaarde in afhankelijkheid van het gebruikte criterium

Op basis van maximaal toelaatbaar gehalte in gewas (toxiciteitsgrens voor plant, dan wel grenswaarde opgelegd door planteneter –mens, dier):

- (1) $P_c = fB_{\rightarrow p}\{B_c\}$ en: $B_c = 1/fB_{\rightarrow p}\{P_c\}$
 P_c = maximaal gehalte in geoogste plantendelen
 B_c = maximaal gehalte in de bodem
 $fB_{\rightarrow p}$ = overdrachtsfunctie of bioconcentratiefunctie: relatie tussen bodemgehalte en gehalte in plant: soms een vermenigvuldigingsfactor (B_c/P_c), soms een tweede orde relatie

Indien de fytotoxische grenswaarde niet als een maximaal toelaatbaar gehalte in de plant, maar alleen in de vorm van een bodemgehalte voor een referentiebodem is gegeven, kan het fytotoxische plantgehalte als volgt worden afgeleid:

- (2) $RP_c = RfB_{\rightarrow p} \times \text{krit}_{B_c}$ en: $\text{krit}_{B_c} = 1/RfB_{\rightarrow p} \times RP_c$
 RP_c = fytotoxische grenswaarde in de plant
 krit_{B_c} = grenswaarde in de referentiebodem
 $RoB_{\rightarrow p}$ = waarde van de overdrachtsfunctie bodem→plant in de referentiebodem

Op basis van maximaal toelaatbaar gemiddelde gehalte in diervoer (ruwvoer + grond, V_c):

- (3) diervoeder $V_c = \frac{(P_c) \times Q_c + B_c \times QB}{(Q_c + QB)}$
 $V_c = \frac{(B_c \times fB_{\rightarrow p} \times Q_p + B_c \times QB)}{(QB + Q_p)}$
 en: $B_c = V_c \times (Q_p + QB) / (Q_p \times fB_{\rightarrow p} + QB)$

Indien geen grond wordt opgenomen (teelt van voedergewassen i.p.v. beweiding) kan de regel worden vereenvoudigd tot:

- (4) $V_c = B_c \times fB_{\rightarrow p}$ en: $B_c = 1/fB_{\rightarrow p} \times V_c$
 B_c = maximaal gehalte in de bodem
 P_c = maximaal gehalte in geoogste plantendelen
 V_c = maximaal gemiddelde gehalte in door dier opgenomen voer incl. verontreinigingen
 Q_p = dagelijkse hoeveelheid opgenomen voer
 QB = dagelijkse hoeveelheid met het voer opgenomen grond
 $fB_{\rightarrow p}$ = overdrachtsfactor of bioconcentratiefactor: de relatie tussen bodemgehalte en veevoedergehalte

Op basis van Toelaatbare Dagelijkse Inname:

- (5) A rest-TDI x lichaamsgewicht = $V_c (Q_p + QB)$
 B = $P_c \times Q_p + B_c \times QB$
 C = $(B_c \times fB_{\rightarrow p} \times Q_p + B_c \times QB)$
 D = $B_c \times (fB_{\rightarrow p} \times Q_p + QB)$ en:
 E $B_c = \text{rest-TDI} \times \text{lichaamsgewicht} / (fB_{\rightarrow p} \times Q_p + QB)$
 waarin:
 rest-TDI = maximale TDI - (inname via ander wegen dan P_c - inname via P_c)
 (massa/lichaamsgewicht per dag)
 B_c = (toelaatbaar) bodemgehalte
 P_c = gehalte in voedsel
 V_c = maximaal gemiddelde gehalte in opgenomen voedsel inclusief verontreinigingen
 Q_p = dagelijkse hoeveelheid opgenomen voedsel
 QB = dagelijkse hoeveelheid met het voedsel opgenomen grond
 $fB_{\rightarrow p}$ = overdrachtsfactor of bioconcentratiefactor: de relatie tussen bodemgehalte en voedselgehalte

Indien er geen grondopname plaatsvindt:

$$(6) \quad \text{rest-TDI} = \frac{V_c \times Q_p}{\text{lichaamsgewicht}} = \frac{P_c \times Q_p}{\text{lichaamsgewicht}} = (B_c \times f_{B \rightarrow p} \times QB) / \text{lichaamsgewicht}$$

en $B_c = (\text{rest-TDI} \times \text{lichaamsgewicht}) / (f_{B \rightarrow p} \times Q_p)$

Indien er daarentegen alleen maar opname van grond optreedt (ingestie door spelende kinderen)

$$(7) \quad B_c = (\text{rest-TDI} \times \text{lichaamsgewicht}) / QB$$

Op basis van maximaal toelaatbaar gehalte in dierlijk (vlees, melk, lever, nier, ei):

$$(8) \quad D_c = \frac{V_c \times Q_v \times f_{v \rightarrow d}}{(Q_p + QB)}$$

$$= (P_c \times Q_p \times f_{p \rightarrow d} + B_c \times f_{B \rightarrow d} \times QB) / (Q_p + QB)$$

Ervan uitgaande dat $f_{B \rightarrow d}$ overeenkomt met ' $f_{p \rightarrow d}$ ':

$$D_c = (B_c \times Q_p \times f_{B \rightarrow p} \times f_{p \rightarrow d} + B_c \times f_{p \rightarrow d} \times QB) / (Q_p + QB)$$

$$= B_c \times f_{p \rightarrow d} \times (f_{B \rightarrow p} \times Q_p + QB) / (Q_p + QB)$$

$$= B_c \times f_{p \rightarrow d} \times (f_{B \rightarrow p} \times Q_p + QB) / (Q_p + QB)$$

en: $B_c = D_c \times (Q_p + QB) / (f_{p \rightarrow d} \times (f_{B \rightarrow p} \times Q_p + QB))$

waarin:

B_c = maximaal gehalte in de bodem

D_c = maximaal gehalte in dierlijk orgaan of product

Q_p = dagelijkse hoeveelheid opgenomen (ruw)voer

QB = dagelijkse hoeveelheid met het voer opgenomen grond

$o_{B \rightarrow p}$ = overdrachtsfactor bodem → plant (evenwichtsverhouding tussen bodemgehalte en gewasgehalte)

$o_{B \rightarrow d}$ = overdrachtsfactor bodem → dier

$o_{p \rightarrow d}$ = overdrachtsfactor plant → dier

Indien geen grond wordt opgenomen (teelt van voedergewassen i.p.v. beweiding) kan de regel worden vereenvoudigd tot:

$$(9) \quad B_c = D_c / (f_{B \rightarrow p} \times f_{p \rightarrow d})$$

Indien er geen eerste orde relatie bestaat tussen bodem- en ruwvoergehalte (geen lineaire relatie tussen gehalte in voer en bodemgehalte ($P_c = f_{B_c}$)) en tegelijkertijd wel een lineaire relatie tussen gehalte in bodem en verontreiniging van het voer met grond) kan B_c alleen door iteratie met behulp van (7) worden vastgesteld.

Gemiddelde waarden voor dagelijkse hoeveelheid opname aan ruwvoer en grond: (Veterinaire Milieuhygiënewijzer 1998 Veterinaire Hoofdinspectie van de Volksgezondheid)

		Rundvee	Schape
Q_p	kg droge stof/dag	15	2,5
QB	"	0,5	0,1?

Bijlage 2 Overdrachtsfactoren bodem-plant (oB_{p})

Arseen

Sauerbeck en Lübben 1991 (aard, bonen erwten, sla, prei, selderij, peen, radijs, spinazie, ijsbergsla, gem : 9% droge stof)

- mg/kg vers : $B_c = P_c / (0,09 \times 10^{-0,93 - 0,007 \%L - 0,09 \% \text{ Organische stof} - 8,7 \times (10^{\exp-15})\text{pH}})$
- mg/kg droge stof : $B_c = P_c / 10^{-0,93 - 0,007 \%L - 0,053 \% \text{ Organische stof} - 8,7 \times (10^{\exp-15})\text{pH}}$

Wiersma et al 1985 niet onderscheidend naar bodemsamenstelling:

- waspeen: $P_c = 0,0022B_c + 0,012$ (\rightarrow mg/kg vers)
- snijmais: $P_c = 0,0017B_c + 0,159$ (\rightarrow mg/kg droge stof)

Koper

Sauerbeck en Lübben 1991 (aard, bonen erwten, sla, prei, selderij, peen, radijs, spinazie, ijsbergsla), gem 9% droge stof:

- \rightarrow mg/kg vers $B_c = P_c / (0,09 \times 10^{4,69 - 0,018 \%L - 0,13 \% \text{ Organische stof} - 0,74 \text{ pH}})$
- \rightarrow mg/kg droge stof: $B_c = P_c / 10^{4,69 - 0,018 \%L - 0,13 \% \text{ Organische stof} - 0,74 \text{ pH}}$
- mg/kg gras droge stof volgens BKH: $B_c = P_c / 0,18$

Van Gestel et al (gehalte aan organische koolstof omgerekend naar organische stof)

- mg/kg droge stof: radijs: $B_c = P_c / 10^{5,2 - 0,06\%L - 0,047\% \text{ organische stof} - 0,9 \text{ pH}}$
sla: $B_c = P_c / 10^{6,3 - 0,035\% \text{ organische stof} - 1,4 \text{ pH}}$
- mg/kg vers : radijs: $B_c = P_c / (0,05 \times 10^{5,2 - 0,06\%L - 0,047\% \text{ organische stof} - 0,9 \text{ pH}})$
sla: $B_c = P_c / (0,11 \times 10^{6,3 - 0,035\% \text{ organische stof} - 1,4 \text{ pH}})$

Römken: droge stof: (bijlage 6)

Sla: $B_c = 63546 * \{10^{[(\text{Log}(P_c / 63,546) - 0,09) / 0,09] / 10^{(1/1000 * 31,63)}}\}^{0,55} * 10^{-3,68} * 10^{0,7\text{pH}} * (0,56 * \% \text{ organische stof})^{0,42} * (0,0062 * \% \text{ lutum} + 0,02\% \text{ org. stof})^{0,69} * \text{lutum}^{0,18}$

$P_c = 63,546 * 10^{(0,09 + 0,09 * \log[1/1000 * 31,63 * \{(B_c / 63546) / (10^{-3,68} * 10^{0,7\text{pH}} * (0,56 * \% \text{ org. st})^{0,42} * (0,0062 * \% \text{ lutum} + 0,02\% \text{ org. stof})^{0,69} * \% \text{ lutum}^{-0,18})\}^{1/0,55})}$

Maïs: $B_c = 63546 * \{10^{[(\text{Log}(P_c / 63,546) - 0,72) / 0,18] / 10^{(1/1000 * 31,63)}}\}^{0,55} * 10^{-3,68} * 10^{0,7\text{pH}} * (0,56 * \% \text{ org. st.})^{0,42} * (0,0062 * \% \text{ lutum} + 0,02\% \text{ org. stof})^{0,69} * \% \text{ lutum}^{-0,18}$

$P_c = 63,546 * 10^{(0,72 + 0,18 * \log[1/1000 * 31,63 * \{(B_c / 63546) / (10^{-3,68} * 10^{0,7\text{pH}} * (0,56 * \% \text{ org. st})^{0,42} * (0,0062 * \% \text{ lutum} + 0,02\% \text{ org. stof})^{0,69} * \% \text{ lutum}^{-0,18})\}^{1/0,55})}$

Radijs $B_c = 63546 * \{10^{[(\text{Log}(P_c / 63,546) - 0,14) / 0,07] / 10^{(1/1000 * 31,63)}}\}^{0,55} * 10^{-3,68} * 10^{0,7\text{pH}} * (0,56 * \% \text{ org. st.})^{0,42} * (0,0062 * \% \text{ lutum} + 0,02\% \text{ org. stof})^{0,69} * \% \text{ lutum}^{-0,18}$

$P_c = 63,546 * 10^{(0,14 + 0,07 * \log[1/1000 * 31,63 * \{(B_c / 63546) / (10^{-3,68} * 10^{0,7\text{pH}} * (0,56 * \% \text{ organische stof})^{0,42} * (0,0062 * \% \text{ lutum} + 0,02\% \text{ org. stof})^{0,69} * \% \text{ lutum}^{-0,18})\}^{1/0,55})}$

Gras: $B_c = 63546 * \{10^{[(\text{Log}(P_c / 63,546) - 0,82) / 0,12] / 10^{(1/1000 * 31,63)}}\}^{0,55} * 10^{-3,68} * 10^{0,7\text{pH}} * (0,56 * \% \text{ org. st.})^{0,42} * (0,0062 * \% \text{ lutum} + 0,02\% \text{ org. stof})^{0,69} * \% \text{ lutum}^{-0,18}$

$P_c = 63,546 * 10^{(0,82 + 0,12 * \log[1/1000 * 31,63 * \{(B_c / 63546) / (10^{-3,68} * 10^{0,7\text{pH}} * (0,56 * \% \text{ org. st})^{0,42} * (0,0062 * \% \text{ lutum} + 0,02\% \text{ org. stof})^{0,69} * \% \text{ lutum}^{-0,18})\}^{1/0,55})}$

Verhouding overdrachtsfactoren aardappelen:bladgroenten = 1 :1 (Versluijs 1998)

Cadmium

Sauerbeck en Lübben 1991 (aard, bonen erwten, sla, prei, selderij, peen, radijs, spinazie, ijsbergsla)

- mg/kg vers : $B_c = P_c / (0,09 \times 10^{4,44 - 0,0174 \%L - 0,11 \% \text{ Organische stof} - 0,62 \text{ pH}})$
- mg/kg droge stof : $B_c = P_c / 10^{4,44 - 0,0174 \%L - 0,11 \% \text{ Organische stof} - 0,62 \text{ pH}}$

Van Gestel et al (gehalte aan organische koolstof omgerekend naar organische stof)

- mg/kg droge stof: radijs: $B_c = P_c / 10^{6,9 - 0,01\%L - 0,05\% \text{ organische stof} - 1,1 \text{ pH}}$,
sla: $B_c = P_c / 10^{5,6 - 0,024\% \text{ organische stof} - 0,5 \text{ pH}}$
- mg/kg vers product: radijs: $B_c = P_c / (0,05 \times 10^{6,9 - 0,01\%L - 0,05\% \text{ organische stof} - 1,1 \text{ pH}})$,
sla: $B_c = P_c / (0,11 \times 10^{5,6 - 0,024\% \text{ organische stof} - 0,5 \text{ pH}})$

Römken 1999 (bijlage 6):

- mg/kg droge stof: gras: $B_c = 112000 \times 10^{5,42 \log(0,0089P_c) + 4,1 + 1,65 \log(\% \text{ organische stof.}) + 0,61 \text{pH}}$
- mg/kg droge stof: maïs: $B_c = 112000 \times 10^{3,598 \log(0,0089P_c) + 0,043 + 1,65 \log(\% \text{ organische stof.}) + 0,61 \text{pH}}$
- mg/kg vers : tarwe: $B_c = 112000 \times 10^{3,59 \log(0,00893 P_c/0,435) - 0,57 + 1,65 \log(\% \text{ organische stof.}) + 0,61 \text{pH}}$
- mg/kg vers : aard.: $B_c = 112000 \times 10^{8,65 \log(0,00893 P_c/0,193) + 15,17 + 1,65 \log(\% \text{ organische stof.}) + 0,61 \text{pH}}$
- mg/kg vers : maïs: $B_c = 112000 \times 10^{3,598 \log(0,0089P_c/0,85) + 0,043 + 1,65 \log(\% \text{ organische stof.}) + 0,61 \text{pH}}$
- mg/kg vers : radijs: $B_c = 112000 \times 10^{4,19 \log(0,0089P_c/0,05) + 1,82 + 1,65 \log(\% \text{ organische stof.}) + 0,61 \text{pH}}$

Niet onderscheiden naar bodemsamenstelling maar direct gerelateerd aan totaalgehalte:

BKH 1985: \rightarrow mg/kg gras, droge stof: $B_c = P_c / 0,05$

Wiersma et al 1985

gras: $P_c = 0,018 B_c + 0,12$ (\rightarrow mg/kg droge stof)

maïs: $P_c = 0,137 B_c + 2,62$ (\rightarrow mg/kg droge stof)

suikerbieten: $P_c = 0,018 B_c + 0,12$ (\rightarrow mg/kg droge stof)

waspeen: $P_c = 0,039 B_c + 0,026$ (\rightarrow mg/kg vers)

Zink

Sauerbeck en Lübber 1991 (aard, bonen erwten, sla, prei, selderij, peen, radijs, spinazie, ijsbergsla)

droge stof: $B_c = P_c / 10^{4,62 - 0,016 \%L - 0,058 \% \text{Organische stof} - 0,67 \text{pH}}$

vers : $B_c = P_c / (0,09 \times 10^{4,62 - 0,016 \%L - 0,058 \% \text{Organische stof} - 0,67 \text{pH}})$

BKH: gras droge stof: $B_c = P_c / 0,09$

Van Gestel et al (gehalte aan organische koolstof omgerekend naar organische stof)

droge stof radijs: $B_c = P_c / 10^{7,4 - 0,06 \%L - 0,03 \% \text{ organische stof} - 1,0 \text{pH}}$

sla: $B_c = P_c / 10^{5,3 - 0,06 \%L - 0,018 \% \text{ organische stof} - 0,6 \text{pH}}$

vers : radijs: $B_c = P_c / (0,05 \times 10^{7,4 - 0,06 \%L - 0,03 \% \text{ organische stof} - 1,0 \text{pH}})$

sla: $B_c = P_c / (0,11 \times 10^{5,3 - 0,06 \%L - 0,018 \% \text{ organische stof} - 0,6 \text{pH}})$

Römken 1999: (bijlage 6)

droge stof: gras: $B_c = 65400 \times 10^{3,12 \log(0,0153 P_c) - 12,47 + 1,34 \log(\% \text{ organische stof.}) + 1,33 \text{pH}}$

vers : graan: $B_c = 65400 \times 10^{3,56 \log(0,0153 P_c/0,85) - 11,98 + 1,34 \log(\% \text{ organische stof.}) + 1,33 \text{pH}}$

radijs: $B_c = 65400 \times 10^{7,36 \log(0,0153 P_c/0,05) - 11,39 + 1,34 \log(\% \text{ organische stof.}) + 1,33 \text{pH}}$

Nikkel

Sauerbeck en Lübber 1991 (aard, bonen erwten, sla, prei, selderij, peen, radijs, spinazie, ijsbergsla)

vers : $B_c = P_c / (0,09 \times 10^{6,1 - 0,018 \%L - 0,13 \% \text{Organische stof} - 0,74 \text{pH}})$

gras droge stof: (PIMM, 1987) : $B_c = P_c / 0,15$

Römken: (bijlage 6, niet gewasspecifiek)

droge stof: $B_c = 58,7 \times 10^{0,72 \log(0,017 P_c) - 5,83 + 1,19 \log(\%L) + 1,56 \log(\% \text{ organische stof.}) + 0,39 \text{pH}}$

vers : $B_c = 58,7 \times 10^{0,72 \log(0,017 P_c / \text{fractie droge stof}) - 5,83 + 1,19 \log(\%L) + 1,56 \log(\% \text{ organische stof.}) + 0,39 \text{pH}}$

Lood

Sauerbeck en Lübber 1991 (aard, bonen erwten, sla, prei, selderij, peen, radijs, spinazie, ijsbergsla)

vers : $B_c = P_c / (0,09 \times 10^{2,07 - 0,02 \%L - 0,126 \% \text{Organische stof} - 0,46 \text{pH}})$

droge stof: $B_c = P_c / 10^{2,07 - 0,02 \%L - 0,126 \% \text{Organische stof} - 0,46 \text{pH}}$

Wiersma et al gras: droge stof: $P_c = 0,0063 B_c + 2,16$

bietenkop droge stof: $P_c = 0,137 B_c + 0,262$

vers gewicht: spinazie: $P_c = 0,00069 B_c + 0,065$

Kwik anorg

Sauerbeck en Lübber 1991 (aard, bonen erwten, sla, prei, selderij, peen, radijs, spinazie, ijsbergsla)

droge stof: $B_c = P_c / 10^{12,25 - 0,009 \%L - 0,089 \% \text{Organische stof} - 2,16 \text{pH}}$

vers : $B_c = P_c / (0,09 \times 10^{12,25 - 0,009 \%L - 0,089 \% \text{Organische stof} - 2,16 \text{pH}})$

Wiersma et al

• gras: droge stof: $P_c = 0,0098 B_c + 0,0182$

• snijmais droge stof: $P_c = 0,0031 B_c + 0,014$

• waspeen vers : $P_c = 0,0016 B_c + 0,0016$

Chroom

Sauerbeck en Lübber 1991 (aard, bonen erwten, sla, prei, selderij, peen, radijs, spinazie, ijsbergsla)

droge stof: $B_c = P_c / 10^{3,065 - 0,0185 \%L - 0,14 \% \text{Organische stof} - 0,64 \text{pH}}$

vers : $B_c = P_c / (0,09 \times 10^{3,065 - 0,0185 \%L - 0,14 \% \text{Organische stof} - 0,64 \text{pH}})$

Aldrin/Dieldrin

droge stof: LAC: akkerbouw, wortelgewassen, maïs: $B_c = P_c / 0,05$ gras: (droge stof): $B_c = P_c / 0,1$

Endrin LAC: maïs: droge stof: $B_c = P_c / 0,05$ gras droge stof $B_c = P_c / 0,1$

DDT/DDE (totaal)

LAC: (droge stof)

Gras: $B_c = P_c / 0,1$

Maïs: $B_c = P_c / <0,05$

Akkerbouw/wortelgewassen (droge stof) $B_c = P_c / 0,05$

aHCH LAC: maïs: droge stof: $B_c = P_c / 0,05$ gras droge stof $B_c = P_c / 0,1$

bHCH LAC: maïs: droge stof: $B_c = P_c / 0,05$ gras droge stof $B_c = P_c / 0,1$

gHCH LAC: maïs: droge stof: $B_c = P_c / 0,05$ gras droge stof $B_c = P_c / 0,1$

Heptachloor LAC: maïs: droge stof: $B_c = P_c / 0,05$ gras droge stof $B_c = P_c / 0,1$

HCB $B_c = P_c / 0,1$ vers, Veterinaire milieuhygiënewijzer

LAC: maïs: droge stof: $B_c = P_c / 0,05$

gras droge stof $B_c = P_c / 0,1$

PAK BKH: (droge stof gras) $B_c = P_c / 0,0001$ à $0,183$

PCB Veterinaire Milieu hygiëne wijzer: gras: $B_c = P_c / 0,01$ à $0,04$ (vers)

LAC 1991: $B_c = P_c / 0,01$ droge stof gras en akkerbouwgewassen (doch $0,1$ gebruikt voor gras en $0,05$ voor maïs)

dioxinen

BKH: (vers) $B_c = P_c / 0,002$

LAC: gras, maïs, akkerbouw- en wortelgewassen: (droge stof) $B_c = P_c / 0,001$ (doch $0,1$ toegepast)

Bijlage 3a Overdrachtsfactoren plant (ruwvoer) ® rundvee (o_p®_d) volgens Veterinaire Milieu Hygiene wijzer

(Orgaan_{conc,r} (mg/kg vers, bij melk soms per kg melkvet) = f_{p-d} x Voer_{conc} mg kg vers;

	Melk	Vlees	Nier	Lever
Cu:	-	-	-	-
Cd :	4 x 10 ⁻⁵	3,3 x 10 ⁻³	2,99	0,554
Pb	6,4 x 10 ⁻⁴	1,3 x 10 ⁻³	0,086	0,0404
Zn:	-	-	-	-
Ni:	-	-	-	-
Hg anorg	1,7 x 10 ⁻⁴	9,2 x 10 ⁻⁴	0,638	0,158
Hg org.	-	-	-	-
Cr:	-	-	-	-
As:	9 x 10 ⁻⁴	1,3 x 10 ⁻⁶	0,0692	0,0387
	melkvet:			
Aldrin /Dieldrin	6			
Endrin	1	(1,0 ei; 2,5 kippevlees)		
DDT/DDE (tot)	5			
αHCH	4	5		
βHCH	10	15		
γHCH	1	1	ei: 0,13	
Heptachloor	10			
HCB	10			
PAK	-			
PCB	10 (4,5 à 6; lac:5)	10 (varkens, pluimvlee)		
dioxinen	2,6			

Bijlage 3b Overdrachtsfactoren binnen ecosystemen

bodem→regenworm: (dier)

BKH: organische microverontreinigingen: $worm_{conc} = B_c \times 0,14 \times \% os$

Ma 1983 mg/kg droge stof resp. mg/kg droge grond: (gehalte droge stof in worm: 15,5%)

Cd: $worm_c = \exp(6,02+0,79 \cdot \ln B_c - 0,4 \cdot pH - 0,11 \cdot \% \text{ organische stof})$
 $= \exp(5,54+0,66 \cdot \ln B_c - 0,4 \cdot pH)$
 $= \exp(3,4+0,49 \cdot \ln B_c)$
 $= B_c \cdot (5,17+ 0,395 \log B_c - 0,039 \text{ CEC} + 0,061 \text{ organische stof.} - 0,29 \text{ pH})$

Cu: $worm_c = B_c \cdot (1,89+ 0,564 \log B_c - 0,026 \text{ CEC})$
 $= \exp(14,88 + 0,34 \ln(B_c))$
 $= \exp(18,43 + 0,34 \ln(B_c) - 0,74 \text{ pH})$
 $= \exp(20,57 + 0,35 \ln(B_c) + 0,24 \text{ pH} - 1,30 \text{ organische stof.})$

Pb: $worm_c = \exp(0,25+1,00 \ln(B_c))$
 $= \exp(4,36+1,06 \ln(B_c)-0,93 \cdot pH)$
 $= \exp(4,16+1,13 \ln(B_c)-0,75 \cdot pH-0,18 \cdot \% \text{ organische stof})$
 $= B_c \cdot (4,98+ 0,169 \log B_c - 0,127 \text{ CEC} - 1,077 \text{ pH})$

Zn: $worm_c = B_c \cdot (0,402 \log B_c - 0,343 \text{ CEC} - 0,508 \text{ pH} + 8,89)$
 $= \exp(6,05 + 0,24 \ln(B_c))$
 $= \exp(6,79 + 0,34 \ln(B_c) - 0,27 \text{ pH})$
 $= \exp(6,88 + 0,44 \ln(B_c) - 0,30 \text{ pH} - 0,09 \text{ organische stof})$

Ni: $worm_c = B_c \cdot (0,162 \log B_c - 0,045 \text{ CEC} + 0,33)$

Cr: $worm_c = B_c \cdot (0,844 \log B_c - 2,29)$

Kerkhofs, 1993:

Pb: $worm_c = 0,5 \cdot B_c$
 Hg: $worm_c = 2,8 \cdot B_c$
 Cr: $worm_c = 0,4 \cdot B_c$
 Ni: $worm_c = 0,5 \cdot B_c$
 As: $worm_c = 0,4 \cdot B_c$
 Sc: $worm_c = 0,2 \cdot B_c$

Overige evertelaten:

(BKH) Cd: concentratie = $0,5 \times worm_{concent}$
 Cu: concentratie = $1 \times worm_{conc}$
 Zn idem
 Ni: idem (aanname)

Zoogdieren/vogels:

BKH:

Retentie = $\frac{\text{gehalte in dier (mg/kg lich. massa)}}{\text{gehalte in voer (mg/kg verse massa)}}$
 $= 0,007$ voor metalen
 kritieke concentratie in orgaan (mg/kg dr. massa) * massa orgaan = cumulatieve effectieve dosis
 Cumulatieve effectieve dosis / (retentie * gehalte orgaan / gemiddeld gehalte dier) = cumulatieve dosis in voedsel
 cumulatieve dosis in voedsel / levensverwachting (dgn) = maximaal dagelijkse dosis in voer (in tabel 5 uitgedrukt per kg lichaam massa)
 maximaal dagelijkse dosis in voer / dagelijkse voedselopname = maximaal concentratie in voedsel (= noel ofwel no observed effect level)
 maximale dagelijkse dosis (mg /dier/dag) / dagelijkse voeropname (vers) = kritieke gehalte in voer (mg/kg vers)

Of: $B_c = (\text{kritieke dierconcentratie} / \text{overdrachtfactor voedsel} \rightarrow \text{dier}) \cdot \text{overdrachtsfactor in voorafgaande voedselketen}$

Voor Cd:

$B_c =$ (kritieke nierconcentratie in das/ overdrachtsfactor worm→das_nier)* {(levensverwachting das/ levensverwachting zoogdier) / (0,5+0,5/2)}* overdrachtsfactor bodem→regenworm (factor 0,5+0,5/2: voedsel bestaat voor 50% uit regenworm en 50% uit overige evertebraten waarin in een gegeven bodem het Cd-gehalte de helft van dat in de worm bedraagt (BKH)

Cu in muis: - 0,017 x worm_{conc} + 0,57 (in range 0,53 à 0,04)

Zn: in muis onafhankelijk van regenworm en bodemconcentratie: doorvergiftiging niet relevant

Ni: onbekend

Kerkhofs, 1993 (droge stof basis)

Cd: niergehalte das = 1,31 gehalte in regenworm

Pb: niergehalte das = 0,067 gehalte in regenworm

Zn: niergehalte das = 0,12 gehalte in regenworm

Hg: niergehalte das = 2,05 gehalte in regenworm

Cu: niergehalte das = 0,87 gehalte in regenworm

Organische micro's (BKH; afgeleid van HCB in rat):

$$\text{org}_{\text{conc}} = (A \times f) / k \times \text{voedsel}_{\text{conc}} \times (1 - e^{-k \cdot t})$$

A = 0,8 = asorbtiecoëfficiënt

f = dagelijkse voedselinname/kg lichaamsgewicht

k = eliminatieconstante = 0,69/T2 T2 = halfwaardetijd = voor HCB: 35 dagen in rat

t = gemiddelde leeftijd (populatie-gemiddelde) in dagen

T2-waarden: HCB 35 dagen, DDT 172 dagen, PAK 0,75 dag

PCB: directe concentratiefactor muis_{conc} = 6,2 x worm_{conc} (BKH)

Blootstelling = dagelijkse dosis/lichaamsgewicht: = voedsel_{conc} x f : (BKH)

Organisme	Populatiegemiddelden:				
	Levensverwachting (dagen)	Levende massa Gram	Voedselinname Gram/dag	F	Vochtgehalte Fractie
Regenworm	204	1,2	0,188	0,157	0,84
Veldmuis	59	30	14	0,47	0,7
Aardmuis	99	30	14	0,47	0,7
Bospitsmuis	103	7,9	8,5	1,08	0,7
Mol	528	79	57	0,72	0,7
Das	1099	10300	3107	0,30	Nvt
Steenuil	783	175	65	0,37	Nvt
Torenvalk	587	238	75	0,32	Nvt

Bijlage 4

Wettelijke kwaliteitsnormen voor landbouwproducten (laagste waarde uit Warenwet –Staatscourant 40, 1993-, Verordeningen door Productschap V&W –1988-, Residubeschikking Bestrijdingsmiddelenwet –Staarink 1991-, EG 1987) in mg/kg vers tenzij anders aangegeven.

product	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn	Aldrin/ Dieldrin	Endrin	PCB	HCB	DDT	dioxinen	aHCH	bHCH	gHCH
Graanproducten	-	0,15	-	0,03	0,5	-	0,01	0,01					0,02	0,02	0,1
Aardappelen	0,1	0,1	3	0,02	0,2	-	0,5	0,02		0,02			0,05		
Groenten:															
bleekselderij	0,1	0,2	20	0,03	0,5	-	0,1	0,02		0,05	0,1		0,05		
sla	0,1	0,2	50	0,03	0,5	-	0,1	0,02		idem	idem		idem	idem	idem
andijvie	0,1	0,2	50	0,03	0,5	-	0,1	0,02		idem	idem		idem	idem	idem
spinazie	0,1	0,2	10	0,03	0,5	-	0,1	0,02		idem	idem		idem	idem	idem
prei	0,1	0,2	20	0,03	0,3	-	0,1	0,02		idem	idem		idem	idem	idem
peen/schorseneren	0,1	0,2	20	0,03	0,3	-	0,05	0,02		idem	idem		0,05		
bietjes	0,1	0,1	20	0,03	0,3	-	0,05	0,02		idem	idem		idem	idem	idem
spruiten	0,1	0,1	20	0,03	0,3	-	0,05	0,02		idem	idem		idem	idem	idem
bloemkool	0,1	0,1	20	0,03	0,3	-	0,1	0,02		idem	idem		idem	idem	idem
boerenkool	0,1	0,1	20	0,03	2,5	-	0,1	0,02		idem	idem		idem	idem	idem
sluitkool	0,1	0,1	20	0,03	0,3	-	0,1	0,02		idem	idem		idem	idem	idem
tomaat	0,1	0,1	20	0,03	0,3	-	0,05	0,02		idem	idem		idem	idem	idem
paprika	0,1	0,1	20	0,03	0,3	-	0,05	0,02		idem	idem		idem	idem	idem
ui/sjalot	0,1	0,1	20	0,03	0,3	-	0,05	0,02		idem	idem		idem	idem	idem
peulvruchten	0,1	0,1	20	0,03	0,3	-	0,1	0,02		idem	idem		idem	idem	idem
champignon	0,1	0,1	20	0,03	0,3	-	0,1	0,02		idem	idem		idem	idem	idem
komkommer/ augurk	0,1	0,03	20	0,03	0,3	-	0,1	0,02		idem	idem		idem	idem	idem
fruit	0,1	0,03	20	0,03	0,3	-	0,05	0,02		idem	idem		idem	idem	idem
Veevoeders:															
enkelvoudig, plantaardig	2	1	-	0,1	40	-	-	-					0,02		0,02
volledige / aanvullende	2/4	0,5	35	-	10	250	-	-	0,3				0,02		0,02
mestvarkens tot 16 weken	2	0,5	175	-	5	250	-	-	0,3						
schapen	2	0,5	15	-	5	250	-	-	0,3						

product	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn	Aldrin/ Dieldrin	Endrin	PCB	HCB	DDT	dioxinen	αHCH	βHCH	γHCH
kalveren: kunstmelk	2	0,5	30	-	5	250	-	-	0,3						
volledig voer Dierlijke producten (mg/kg vers gewicht):	2	0,5	50	-	5	250	- Mg/kg vet	- Mg/kg vet	0,3 Mg/kg vet	0,2 mg/ kg prod					
runderlever		0,5	0,5	0,05	1	-	-	-	0,02a	idem			0,2	0,1	1
varkens- en kippenlever	(0,5)	0,5	-	0,05	0,5	-	0,2	0,2	0,05	idem			idem	idem	idem
rundernier	(0,5)	2,5	-	0,05	1	-	0,2	0,2	idem	idem			idem	idem	idem
varkensnier	(0,5)	1	-	0,05	0,5	-	0,2	0,2	idem	idem			idem	idem	idem
overig rund- varkens- en kippenvlees	(0,1)	0,05	-	0,05	0,3	-	0,2	0,2	idem	idem			idem	idem	idem
ei	-	0,01	-	0,03	0,1	-	0,2	0,2	idem	0,02			idem	idem	idem
melk	-	0,005	-	0,01	0,05	-	0,1	0,1	idem	0,01		6p/g melkvet	0,1	0,08	0,2
kaas	-	0,05	-	-	0,3	-	0,2	0,2	idem						
caseïnat	-	-	-	-	1,0	-	0,2	0,2	idem						

() richtwaarden Rijdsdorp en Van der Naald

Bijlage 5 Grenswaarden voor organismen

	TDI mens mg/kg lg/dg	Fytotoxisch: (LAC 91 Vet. Mil Hyg wijzer)	Diertoxisch (Vet. Mil Hyg wijzer)		Wetgeving mg/kg vers prod. (rundvee)									
			schaap	rundvee	gras	aanv.rv	lever	nier	vlees	melk	graan	aard	groente	
Cd	0,001	5 mg/kg zand			1	0,5	0,5	2,5	0,05	0,005		0,15	0,1	0,1
Cu	0,14	50 mg/kgzand	500 mg/ dag 30 mg/kg voer	80mg/kg voer						15/35(schaap/overige)			3	20
Hg	0,0006	1 mg/kg zand			0,1	0,1	0,05	0,05	0,05	0,01		0,03	0,02	0,03
Pb	0,0036	500mg/kg zand	50 mg/kg voer		40	10	1	1	0,3	0,05		0,5	0,2	0,3-2,5
Ni	0,05	20mg/kgzandph 5/3,4os/1L												
Zn	1,0	200mg/kg dr gr onder gras		bij 500 mg/kg lever			250							
As	0,002 (WHO)	100 mg /kgdrgr onder overige gewassen 30 mg/kg zand	5 mg/kglg		2	2-4						0,1	0,1	0,1
Cr	0,005 (RIVM)	50 mg op zand pH7,8 200 bij pH 6,0 320 bij 5,5	30 mg/kglg											
Aldrin/Dieldrin	0,0001								-----0,2(vet)-----	0,15(mlkvt)		0,01	0,05	0,1
Endrin									-----0,05(vet)-----	0,02(mlkvt)		0,01	0,02	0,02
DDT/DDE	0,02						0,1	0,1	0,1	0,1/0,07(mkvt)		0,1	0,1	0,1
αHCH				0,05mg/k gvoer	0,02	0,02	0,2	0,2	0,2	0,1 (mlkvt)		0,02	0,05	0,05
βHCH	-			0,0003m g.kg voer			0,1	0,1	0,1	0,075 (mlkvt)		0,02	0,05	0,05

Bijlage 6

AFLEIDING OVERDRACHTSFACTOREN BODEM@ PLANT volgens Römken 1999

Cd

Log(gehalte grasgewas, mmol/kg droge stof) = $-0,53 + 0,24 \log(\text{activiteit Cd in bodemoplossing})$

Log(gehalte maisgewas) = $0,33 + 0,36 \log(\text{activiteit Cd in bodemoplossing})$

Log(gehalte gemiddelde groentegewassen) = $-0,14 + 0,31 \log(\text{activiteit Cd in bodemoplossing})$
en algemeen:

$\log(\text{activiteit Cd in bodemoplossing -M-}) = 2,55 - 1,27 \log\{\% \text{ organische stof}\} - 0,47 \text{pH} + 1,4 \log\{\text{activiteit Ca in bodemoplossing -M-}\} + 0,77 \log\{\text{totaal bodemgehalte Cd -mol/kg droge grond-}\} .$

Uitwerking voor gras: (P_c = totaal gehalte in plant, mg/kg dr st. en B_c = tot. gehalte bodem, mg/kg drgr.)

$\log(\text{gehalte grasgewas, mmol/kg droge stof}) = \log(P_c \times 1/112) = \log(0,00893 P_c)$

$\log\{\text{activiteit Ca in bodemoplossing}\} = \text{gesteld op } -2,5 \text{ M}$

tot. bodemgehalte mol/kg = $B_c \text{ (mg/kg)} \times 1/(112 \times 1000) = 1/112000 B_c$

$\log\{\text{act.Cd}\} = 1/0,24 \log\{0,00893 P_c\} - 1/0,24 \times -0,53 = 4,17 \log\{0,00893 P_c\} + 2,21$

$4,17 \log\{0,00893 P_c\} + 2,21 = 2,55 - 1,27 \log\{\% \text{ organische stof}\} - 0,47 \text{pH} + 1,4 \times -2,5 + 0,77 \log\{1/112000 B_c\} .$

$\log\{1/112000 B_c\} = 1/0,77 [4,17 \log\{0,00893 P_c\} + 2,21 - 2,55 + 1,27 \log\{\% \text{ organische stof}\} + 0,47 \text{pH} + 3,5]$

$B_c = 112000 \times 10^{5,416 \log(0,00893 P_c) + 4,1 + 1,65 \log\{\% \text{ organische stof}\} + 0,61 \text{pH}}$

Zn

Log(gehalte grasgewas, mmol/kg droge stof) = $2,14 + 0,33 \log(\text{activiteit Zn in bodemoplossing})$

Log(gehalte graangewas) = $1,74 + 0,29 \log(\text{activiteit Zn in bodemoplossing})$

Log(gehalte gemiddelde groentegewassen) = $0,76 + 0,14 \log(\text{activiteit Zn in bodemoplossing})$
en algemeen:

$\log(\text{activiteit Zn in bodemoplossing -M-}) = 9,22 - 1,33 \log\{\% \text{ organische stof}\} - 1,29 \text{pH} +$

$1,44 \log\{\text{activiteit Ca in bodemoplossing -M-}\} + 0,97 \log\{\text{totaal bodemgehalte Zn -mol/kg droge grond-}\} .$

Uitwerking voor gras:

$\log(\text{gehalte grasgewas, mmol/kg droge stof}) = \log(P_c \times 1/65,4) = \log\{0,0153 P_c\}$

$\log\{\text{activiteit Ca in bodemoplossing}\} = \text{gesteld op } -2,5 \text{ M}$

tot. bodemgehalte mol/kg = $B_c \text{ (mg/kg)} \times 1/(65,4 \times 1000) = 1/65400 B_c$

$\log\{\text{act.Zn}\} = 1/0,33 \log\{0,0153 P_c\} - 1/0,33 \times 2,14 = 3,03 \log\{0,0153 P_c\} - 6,48$

$3,03 \log\{0,0153 P_c\} - 6,48 = 9,22 - 1,3 \log\{\% \text{ organische stof}\} - 1,29 \text{pH} + 1,44 \times -2,5 + 0,97 \log\{1/65400 B_c\} .$

$\log\{1/65400 B_c\} = 1/0,97 (3,03 \log\{0,0153 P_c\} - 6,48 - 9,22 + 1,3 \log\{\% \text{ organische stof}\} + 1,29 \text{pH} + 3,6$

$B_c = 65400 \times 10^{3,12 \log(0,0153 P_c) - 12,47 + 1,34 \log\{\% \text{ organische stof}\} + 1,33 \text{pH}}$

Ni

Log(gehalte gewas, mmol/kg droge stof) = $1,23 \log(\text{gehalte Ni in bodemoplossing}) + 7,4$

ofwel: $\log\{\text{Ni bodemoplossing}\}$

$= 1/1,23 \log\{\text{gehalte gewas}\} - 1/1,23 \times 7,4$

$= 0,8133 \log\{\text{gehalte gewas}\} - 6,02$

gehalte gewas in mmol/kg droge stof = $P_c \text{ (mg/kg droge stof)} \times 1/58,7$ geeft:

$\log\{\text{Ni bodemopl.}\} = 0,813 \log\{P_c \times 1/58,7\} - 6,02$

Gegeven daarnaast:

$\log\{\text{Ni bodemopl.}\} = 0,57 - 1,34 \log\{\% \text{ lutum}\} + 1,76 \log\{\% \text{ organische stof}\} - 0,44 \text{pH} + 1,13 \log\{\text{tot. bodemgehalte Ni -mol/kg}\}$, of als Ni tot = $B_c \text{ (mg/kg)} \times 1/58,7$:

$\log\{\text{Ni bodmopl}\} = 0,57 - 1,34 \log\{\% \text{ lutum}\} + 1,76 \log\{\% \text{ organische stof}\} - 0,44 \text{pH} + 1,13 \log\{B_c \times 1/58,7\}$

$1,13\log\{B_c \times 1/58,7\} = \log\{\text{Ni bodemopl.}\} - 0,57 + 1,34\log\{\%\text{lutum}\} - 1,76\log\{\%\text{organische stof}\} + 0,44\text{pH}$
 of: $1,13\log\{B_c \times 1/58,7\} = 0,813\log\{P_c \times 1/58,7\} - 6,02 - 0,57 + 1,34\log\{\%\text{lutum}\} - 1,76\log\{\%\text{organische stof}\} + 0,44\text{pH}$

of:

$$B_c = 58,7 \times 10^{1/1,13(0,813\log\{P_c \times 1/58,7\} - 6,02 - 0,57 + 1,34\log\{\%\text{lutum}\} - 1,76\log\{\%\text{organische stof}\} + 0,44\text{pH})}$$

$$= 58,7 \times 10^{0,72\log(0,017P_c) - 5,83 + 1,185\log\{\%\text{lutum}\} - 1,56\log\{\%\text{organische stof}\} + 0,39\text{pH}}$$

Cu

Log(gehalte grasgewas, mmol/kg droge stof) = 0,82 + 0,12 log(activiteit Cu in bodemoplossing (M))

Log(gehalte maïsgewas) = 0,72 + 0,18 log(activiteit Cu in bodemoplossing (M))

Log(gehalte sla) = 0,09 + 0,09 log(activiteit Cu in bodemoplossing (M))

en algemeen:

activiteit Cu in bodemoplossing (-M-) = $1/1000 \times (\text{activiteit Ca in bodemoplossing in mM} = 1000)^{0,5} \times [\text{mol Cu/kg drgr} / (10^{-3,68} \times 10^{0,7\text{pH}} \times (0,56 \% \text{ organische stof})^{0,42} \times (\text{CEC})^{0,69} \times \%\text{lutum}^{-0,18})]^{1/0,55}$

Uitwerking voor sla: (P_c = totaal gehalte in plant, mg/kg dr st. en B_c = tot. gehalte bodem, mg/kg drgr. {act. Ca in bodemoplossing gesteld op 1000 mM}, $\text{CEC} = (0,0062 \times \%\text{lutum} + 0,02\% \text{ org. stof}) \text{ mol val./kg drgr.}$; totaal bodemgehalte mol Cu/kg = B_c (mg/kg) / 63546

$\text{Log}[P_c \text{ sla} / (63,546)] = 0,09 + 0,09 \log[1000^{0,5} \times \{(B_c / 63546) / (10^{-3,68} \times 10^{0,7\text{pH}} \times (0,56 \% \text{ organische stof})^{0,42} \times (0,0062 \times \%\text{lutum} + 0,02\% \text{ organische stof})^{0,69} \times \%\text{lutum}^{-0,18})\}^{1/0,55} / 1000]$ en:

$P_c \text{ sla} = 63,546 \times 10^{(0,09 + 0,09 \times \log[1/1000 \times 31,63 \times \{(B_c / 63546) / (10^{-3,68} \times 10^{0,7\text{pH}} \times (0,56 \% \text{ organische stof})^{0,42} \times (0,0062 \times \%\text{lutum} + 0,02\% \text{ org. stof})^{0,69} \times \%\text{lutum}^{-0,18})\}^{1/0,55}]}$

of:

$\text{Log}(P_c \text{ sla} / 63,546) = 0,09 + 0,09 \times \log[1/1000 \times 1000^{0,5} \times (B_c / 63546)^{1/0,55} / \{(10^{-3,68} \times 10^{0,7\text{pH}} \times (0,56 \% \text{ organische stof})^{0,42} \times (0,0062 \times \%\text{lutum} + 0,02\% \text{ org. stof})^{0,69} \times \%\text{lutum}^{-0,18})\}^{1/0,55}]$

$\times (0,0062 \times \%\text{lutum} + 0,02\% \text{ org. stof})^{0,69} \times \%\text{lutum}^{-0,18})\}^{1/0,55}]$

$(\text{Log}(P_c \text{ sla} / 63,546) - 0,09) / 0,09 = \log[1/1000 \times 31,63 \times (B_c / 63546)^{1,82} / \{(10^{-3,68} \times 10^{0,7\text{pH}} \times (0,56 \% \text{ organische stof})^{0,42} \times (0,0062 \times \%\text{lutum} + 0,02\% \text{ org. stof})^{0,69} \times \%\text{lutum}^{-0,18})\}^{1/0,55}]$

$\times (0,0062 \times \%\text{lutum} + 0,02\% \text{ org. stof})^{0,69} \times \%\text{lutum}^{-0,18})\}^{1/0,55}]$

en:

$B_c = 63546 \times \{10^{[(\text{Log}(P_c \text{ sla} / 63,546) - 0,09) / 0,09] / 10^{(1/1000 \times 31,63)}\}^{0,55} \times 10^{-3,68} \times 10^{0,7\text{pH}} \times (0,56 \% \text{ org. st.})^{0,42} \times (0,0062 \times \%\text{lutum} + 0,02\% \text{ org. stof})^{0,69} \times \%\text{lutum}^{-0,18}$

Bijlage 7

Afleiding van overdrachtsfactoren volgens Sauerbeck en Lübben, 1999

	Cd		Zn		Cu		Ni		Pb		Hg inorg		Hg org.		Cr		As			
	%	% org-C	pH	B _c F	log B _c F	B _c F	log B _c F	B _c F	log B _c F	B _c F	log B _c F	B _c F	log B _c F	B _c F	log B _c F	B _c F	log B _c F	B _c F	log B _c F	
lutum																				
15	1	5,5	3	0,477121	2,9	0,462398	0,8	-0,09691	0,8	-0,09691	0,08	-1,09691	1	0	1	0	0,06	-1,22185	0,07	-1,1549
27,5	1	5,5	2,5	0,39794	2,3	0,361728	0,65	-0,18709	0,6	-0,22185	0,06	-1,22185	0,9	-0,04576	0,9	-0,04576	0,05	-1,30103	0,06	-1,22185
40	1	5,5	2	0,30103	1,7	0,230449	0,5	-0,30103	0,4	-0,39794	0,04	-1,39794	0,8	-0,09691	0,8	-0,09691	0,04	-1,39794	0,05	-1,30103
15	2	5,5	2,5	0,39794	2,6	0,414973	0,65	-0,18709	0,7	-0,1549	0,06	-1,22185	0,8	-0,09691	0,8	-0,09691	0,05	-1,30103	0,06	-1,22185
27,5	2	5,5	2	0,30103	2	0,30103	0,5	-0,30103	0,5	-0,30103	0,04	-1,39794	0,7	-0,1549	0,7	-0,1549	0,04	-1,39794	0,05	-1,30103
40	2	5,5	1,5	0,176091	1,4	0,146128	0,35	-0,45593	0,3	-0,52288	0,02	-1,69897	0,6	-0,22185	0,6	-0,22185	0,03	-1,52288	0,04	-1,39794
15	3	5,5	2	0,30103	2,3	0,361728	0,5	-0,30103	0,6	-0,22185	0,04	-1,39794	0,6	-0,22185	0,6	-0,22185	0,04	-1,39794	0,05	-1,30103
27,5	3	5,5	1,5	0,176091	1,7	0,230449	0,35	-0,45593	0,4	-0,39794	0,02	-1,69897	0,5	-0,30103	0,5	-0,30103	0,03	-1,52288	0,04	-1,39794
40	3	5,5	1	0	1,1	0,041393	0,1	-1	0,2	-0,69897	0,01	-2	0,4	-0,39794	0,4	-0,39794	0,02	-1,69897	0,03	-1,52288
15	1	6	1,6	0,20412	1,7	0,230449	0,5	-0,30103	0,22	-0,65758	0,06	-1,22185	0,08	-1,09691	0,21	-0,67778	0,04	-1,39794	0,07	-1,1549
27,5	1	6	1,2	0,079181	1,3	0,113943	0,4	-0,39794	0,17	-0,76955	0,04	-1,39794	0,07	-1,1549	0,18	-0,74473	0,03	-1,52288	0,06	-1,22185
40	1	6	0,8	-0,09691	0,9	-0,04576	0,3	-0,52288	0,12	-0,92082	0,02	-1,69897	0,04	-1,39794	0,15	-0,82391	0,02	-1,69897	0,05	-1,30103
15	2	6	1,2	0,079181	1,5	0,176091	0,4	-0,39794	0,2	-0,69897	0,04	-1,39794	0,06	-1,22185	0,18	-0,74473	0,03	-1,52288	0,06	-1,22185
27,5	2	6	0,8	-0,09691	1,1	0,041393	0,3	-0,52288	0,15	-0,82391	0,02	-1,69897	0,05	-1,30103	0,15	-0,82391	0,02	-1,69897	0,05	-1,30103
40	2	6	0,5	-0,30103	0,7	-0,1549	0,2	-0,69897	0,1	-1	0,01	-2	0,04	-1,39794	0,04	-1,39794	0,01	-2	0,04	-1,39794
15	3	6	0,8	-0,09691	1,1	0,041393	0,3	-0,52288	0,18	-0,74473	0,04	-1,39794	0,06	-1,22185	0,15	-0,82391	0,02	-1,69897	0,05	-1,30103
27,5	3	6	0,5	-0,30103	0,9	-0,04576	0,2	-0,69897	0,13	-0,88606	0,01	-2	0,03	-1,52288	0,12	-0,92082	0,01	-2	0,04	-1,39794
40	3	6	0,3	-0,52288	0,5	-0,30103	0,1	-1	0,08	-1,09691	0,05	-1,30103	0,02	-1,69897	0,09	-1,04576	0,005	-2,30103	0,03	-1,52288
15	1	6,5	1,2	0,079181	0,9	-0,04576	0,2	-0,69897	0,09	-1,04576	0,2	-0,69897	0,008	-2,09691	0,08	-1,09691	0,03	-1,52288	0,07	-1,1549
27,5	1	6,5	0,8	-0,09691	0,6	-0,22185	0,15	-0,82391	0,06	-1,22185	0,015	-1,82391	0,007	-2,1549	0,07	-1,1549	0,02	-1,69897	0,06	-1,22185
40	1	6,5	0,5	-0,30103	0,3	-0,52288	0,1	-1	0,03	-1,52288	0,01	-2	0,006	-2,22185	0,06	-1,22185	0,01	-2	0,05	-1,30103
15	2	6,5	0,8	-0,09691	0,8	-0,09691	0,15	-0,82391	0,08	-1,09691	0,015	-1,82391	0,006	-2,22185	0,06	-1,22185	0,02	-1,69897	0,06	-1,22185
27,5	2	6,5	0,5	-0,30103	0,5	-0,30103	0,1	-1	0,05	-1,30103	0,01	-2	0,005	-2,30103	0,05	-1,30103	0,01	-2	0,05	-1,30103
40	2	6,5	0,3	-0,52288	0,2	-0,69897	0,05	-1,30103	0,02	-1,69897	0,005	-2,30103	0,004	-2,39794	0,04	-1,39794	0,005	-2,30103	0,04	-1,39794
15	3	6,5	0,5	-0,30103	0,7	-0,1549	0,1	-1	0,07	-1,1549	0,01	-2	0,004	-2,39794	0,04	-1,39794	0,01	-2	0,05	-1,30103
27,5	3	6,5	0,3	-0,52288	0,4	-0,39794	0,05	-1,30103	0,04	-1,39794	0,005	-2,30103	0,003	-2,52288	0,03	-1,52288	0,005	-2,30103	0,04	-1,39794
40		6,5	0,1	-1	0,1	-1	0,01	-2	0,01	-2	0,005	-2,30103	0,002	-2,69897	0,02	-1,69897	0,001	-3	0,03	-1,52288

correctie organische stof % =1/1,7 x org.C)	logCd=4,44-0,0147%lutum-0,11%organische stof-0,62pH	logZn=4,62-0,016%L-0,058%organische stof-0,67pH
logCu=4,69-0,018%L-0,13%organische stof-0,74pH	LogNi=6,1-0,018%L-0,057%organische stof-1,05pH	logPb=2,07-0,02%L-0,126%organische stof-0,46pH
logHg anorg=12,25-0,009%L-0,089%organische stof-2,16pH	logHg org=6,7-0,009%L-0,08%organische stof-1,16pH	logAs=-0,93-0,0073*%L - 0,09*%organische stof - 8,7*10^-15*pH

