

landbouwadviescommissie
milieukritische stoffen

werkgroep verontreinigde gronden

LAC - signaalwaarden



landbouw, natuurbeheer
en visserij

landbouwadviescommissie
milieukritische stoffen

werkgroep verontreinigde gronden

LAC

bibliotheek



sig : 63 x 360
bnr :
ex :
hb :
inv : 1992070521

**landbouw, natuurbeheer
en visserij**

december 1991

Secretariaat:

Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij
Directoraat-Generaal Landelijke Gebieden en Kwaliteitszorg
Directie Milieu, Kwaliteit en Voeding
Postbus 20401
2500 EK 's-Gravenhage
Telefoon 070 - 379 26 27

LAC-SIGNAALWAARDENRAPPORT

*Signaalwaarden voor het gehalte van
milieukritische stoffen in de bodem met
het oog op landbouwkundige gebruiks-
mogelijkheden van verontreinigde gronden*

Samenstelling:

LAC-Werkgroep Verontreinigde Gronden

Dr.ir. K.W. Smilde, voorzitter	- Instituut voor Bodemvruchtbaarheid (IB-DLO)
Dr. A.J. Baars	- Centraal Diergeneeskundig Instituut (CDI-DLO)
Dr.ir. R.F.M.J. Cleven	- Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne (RIVM)
Dr. W. van Driel	- Instituut voor Bodemvruchtbaarheid (IB-DLO)
Drs. J. Harmsen	- Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC-DLO)
Drs. A. Janssen	- Dienst Milieu, Gemeentewerken, Rotterdam
Dr.ir. G. Kleter	- Hoofdinspectie Gezondheidsbescherming, Ministerie van WVC
Ir. L.J.A. Lekkerkerk	- Informatie- en Kenniscentrum Veehouderij, Afdeling Veehouderij en Milieu, Ede
Ir. Th.M. Lexmond	- Vakgroep Bodemkunde en Plantevoeding, Landbouwuniversiteit
Drs. P.C. Meeuwissen	- Informatie- en Kenniscentrum Akker- en Tuinbouw, afdeling Milieu, Kwaliteit en Techniek, Ede
Ir. L.G.M.Th. Tuinstra	- Rijkskwaliteitsinstituut voor de Land- en Tuinbouw (RIKILT-DLO)
Ir. A. Bal, secretaris	- Directie Milieu, Kwaliteit en Voeding, Ministerie LNV

Den Haag, december 1991

INHOUD

	pagina
1. Verantwoording	1
2. Inleiding	2
2.1 Effect van de verontreinigde bodems voor de landbouw	
2.2 Beoordelingscriteria voor vervuilde gronden	3
2.3 LAC-Signaalwaarden	4
2.4 Opzet van het rapport	5
3. Overzicht van verontreinigde landbouwgronden	6
3.1 Verontreinigingen met zware metalen	
3.2 Verontreinigingen met organische verbindingen	9
3.3 Totale oppervlakte	
4. Algemene werkwijze voor het formuleren van LAC-Signaalwaarden	11
4.1 Keuze voor de stoffen met een LAC-Signaalwaarde	
4.2 Referentiewaarden en LAC-Signaalwaarden	12
4.3 Referentiewaarden	
4.4 Zware metaalgehalten in landbouwgronden	13
4.5 Gedifferentieerde LAC-Signaalwaarden	
4.6 Het meest gevoelige criterium	15
4.7 Het meest gevoelige produkt	
4.8 Analysemethoden	16
5. LAC-Signaalwaarden per stof voor zware metalen en arseen	17
5.1 Inleiding	
5.2 Arseen	18
5.3 Cadmium	19
5.4 Chroom	21
5.5 Koper	22
5.6 Kwik	24
5.7 Lood	25
5.8 Nikkel	27
5.9 Zink	28
6. Signaalwaarden voor bestrijdingsmiddelen en organische contaminanten	29
6.1 Inleiding	
6.2 Overdracht van organochloorverbindingen naar plantaardige produkten	
6.3 Overdracht over organochloorverbindingen naar dierlijke produkten	30

6.4 Overdracht van organochloorverbindingen naar dierlijke eindprodukten	32
6.4.1 Grondopname	
6.4.2 Ruwvoederopname	
6.4.3 Overdracht	33
6.5 Analysemethode	35
7. Advisering in de praktijk	36
7.1 Nader onderzoek	
7.2 Landbouwkundige maatregelen op verontreinigde locaties	37
8. Literatuur	39
Lijst met bijlagen	42
bijlage 1	
bijlage 2	

Hoofdstuk 1

VERANTWOORDING

Voor u ligt het LAC-Signaalwaardenrapport 2. Het is een geheel herziene versie van de eerste uitgave van 1986. Het rapport is opgesteld door de Werkgroep Verontreinigde Gronden van de Landbouw Advies Commissie Milieukritische Stoffen (LAC).

Het rapport vormt voor de landbouw een belangrijke aanvulling op de vele publicaties die verschijnen over bodemverontreiniging en de gevolgen voor het milieu. In slechts enkele publicaties wordt aandacht geschonken aan de gevolgen van verontreinigde locaties voor het landbouwkundig gebruik van deze gronden.

In dit rapport zijn voor een aantal stoffen in de bodem LAC-Signaalwaarden opgesteld. Wanneer voor een stof de LAC-Signaalwaarde wordt overschreden, kan dit voor de betrokken agrariër reden zijn om nader onderzoek uit te (laten) voeren naar de kwaliteit van het produkt dat van het betreffende stuk land afkomstig is.

De doelgroep van het LAC-Signaalwaardenrapport vormen de boeren die te maken hebben met verontreinigde situaties op hun grond. Ook voor bedrijfsdeskundigen van de Dienst van de Landbouwvoorlichting en voor onderzoekers van landbouwkundige onderzoekscentra kan dit rapport een aanvulling van de huidige kennis betekenen.

Met nadruk moet worden gezegd dat een overschrijding van de LAC-Signaalwaarde in een grond niet direct hoeft te betekenen dat wettelijk gestelde produktnormen van daarvan afkomstige produkten worden overschreden. Het is aanleiding tot het doen van nader onderzoek. Voor de individuele agrariër is het van belang in zulke gevallen contact op te nemen met de landbouwvoorlichting.

Hoofdstuk 2

INLEIDING

In 1980 werd Nederland opgeschrikt door een geval van bodemverontreiniging onder een woonwijk in Lekkerkerk. Voor die tijd waren er wel incidentele gevallen van verontreinigde locaties bekend, zoals niet meer in gebruik zijnde vuilstortplaatsen en de met zink en cadmium verontreinigde Brabantse Kempen, maar na 'Lekkerkerk' werd pas duidelijk op welke schaal verontreinigde bodems in Nederland voorkomen.

Henkens publiceerde reeds in 1961 over zinkovermaat op bouwland waardoor gewassen slecht groeiden [1]. De zinkovermaat was voor 1940 ontstaan door bevoeiing van percelen door de rivier de Dommel. De rivier bevatte hoge zinkgehalten, afkomstig van zinkfabrieken in Brabant en België. In de landbouw zijn verder de uiterwaarden en de havenslibpolders bekende voorbeelden van verontreinigde bodems. Door het deponeren van merendeels zwaar verontreinigd havenslib ontstonden bijvoorbeeld in de Broekpolder bij Vlaardingen problemen met de kwaliteit van consumptie-gewassen en de gezondheid van vee. Hoofdstuk 3 bevat een overzicht van thans bekende gevallen van verontreinigde bodems met landbouwkundige bestemming.

De verontreiniging in Lekkerkerk was slechts het topje van de ijsberg. Het geval leidde tot een groot aantal activiteiten, waaronder een grootscheeps inventarisatie-onderzoek naar verontreinigde locaties in Nederland. Verder vond wetenschappelijk onderzoek plaats naar de betekenis van verontreinigde bodems voor de gezondheid van de mens en de aantasting van het milieu. Tot slot leidde het geval 'Lekkerkerk' tot wetgeving; wetgeving die de overheid in staat moest stellen om gevallen van verontreinigde bodems aan te pakken. Hiermee wordt bedoeld het gehele proces dat uiteindelijk moet leiden tot een situatie waarin de bodem weer schoon is dan wel geen bedreiging meer vormt voor de gezondheid van de mens of voor het milieu. Zo kwam in 1983 de Interimwet Bodemsanering tot stand; deze Interimwet zal worden ingepast in de reeds bestaande Wet Bodembescherming. Verwacht mag worden dat de inpassing in de loop van 1992 haar beslag krijgt.

2.1 Effect van de verontreinigde bodems voor de landbouw

In de meeste gronden liggen de gehalten van milieukritische stoffen op een niveau waarbij geen schade voor het gewas, door opbrengstderving of kwaliteitsverlies enerzijds of problemen met de gezondheid van mens en dier anderzijds optreedt.

De problematiek van vervuilde bodems voor agrarische activiteiten is in hoofdzaak terug te voeren op kwaliteitseisen die worden gesteld aan produkten. Het gaat dan om gewassen die op de verontreinigde gronden worden geteeld en dierlijke produkten die afkomstig zijn van vee dat op die gronden wordt geweid of dat wordt gevoederd met gewassen die afkomstig zijn van die gronden. Kwaliteitseisen zijn opgenomen in de Warenwet [2] of in Verordeningen van Produktschappen [2a].

Het op de markt brengen van een produkt dat niet voldoet aan de kwaliteitseisen is een strafbaar feit en kan tot gevolg hebben dat de hele aangeboden partij wordt afgekeurd.

De benadering voor de aanpak van vervuilde bodems die tot nu toe wordt gekozen in het kader van de Interimwet Bodemsanering (IBS), sluit niet of onvoldoende aan bij de bovenbeschreven problematiek voor landbouwgronden. Het is het doel van dit rapport om de agrarische sector met de LAC-Signaalwaarden een handreiking te bieden ter beoordeling van een situatie waarin sprake is van een vervuilde bodem.

2.2 Beoordelingscriteria voor vervuilde gronden

Sinds 1983 gelden voor een groot aantal stoffen waarden die worden gebruikt voor de beoordeling van de mate van vervuiling van de grond. De waarden zijn opgenomen in de Leidraad Bodembescherming. Ze dienen voor een milieuhygiënische beoordeling van de verontreiniging. De beoordelingscriteria in het kader van de Interimwet Bodemsanering zijn de zogenaamde ABC-waarden.

ABC-waarden

De ABC-waarden zijn criteria om de ernst van een verontreiniging te beoordelen. Er zijn ABC-waarden voor een groot aantal zware metalen, maar ook voor organische verbindingen als benzeen, gechloreerde aromatische verbindingen, enz [3].

De A-waarden, die later ten dele vervangen zijn door referentiewaarden, geven de achtergrondwaarden weer van stoffen in de bodem. De referentiewaarden voor zware metalen vertegenwoordigen in feite het 95-percentiel van in Nederland gevonden gehalten.

Voor zware metalen geven de referentiewaarden het niveau aan waarbij een grond kan worden beschouwd als niet duidelijk verontreinigd en daardoor multi-functioneel.

Voor organische verbindingen, die niet van nature voorkomen, zijn de referentiewaarden meestal gelijk aan de detectielimieten.

De B-waarden geven het niveau aan voor stoffen in de bodem waarbij sprake is van een verontreinigde situatie en waarbij ernstig gevaar voor de volksgezondheid of het milieu kan optreden. Indien deze gehalten worden aangetroffen, is dit aanleiding tot het doen van nader onderzoek naar de betekenis van deze verontreiniging voor het milieu, alsmede voor de gewasopbrengst en -kwaliteit en de gezondheid van mens en dier.

De C-waarden geven een situatie aan waarbij sprake is van een dusdanig ernstige verontreiniging dat ernstig gevaar voor de multifunctionele eigenschappen van de bodem bestaat. Risico's voor mens en dier en voor het milieu kunnen dan niet worden uitgesloten. Eén van de acties die bij het overschrijden van C-waarden wordt ondernomen, is saneringsonderzoek, veelal gevolgd door (een beslissing tot) sanering van de locatie.

Betekenis van de ABC-waarden voor de landbouw

Zoals hierboven aangegeven, geven de B-waarden uit de Leidraad Bodembescherming aan bij welk niveau nader onderzoek nodig is. Voor de landbouw geldt echter dat de B-waarden meestal liggen boven de waarden waarbij schade voor de kwaliteit van het produkt optreedt of sprake is van opbrengstderving. De referentiewaarden (de A-waarden) liggen bijna altijd onder het niveau waarbij schade op kan treden.

De C-waarden liggen ver boven het niveau waarop voor de landbouw schade kan ontstaan.

In september 1991 verscheen een rapport waarin onder meer voorstellen worden gedaan voor nieuwe C-waarden. De voorgestelde waarden liggen onder de thans geldende C-waarden, maar boven de LAC-Signaalwaarde [4].

In een rapport van de Werkgroep Bodemverontreiniging in het Landelijk Gebied [5] wordt onder meer uitgebreid ingegaan op het tekortschieten van de instrumenten uit de Interimwet Bodemsanering en de Leidraad Bodembescherming. Uit laatstgenoemd rapport blijkt dat de ABC-waarden tekort schieten in de geschiktheidsbeoordeling voor het landbouwkundig gebruik van gronden. Een bijkomend manco van de ABC-waarden is dat er geen onderscheid wordt gemaakt naar grondsoort en gebruiksvorm.

Uit bovenstaande kan worden geconcludeerd dat het nodig is om voor agrarische activiteiten aparte waarden te formuleren teneinde de individuele agrariër in staat te stellen een verontreinigde landbouwgrond te beoordelen op zijn geschiktheid voor een bepaalde gebruiksvorm.

2.3 LAC-Signaalwaarden

De in dit rapport gepresenteerde LAC-Signaalwaarden zijn bedoeld om te beoordelen of er sprake is van een landbouwkundig ongewenste situatie als gevolg van milieukritische stoffen in de bodem. Zoals al gezegd gaat het dan met name om het "grijze" gebied tussen de referentiewaarden (A-waarden) en de B-waarden.

Vergelijking van een verhoogd gehalte van een stof in de bodem met de overeenkomstige LAC-Signaalwaarde vormt de eerste stap in de beoordeling van de bodem op geschiktheid voor een bepaalde agrarische functie. Als de LAC-Signaalwaarde niet wordt overschreden, wordt bij de huidige stand van kennis de kans op nadelige effecten, in de zin van overschrijding van produktnormen of opbrengstverlies, gering geacht. Overschrijding van de LAC-Signaalwaarde houdt in dat deze kans niet verwaarloosbaar wordt geacht en dat nader onderzoek gewenst is om na te gaan of zich werkelijk nadelige effecten voordoen.

De definitie van de LAC-Signaalwaarde luidt:

De LAC-Signaalwaarde voor het gehalte van een stof in de bodem geeft het laagste niveau aan dat, bij overschrijding, aanleiding kan geven tot het optreden van nadelige effecten voor de opbrengst en kwaliteit van agrarische produkten en de gezondheid van mens en dier. Het overschrijden van de LAC-Signaalwaarde voor een stof moet leiden tot het uitvoeren van nader onderzoek en het geven van advies voor het gebruik van de grond.

2.4 Opzet van het rapport

In hoofdstuk 3 wordt een overzicht gegeven van verontreinigde landbouwgronden.

In hoofdstuk 4 wordt de algemene werkwijze beschreven die is gevolgd voor het formuleren van LAC-Signaalwaarden.

Hoofdstuk 5 bevat de LAC-Signaalwaarden voor arseen en zware metalen.

In hoofdstuk 6 wordt het model behandeld voor organische micro-verontreinigingen en worden de LAC-Signaalwaarden voor deze stoffen gegeven.

Hoofdstuk 7 behandelt de advisering in de praktijk.

Hoofdstuk 3

OVERZICHT VAN VERONTREINIGDE LANDBOUWGRONDEN

Door verschillende oorzaken is in Nederland een aanzienlijk areaal landbouwgrond verontreinigd geraakt met zware metalen of organische verbindingen. Op deze verontreinigde landbouwgrond worden zonder uitzondering dermate hoge gehalten van de verontreinigingen gevonden, dat op deze gronden de landbouwkundige produktie in gevaar kan komen. De oorzaak van deze overschrijdingen moet vooral gezocht worden in processen met veelal een accumulerend effect:

- luchtverontreiniging met zware metalen en organische verbindingen gevolgd door depositie op landbouwgronden. De luchtverontreiniging is veelal veroorzaakt door industriële activiteiten, afvalverbranding of door verkeer;
- verontreiniging met zware metalen en organische verbindingen door lozingen op het oppervlaktewater, waardoor gronden verontreinigd raken bij overstroming of door het op het land brengen van verontreinigd slib;
- het in grote hoeveelheden op het land brengen van verontreinigde materialen zoals bepaalde meststoffen, wegverhardingsmateriaal en bestrijdingsmiddelen;
- accumulatie door overige bronnen zoals verzinkte objecten, spoorwegleidingen en schietbanen.

Hieronder worden de belangrijkste arealen verontreinigde landbouwgrond nader behandeld, uitgesplitst naar verontreinigingen met zware metalen en organische verbindingen.

3.1 Verontreinigingen met zware metalen

De Brabantse Kempen

Aan het eind van de vorige eeuw hebben verschillende metallurgische bedrijven zich in de Brabantse en Belgische Kempen gevestigd. In de zinksmelterijen werden ertsen verhit voor de zinkwinning. Behalve zink bevatten de ertsen ook andere zware metalen, met name cadmium, lood en koper. Deze metalen zijn op verschillende manieren in het milieu terechtgekomen. Via schoorsteenrook kwamen de metalen in de atmosfeer, werden verspreid en vervolgens gedeponeed [6]. Volgens schattingen is 150 - 200 ton cadmium via de lucht op de bodem terechtgekomen met als gevolg dat ongeveer 35.000 ha verontreinigd is met cadmium (meer dan 1 mg cadmium/kg droge grond).

Proceswater afkomstig van de fabrieken werd direct geloosd op diverse beken in het gebied. In de waterlopen bevindt zich nu ongeveer 750.000 m³ met cadmium verontreinigd slib. Door overstroming en afzetting van slibdeeltjes zijn de gronden naast de waterlopen sterk verontreinigd. Verspreiding heeft ook plaatsgevonden via het gebruik van zinkassen. De zinkassen vormden een belangrijk afvalprodukt van het thermische procédé

voor de zinkwinning. Tot 1970 werden zinkassen veelvuldig gebruikt als verhardingsmateriaal voor wegen, paden en erven. Via uitloging en stoftransport kan ook landbouwgrond door deze zinkassen verontreinigd raken.

Lössgronden

Uit een onderzoek van het Bedrijfslaboratorium voor Grond- en Gewasonderzoek te Oosterbeek is gebleken dat op de Limburgse lössgronden het cadmiumgehalte verhoogd is tot boven de referentiewaarde voor cadmium.

De oorzaak van deze verontreiniging lijkt te moeten worden gezocht in de luchtverontreiniging (en daar opvolgende depositie) van cadmium en andere metalen, voornamelijk vanuit de nabijgelegen Belgische (Luikse) en Duitse industriegebieden (mond. med. Lexmond).

Geschat wordt dat er op deze manier ongeveer 20.000 ha landbouwgrond in de lössgebieden verontreinigd is geraakt.

Uiterwaarden en oevergronden

Als gevolg van uitgebreide mijnbouw- en industriële activiteiten in de bovenloop van de Nederlandse rivieren is het rivierwater en daarin zwevend slib, sterk verontreinigd met zware metalen. Bij overstroming van de uiterwaarden en oevergronden wordt de bodem verontreinigd door bezinking van slibdeeltjes, waaraan zware metalen gehecht zijn. Het gaat daarbij met name om verontreiniging met cadmium, chroom, koper, lood en zink.

Langs de Nederlandse rivieren ligt ongeveer 36.000 ha onbedijkt land dat regelmatig wordt overstroomd. De landbouw gebruikt hiervan ongeveer 70% ($\pm$ 25.000 ha), merendeels als grasland. In Limburg (langs Maas, Geul en Roer) ligt ongeveer 10.000 ha van de verontreinigde uiterwaarden, die hier de benaming oevergronden hebben. Hiervan is ongeveer 2.500 ha akker- en tuinbouwgrond.

Havenslibgronden

De grote rivieren voeren verontreinigd slib aan, dat grotendeels bezinkt in havens en estuaria. Om de vaarwegen bevaarbaar te houden, moeten grote hoeveelheden slib worden verwijderd. Het merendeel van dit slib is de afgelopen tientallen jaren opgespoten op laaggelegen land (vaak kleine polders).

Het overgrote deel van deze sliblocaties is gelegen in Zuid-Holland. Het betreft ongeveer 150 locaties met een totale oppervlakte van 4.000 ha. Ongeveer 500 ha hiervan is nog in landbouwkundig gebruik. Deze gronden behoren tot de zwaarst met zware metalen verontreinigde landbouwgronden in Nederland [7]. Verontreiniging met organische verontreinigingen, zoals PAK's, PCB's en drins is eveneens geconstateerd.

Ook recent ingedijkte Biesboschpolders bevatten hoge gehalten aan zware metalen [8].

Toemaakdekken

Vanaf de late middeleeuwen tot in deze eeuw werd stadsvuil, gemengd met bagger en dierlijke mest, als zogenaamde toemaak, gebruikt voor de bemesting van veengronden in Midden-Holland en West-Utrecht. In de hierdoor gevormde zandhoudende toemaakdekken overschrijden de gehalten aan koper, lood en kwik de referentiewaarden. De oorzaak van de verontreiniging in de toemaak moet gezocht worden in het gebruik van zware metalen en hun verbindingen in huisindustrieën en lozing daarvan op waterlopen. Daarnaast kan het gebruik van loden en koperen dakbedekking als belangrijke bron worden genoemd.

In West-Nederland blijkt ongeveer 18.000 ha veengrond met een toemaakdek voor te komen.

Eenzelfde effect van gebruik van stadsvuil op de koper- en loodgehalten is (weliswaar in mindere mate) terug te vinden bij de dalgronden in de Veenkoloniën.

Hier is met zware metalen verontreinigde compost uit de stad Groningen jarenlang toegepast als meststof.

Overige locaties

Lokale verontreinigingsbronnen, vaak met een incidenteel karakter, kunnen er ook de oorzaak van zijn dat landbouwgronden verontreinigd raken met zware metalen.

Enkele belangrijke verontreinigingsoorzaken zijn:

- Afdruipwater van verzinkte hoogspanningsmasten (vóórdat ze hun eerste verbod hebben gehad) kan in een straal van 40 meter rond de mast de bodem verontreinigen met zink.
- Door luchtverontreiniging verweren de koperen hoogspanningsleidingen en door vonkerosie de bovenleidingen van de spoorwegen. Dit kan leiden tot verontreiniging van de bodem binnen 20 meter vanaf de leiding.
- Door jacht- en schietsport komt jaarlijks 146 ton lood op landbouwgrond terecht. De verontreiniging door de schietsport is vooral geconcentreerd rond kleiduivenschiethanen, waarvan er in Nederland 150 tot 200 in gebruik zijn. Het hierdoor verontreinigde areaal wordt geschat op 1700 ha.
- Het gebruik van afvalmateriaal voor verharding van erven, paden en slootkanten waardoor gedeelten van percelen verontreinigd kunnen raken. Het gaat om afvalstoffen als vliegias, afvalslakken, leerschaafsel en bouw- en sloopafval.
- Het gebruik van bestrijdingsmiddelen en meststoffen met veel zware metalen, kan bij jarenlange toepassing leiden tot bodemverontreiniging. Aangezien het gebruik van bepaalde metaalhoudende middelen beperkt is tot specifieke teelten, treedt accumulatie van zware metalen vaak perceelsgewijs op.

Geschat wordt dat als gevolg van deze lokale bronnen ongeveer 5.000 ha landbouwgrond dusdanig is verontreinigd, dat voor één of meerdere metalen de referentiewaarde wordt overschreden.

3.2 Verontreinigingen met organische verbindingen

Over met organische verbindingen verontreinigde landbouwgrond is aanzienlijk minder bekend dan voor de zware metalen. Er mag worden aangenomen dat het areaal kleiner is.

De belangrijkste stoffen die de verontreinigingen veroorzaken zijn: PCB's, PAK's, HCH en drins (aldrin, dieldrin en endrin).

De belangrijkste verontreinigde situaties worden hieronder behandeld:

- Rond een aantal afvalverbrandingsovens kan de bodem en het erop staande gewas verontreinigd zijn met dioxines. Geschat wordt dat het gaat om totaal 500 ha grasland waarvoor een aangepaste bedrijfsvoering nodig is of waarvan de afkomstige melk uit de handel wordt genomen vanwege te hoge dioxine-gehalten;
- In Twente zijn in de zestiger en zeventiger jaren landbouwgronden verontreinigd geraakt met HCH. Deze was afkomstig van een bestrijdingsmiddelenfabriek die tijdens de produktie van het bestrijdingsmiddel lindaan de niet-werkzame vormen van HCH scheidde van het werkzame deel. De niet-werkzame delen werden deels opgeslagen op het bedrijfsterrein en deels op landbouwpercelen gestort. Door verspreiding via de wind en de dumping zijn op deze manier 5-10 ha verontreinigd geraakt. Op dit moment vindt sanering plaats, waarbij de grond tot 2 meter diepte moet worden afgegraven.
- Naast de vervuiling van de uiterwaarden met zware metalen is ook bekend dat deze gronden zijn verontreinigd met dioxinen en PCB's.

3.3 Totale oppervlakte

In tabel 1 wordt een overzicht gegeven van het totale areaal landbouwgrond dat met één of meerdere zware metalen verontreinigd is vanaf circa tweemaal de referentiewaarde.

Tabel 1. Overzicht van het areaal van de met zware metalen verontreinigde landbouwgronden.

<u>Gebied</u>	<u>Oppervlakte landbouwgrond (ha)</u>
Brabantse Kempen	35.000
Limburgse lössgronden	20.000
Uiterwaarden grote rivieren	25.000
Havenslibgronden	500
Toemaakdekken	18.000
Overige landbouwgronden	5.000
Totaal	103.500 ha.

In de meeste gebieden betekent de verontreiniging dat er zulke hoge gehalten in de bouwvoor voorkomen dat landbouw zonder extra maatregelen als bekalking of teeltaanpassingen, beperkingen zou ondervinden. De teeltaanpassingen kunnen echter ook inkomensderving betekenen. De genoemde 100.000 ha beslaat ongeveer 5% van het totale areaal landbouwgrond. Dit percentage komt overeen met een percentage van 5,1% dat blijkt uit het onderzoek van het Bedrijfslaboratorium in Oosterbeek [9].

De genoemde 5,1% heeft betrekking op het areaal landbouwgrond dat voor een of meerdere metalen 25% of meer boven de referentiewaarde uitkomt.

Tabel 2: Berekeningswijze voor de referentiewaarden van een aantal zware metalen en arseen.

Cadmium (Cd)	-	$0,4 + 0,007 (L + 3H)$
Chroom (Cr)	-	$50 + 2L$
Koper (Cu)	-	$15 + 0,6 (L + H)$
Kwik (Hg)	-	$0,2 + 0,0017 (2L + H)$
Nikkel (Ni)	-	$10 + L$
Lood (Pb)	-	$50 + L + H$
Zink (Zn)	-	$50 + 1,5 (2L + H)$
Arseen (As)	-	$15 + 0,4 (L + H)$

De referentiewaarden worden uitgedrukt in milligram per kilogram droge stof (mg/kg ds).

(L = % lutum; H = % organische stof):

4.4 Zware metalen gehalten in landbouwgronden

In 1990 verscheen bij het Bedrijfslaboratorium voor Grond- en Gewasonderzoek een rapport met de resultaten van een uitgebreid onderzoek naar de gehalten van cadmium, koper, lood en zink in de Nederlandse landbouwgronden [8].

De doelstelling van het onderzoek was tweeledig:

1. door het bepalen van de gehalten aan cadmium, koper, lood en zink in een representatieve steekproef van de Nederlandse landbouwgronden kon inzicht worden verschaft in de voorkomende gehalten van deze metalen.

2. het bieden van een toetsingsmogelijkheid van deze gehalten aan bestaande of nog te ontwikkelen criteria voor bodemkwaliteit.

In bijlage 1 bij dit LAC-Signaalwaardenrapport zijn figuren opgenomen die laten zien wat de voorkomende gehalten van de genoemde zware metalen in de Nederlandse landbouwgronden zijn.

4.5 Gedifferentieerde LAC-Signaalwaarden

De betekenis van een verontreinigde bodem is niet eenduidig aan het gehalte van de milieukritische stof in de grond verbonden. Het is dan ook niet mogelijk één enkele LAC-Signaalwaarde te ontwikkelen per milieukritische stof. Er is gekozen voor een gedifferentieerd systeem van LAC-Signaalwaarden. Per milieukritische stof wordt de LAC-Signaalwaarde uitgesplitst naar grondsoort en naar relevante landbouwkundige functies.

Tabel 3: Traject van referentiewaarden voor zware metalen en voor arseen.

	Zand- en dalgrond						Klei			Veen		
	0%L		8%L		8%L		50%L		0%L		50%L	
	0%H	22.5%H	0%H	22.5%H	0%H	22.5%H	0%H	22.5%H	22.5%H	50%H	22.5%H	50%H
Cd	0,40	0,87	0,46	0,93	0,46	0,93	0,75	1,22	0,87	1,45	1,22	1,80
Cr	50	50	66	66	66	66	150	150	50	50	150	150
Cu	15	28	20	33	20	33	45	58	28	45	58	75
Hg	0,20	0,24	0,23	0,26	0,23	0,26	0,37	0,41	0,24	0,28	0,41	0,46
Ni	10	10	18	18	18	18	60	60	10	10	60	60
Pb	50	72	58	80	58	80	100	122	72	100	122	150
Zn	50	84	74	108	74	108	200	234	84	125	234	275
As	15	24	18	27	18	27	35	44	24	35	44	55

De waarden zijn weergegeven in mg/kg ds.

Aangenomen wordt dat

- zandgronden in lutumgehalte variëren van 0-8 % en minder dan 22.5 % organische stof bevatten;
- kleigronden in lutumgehalte variëren van 8-50 % en minder dan 22.5 % organische stof bevatten;
- veengronden in lutumgehalte variëren van 0-50% en 22.5-50% organische stof bevatten.

Zo zijn er LAC-Signaalwaarden ontwikkeld voor grasland (waarop gegraasd wordt), voor gronden met akkerbouwteelten ten behoeve van veevoeder, gronden met overige akkerbouwteelten, alsmede voedingstuinbouw en gronden in gebruik voor sierteelten en andere niet consumabele gewassen.

Bij deze laatste categorie is fytotoxiciteit altijd als uitgangspunt gebruikt. In de categorie "grasland" speelt ook de ingestie van grond door landbouwhuisdieren een rol naast de konsumptie van het gras.

Grondsoorten zijn ruwweg gesplitst in zand- en dalgronden enerzijds en klei- en veengronden anderzijds. Een fijnere indeling is met de huidige gegevens niet mogelijk.

Er wordt uitgesplitst naar grondsoort, omdat die een rol speelt bij de opname van stoffen door de gewassen. Een zeer belangrijke aanname is dat de zuurgraad en de bemestingstoestand van de grond optimaal zijn voor het specifieke gebruik, dat van de grond gemaakt wordt ("Good Agricultural Practice"). In bijlage 2 wordt het gedrag van een stof in de bodem nader behandeld.

4.6 Het meest gevoelige criterium

Sommige stoffen, bijv. koper en zink, zullen niet gauw problemen geven als gevolg van te hoge gehalten in veevoer of produkten t.b.v. menselijke consumptie, maar kunnen wel aanleiding geven tot produktieverlies.

Omgekeerd geeft cadmium vooral kwaliteitsproblemen in agrarische produkten, terwijl produktieverlies bij de waargenomen gehalten niet relevant is.

Voor het vaststellen van de LAC-Signaalwaarde wordt uitgegaan van het meest gevoelige criterium. Dus in het geval van koper geeft de LAC-Signaalwaarde het gehalte weer, waarboven produktieverlies ontstaat, terwijl de LAC-Signaalwaarde voor cadmium aangeeft, dat boven die waarde kwaliteitsproblemen in de produkten optreden.

4.7 Het meest gevoelige produkt

Elk agrarisch produkt heeft zijn eigen gevoeligheid voor een milieukritische stof in de grond. Zo is een Tesselaarschaap erg gevoelig voor koper, terwijl een rund dat veel minder is. Spinazie neemt veel cadmium uit de grond op (in tegenstelling tot bonen), hetgeen resulteren kan in kwaliteitsproblemen. Bij het formuleren van de LAC-Signaalwaarden is altijd uitgegaan van het produkt dat het meest gevoelig is voor een bepaalde stof. De LAC-Signaalwaarde voor cadmium geeft dus aan, dat boven die waarde bij het meest gevoelige produkt problemen met de kwaliteit (overschrijding van de wettelijk vastgestelde maximaal aanvaardbare waarde) kunnen ontstaan. Bij minder gevoelige produkten treden die problemen pas bij (veel) hogere waarden in de grond op.

4.8 Analysemethoden

De LAC-Signaalwaarden zijn gebaseerd op metingen verricht in het verleden. Pas de laatste jaren wordt er gewerkt aan het normaliseren van de methoden, waardoor de vergelijkbaarheid van metingen verbetert. Voor de analyse van alle vermelde stoffen behalve de PCDD's en de PCDF's zijn NEN-normen verschenen of zullen binnen afzienbare tijd verschijnen.

Essentieel bij een analyse is de ontsluiting. Voor zware metalen zijn hiervoor, afhankelijk van het element, verschillende zuurmengsels bruikbaar. Veel gebruikt worden: zoutzuur, zoutzuur/salpeterzuur (koningswater) en zwavelzuur/salpeterzuur (Fleischmannzuur) al of niet in combinatie met waterstoffluoride (HF). Afgezien van de situatie waarin een groot deel van metalen ingesloten is in de silicamatrix van de grond, zijn de resultaten van verschillende ontsluitingsmethoden in de meeste gevallen vergelijkbaar. Een uitzondering vormt hierop het element chroom. Fleischmannzuur blijkt vaak hogere chroomgehalten te geven dan koningswater. Het relatieve verschil neemt af, naarmate er sprake is van een sterker verontreinigde situatie. In de NEN-norm wordt gebruik gemaakt van koningswater voor alle vermelde metalen (NEN 6465). Voor chroom bestaat bovendien de mogelijkheid te ontsluiten met behulp van Fleischmannzuur (NEN 5768).

Wanneer in dit rapport over totaalgehalten wordt gesproken, is dit het gehalte zonder HF-gebruik.

Bij de analyse van organische microverontreinigingen is de situatie complexer, omdat het hierbij niet mogelijk is de matrix, waaraan de stof is geadsorbeerd te vernietigen zonder verlies van de te meten component. De te meten stof wordt veelal geëxtraheerd uit de grond met een organisch oplosmiddel. Een extractie is een evenwicht, dat zich bovendien alleen maar kan instellen als het extractiemiddel alle beschikbare adsorptieplaatsen in de grond kan bereiken. Het evenwicht en de mate waarin het extractiemiddel zich in de grond kan verdelen wordt bepaald door de keuze van het extractiemiddel en de samenstelling van de te analyseren grond. Om deze reden is er in de ontwerp-NEN 5734 (De bepaling van een aantal organochloorbestrijdingsmiddelen en polychloorbifenylen (PCB's) in grondmonsters) de volgende alinea opgenomen: 'Het rendement van de procedure is afhankelijk van de onderzochte grond. Deze methode houdt geen rekening met een eventueel onvolledig extractierendement veroorzaakt door structuur en samenstelling van de grond.'

Hoofdstuk 5

LAC-SIGNAALWAARDEN PER STOF VOOR ZWARE METALEN EN ARSEEN

5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk is per element een opsomming gegeven van de referentiewaarden en LAC-Signaalwaarden.

De LAC-Signaalwaarden liggen boven de referentiewaarden, behalve bij cadmium. De marge tussen "normaal" en verontreinigd is bij dit element klein.

Het is belangrijk dat bij de interpretatie van bodemanalysen wordt gelet op de gebruikte analysemethoden en de bemonsteringsdiepte.

De bemonsteringsmethode moet vergelijkbaar zijn met de methoden op basis waarvan de LAC-Signaalwaarden zijn geformuleerd. Voor de diepte waarop het monster wordt genomen moet voor grasland 0-5 cm en voor akker- en tuinbouwgronden 0-20/30 cm worden gehanteerd.

In hoofdstuk 4 is de analyse besproken.

Bij de ontwikkeling van LAC-Signaalwaarden is geen rekening gehouden met een eventueel verontreinigde ondergrond. Met name diep wortelende gewassen kunnen hiervan wel invloed ondervinden. Het doet zich bijvoorbeeld voor in gebieden waar verontreinigde baggerspecie (havenslib) op het land is gedeponeerd en vervolgens van een afdeklaag is voorzien. Hiermee moet rekening worden gehouden.

De LAC-Signaalwaarden voor een aantal elementen zijn ontleend aan pot- en veldproeven, waarin zware metalen in de vorm van oplosbare zouten aan de grond worden toegediend. Hiermee zijn de condities voor de opname van zware metalen door het gewas zo gunstig mogelijk gemaakt en zal men tot een lagere LAC-Signaalwaarde komen dan in de praktijk strikt noodzakelijk zou zijn.

De verschijningsvorm van zware metalen is van belang voor de biologische beschikbaarheid van het element voor de plant. In bijlage 2 wordt nader op dit aspect ingegaan. In de vaststelling van de LAC-Signaalwaarden is geen rekening gehouden met een eventuele synergistische of antagonistische werking van de metalen.

Voor runderen is uitgegaan van een maximale grondinname van 0.5 kg per dag.

5.2 Arseen

Het maximaal toelaatbare gehalte voor arseen is 2 mg/kg in de drogestof van ruwvoeders [2a,10,11,12]. Runderen kunnen tot 5 mg arseen per kg lichaamsgewicht verdragen. Op een dagelijks rantsoen van 15 kg droge stof betekent dit 170 mg arseen/kg, maar de arseengehalten van niet-gecontamineerde ruwvoeders zijn gewoonlijk lager dan 2 mg/kg. In verband met de ingestie van gronddeeltjes zou een LAC-Signaalwaarde van 170 mg arseen/kg kunnen worden aangehouden. De toxiciteit voor gewassen ligt echter op een veel lager niveau.

De relatie tussen de arseengehalten van grond en gewas is zwak. Ook bij toediening van grote hoeveelheden arseen (tot 150 mg arseen/kg grond) werd de norm voor voedingsgewassen (0,1 mg arseen per kg vers produkt) [10,13] niet overschreden. Afhankelijk van de textuur van de grond leiden gehalten aan arseen in de grond hoger dan 30-50 mg/kg tot schade in het gewas. Alvorens voor mens en dier gevaarlijk hoge arseenconcentraties in het consumeerbare produkt worden bereikt, ondervindt het gewas al aanzienlijke schade door vergiftiging. Voor gronden met voedingsgewassen (en siergewassen) wordt de LAC-Signaalwaarde daarom gebaseerd op de fytotoxiciteit. In zgn. ijzeroergronden kunnen gehalten tot 400 mg arseen/kg voorkomen zonder dat dit aanleiding geeft tot opbrengstderving.

Naast het van nature voorkomen van arseen in grond, is arseen gebruikt in bestrijdingsmiddelen en zo toegevoegd aan de bodem.

Tabel 4. Referentie- en LAC-Signaalwaarden* voor arseen in grond
(mg arseen/kg droge stof (totaal-gehalten))

	zand	klei	veen
<u>Referentiewaarde</u> **	15-29	18-44	24-55
<u>LAC-Signaalwaarde</u> ***	30	50	50

* Bij optimale zuurgraad en bemestingstoestand.

** Berekende bovengrens

- zandgronden met 0 - 8% lutum en 0 - 22.5% org. stof
- kleigronden met 8 - 50% lutum en 0 - 22.5% org. stof
- veengronden met 0 - 50% lutum en 22.5 - 50% org. stof

*** Geen uitsplitsing naar bodemgebruik i.v.m. ontbreken van voldoende gegevens.

5.3 Cadmium

De LAC-Signaalwaarde voor cadmium in grasland, waarop geweid wordt, is gebaseerd op een maximaal toelaatbaar gehalte in gras en hooi van 1 mg cadmium/kg droge stof [2a,12]. Dit maximum is opgesteld uit kwaliteitsoverwegingen (contaminatie) van de dierlijke produkten, met name lever, nier, en uit het oogpunt van toxiciteit voor het dier.

Aan het maximaal toelaatbaar gehalte aan cadmium in gras is soms moeilijk te voldoen op gronden die verhoogde gehalten aan cadmium bevatten (vooral door aanhechting van gronddeeltjes). Echter, hoewel hoge cadmiumgehalten (tot 10 mg cadmium/kg gras) plaatselijk vóórkomen in uiterwaardgronden (in feite gecontamineerde riviersedimenten met hoge gehalten aan organische stof en kalk en een hoge pH) leidt dit niet tot overschrijding van de kwaliteitsnormen voor de meest accumulerende dierlijke produkten als levers en nieren [7].

Voor voedselgewassen, bestemd voor humane consumptie, is de LAC-Signaalwaarde van de grond vastgesteld op basis van de kwaliteitsnorm (Warenwet) voor bladgroenten, te weten 0,1 - 0,2 mg cadmium/kg vers produkt, afhankelijk van de soort groente; voor granen geldt in de Warenwet 0.15 mg cadmium/kg als norm [2].

Voor gewassen die niet bestemd zijn voor de consumptie door mens of landbouwhuisdier, is de LAC-Signaalwaarde gebaseerd op de fytotoxiciteit voor het gewas, tot uiting komend in opbrengstverliezen bij overschrijding van die waarden [14].

Gras neemt minder cadmium op dan de snijmais en bieten, waarvan het loof wordt gebruikt voor veevoeder. Voor akkerbouwland zijn de LAC-Signaalwaarden daarom lager dan voor grasland [15].

Tabel 5. Referentie- en LAC-signaalwaarden* voor cadmium in grond
(mg cadmium/kg droge stof (totaalgehalten))

	zand	klei	veen
<u>Referentiewaarde</u> **	0,40-0,93	0,46-1,22	0,87-1,80
<u>LAC-Signaalwaarde</u>			
grasland	2	3	
akkerbouwland, waarop veevoedergewassen	0,5	1,0	
grond, waarop overige akkerbouw- teelten, alsmede voedingstuinbouw	0,5	1,0	
grond, waarop sierteelt	5	10	

legenda zie tabel 4

5.4 Chroom

Runderen kunnen schade ondervinden boven een inname van circa 2 mg chroom(VI) per kg lichaamsgewicht per dag, overeenkomend met 65 mg chroom/kg in het dagelijks rantsoen van 15 kg droge stof. Van het veel minder schadelijke chroom(III) wordt 300-2000 mg chroom/kg in de veevoeding verdragen [16,17]. In verband met ingestie van gronddeeltjes zou een LAC-Signaalwaarde van 65 mg chroom(VI)/kg te verdedigen zijn. Bij dit gehalte ontstaan ook toxische effecten voor het gewas. Er behoeft dan ook geen aparte LAC-Signaalwaarde voor te onderscheiden bodemgebruik worden opgesteld.

Het chroom(III) kation is niet schadelijk voor het gewas bij toediening in hoeveelheden tot 200 à 300 mg chroom/kg (in opgeloste vorm) aan de grond [14]. Het chroom(VI) anion (CrO_4^{2-} en $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) kan daarentegen al schadelijk zijn bij doses lager dan 50 mg chroom/kg grond, vooral bij hoge pH. Onder normale omstandigheden, d.w.z. bij een redoxpotentiaal lager dan 0,6 V, wordt chroom(VI) echter, bij aanwezigheid van organische stof, gereduceerd tot het zeer slecht oplosbare, en voor de plant weinig toxische chroom(III)oxide. De LAC-Signaalwaarde wordt gebaseerd op de toxiciteit van chroom voor het gewas.

Chroom accumuleert in de wortel; pas bij zeer hoge doses (wortelbeschadiging) vindt enig transport naar de bovengrondse delen plaats. Gewoonlijk bevatten de bovengrondse delen minder dan 1 mg chroom per kg droge stof; bij vergiftiging is het gehalte maar weinig hoger. Daar bovendien chroom weinig schadelijk is voor mens en dier, is bescherming van de voedselketen gewaarborgd [18].

Tabel 6. Referentie- en LAC-Signaalwaarden* voor chroom in grond (mg chroom/kg droge stof (totaal-gehalten))¹

	zand	klei	veen
<u>Referentiewaarde</u> ^{**}	50-66	66-150	50-150
<u>LAC-Signaalwaarde</u> ²	200	300	300

legenda zie tabel 4.

- ¹ Cr (III) bedraagt ongeveer 5/6 deel van het totaal chroomgehalte.
- ² Geen uitsplitsing naar bodemgebruik i.v.m. fytoxiciteit als meest gevoelig criterium.

5.5 Koper

De LAC-Signaalwaarde voor koper op grasland is gebaseerd op de giftigheid voor het dier. Met name schapen (Tesselaars) zijn zeer gevoelig voor koper [19]. Voor schapen en rundvee geldt krachtens een verordening van het Produktschap voor Veevoeder een maximum van 20, resp. 35 mg koper/kg droge stof in volledige diervoeders [2a,20]. (Er is nog geen norm voor ruwvoerders). Voorgesteld wordt een even hoog maximum gehalte aan koper in de grond, rekening houdende met de ingestie van gronddeeltjes, als LAC-Signaalwaarde voor grasland aan te houden, althans bij schapen.

Runderen kunnen tot 80 mg koper/kg droge stof in het dagelijkse rantsoen ruwvoer (15 kg droge stof) verdragen, maar de kopergehalten van niet gecontamineerd (ruw)voer liggen gewoonlijk beneden 20-30 mg koper/kg droge stof [21]. Wel wordt aanbevolen de grens van 80 mg koper/kg droge stof aan te houden als maximaal toelaatbaar gehalte (LAC-Signaalwaarde) voor grasland, althans bij runderen.

Op zandgrond wordt een LAC-Signaalwaarde van 50 mg koper/kg grond aanbevolen met het oog op een eventueel nadelig effect op de graslandproduktie bij kopergehalten hoger dan deze grenswaarde [14]. De ervaring leert dat op bepaalde gecontamineerde uiterwaardgronden een aanmerkelijk hoger kopergehalte (tot 200 mg koper/kg grond) geen schadelijke gevolgen heeft voor de grasproduktie, de diergezondheid (rundvee) en de kwaliteit van het dierlijk produkt (melk, vlees en organen) [7].

Voor alle andere gewassen, d.w.z. niet-ruwvoerders is de LAC-Signaalwaarde gebaseerd op de fytotoxiciteit, d.w.z. de opbrengstderving als gevolg van overmaat koper.

Bij de LAC-Signaalwaarden in de zandgronden is uitgegaan van 2% organische stof in de grond [22]. Het is niet realistisch de LAC-Signaalwaarde te baseren op nog lagere gehalten aan organische stof.

Tabel 7. Referentie- en LAC-Signaalwaarden* voor koper in grond
(mg koper/kg droge stof (totaalgehalten))

	zand	klei	veen
<u>Referentiewaarde</u> **	15-33	20-58	28-75
<u>LAC-Signaalwaarde</u>			
grasland (schapen)	30	30	
grasland (runderen)	50	80	
akkerbouw waarop veevoeder- gewassen	50	80	
grond, waarop overige akkerbouw- teelten, alsmede voedingstuinbouw	50	200	
grond waarop sierteelt	50	200	

legenda zie tabel 4.

Noot bij tabel 7:

Ten behoeve van het bemestingsadvies wordt koper bepaald door middel van een extractie met salpeterzuur (0.43 mol/liter). Deze methode geeft lagere gehalten dan een totaalbepaling waarop de LAC-Signaalwaarde is gebaseerd. Bij gebruik van de resultaten van de salpeterzuurextractie zou de LAC-Signaalwaarde voor grasland (schapen) 20 i.p.v. 30 mg koper/kg droge stof zijn. Voor andere gebruiksvormen is dit niet bekend.

5.6 Kwik

Voor ruwvoeders is een maximum gesteld van 0,1 mg kwik/kg droge stof, zulks in verband met een mogelijke overdracht naar de lever en de melk. De relatie grond-gewas is zwak. Alleen uit onderzoek met wortelen is een relatie tussen de kwikgehalten van grond en gewas gevonden. Bij 2 mg kwik/kg grond kan de Warenwetnorm voor voedingsgewassen (0,01 - 0,03 mg kwik/kg vers produkt [2]) worden overschreden. Bij deze concentraties van kwik in de grond is geen vergiftiging van het gewas te verwachten [10]. De LAC-Signaalwaarde stoelt dus op de kwaliteitseisen (Warenwet) van het consumeerbare produkt. Kwik wordt gemakkelijker als organische verbinding (methyلكwik) dan als anorganische verbinding opgenomen door het gewas.

Tabel 8. Referentie- en LAC-Signaalwaarden* voor kwik in grond
(mg kwik/kg drogestof (totaalgehalten))

	zand	klei	veen
<u>Referentiewaarde</u> **	0,20-0,26	0,23-0,41	0,24-0,46
<u>LAC-Signaalwaarde</u> ***	2	2	2

legenda zie tabel 4.

5.7 Lood

De LAC-Signaalwaarde voor lood op grasland is gebaseerd op de toxiciteit voor het dier. Voor lood geldt in groenvoeders een maximaal toelaatbaar gehalte van 40 mg lood/kg [2a,12,21]. Runderen kunnen tot 150 mg lood/kg in hun dagelijks rantsoen (15 kg droge stof), ofwel 4,5 mg lood per kg lichaamsgewicht, verdragen [23]. De loodgehalten van niet gecontamineerde ruwvoeders blijven echter gewoonlijk lager dan 5 mg/kg in de drogestof. (In wintergras kunnen hogere gehalten ontstaan tot 40 mg/kg [24]). De LAC-Signaalwaarde van 150 mg lood per kg grond is opgesteld in verband met de ingestie van gronddeeltjes. Voor lood geldt dat in de uiterwaarden aanmerkelijk hogere gehalten in de grond worden aangetroffen (gemiddeld 300 mg lood/kg grond) zonder dat dit bezwaren oplevert voor grasproductie, diergezondheid en kwaliteit van melk en vlees.

De beschikbaarheid van lood voor de plant neemt af bij stijgende kationen-omwisselcapaciteit, pH en fosforbesmesting [25]. Het door de plant opgenomen lood accumuleert in de wortels. Pas bij zeer hoge doses is er sprake van transport naar de bovengrondse delen, met name indien lood met andere zware metalen wordt toegediend [26]. In sommige gewassen is lood wel mobiel. De toelaatbare loodgehalten in gewassen voor menselijke consumptie liggen tussen 0.3 en 0.5 mg/kg vers gewicht [2]. Ogenschoijnlijk gezonde, niet aan overmaat lood lijdende gewassen kunnen hogere loodgehalten bezitten dan in de menselijke voeding aanvaardbaar worden geacht. De voedselketen is dus niet voldoende beschermd. Dit geldt met name voor consumptiegewassen die binnen 50 m afstand van druk bereden autowegen worden geteeld. De loodbelasting neemt thans af mede door het toenemende gebruik van loodvrije benzine.

De LAC-Signaalwaarde van lood voor de grond bij de teelt van voedselgewassen voor humane consumptie is ontleend aan onderzoek op een door looderts verontreinigde grond te Stein (Limburg) [27]. Uitgaande van de Warenwetnormen mag het totaal loodgehalte van zandgrond een waarde van 100 mg lood per kg grond niet overschrijden. Voor gewassen die niet bestemd zijn voor de consumptie door mens of landbouwhuisdier, zijn de LAC-Signaalwaarden van de grond gebaseerd op de fytoxiciteit bij overmaat lood [14].

Tabel 9. Referentie- en LAC-Signaalwaarden* voor lood in grond
(mg lood/kg droge stof (totaal-gehalten))

	zand	klei	veen
<u>Referentiewaarde</u> **	50-80	58-122	72-150
<u>LAC-Signaalwaarde</u> ***			
grasland	150	150	
akkerbouwland, waarop veevoedergewassen	150	150	
grond, waarop akkerbouwteelten, alsmede voedingstuinbouw	100	200 ¹	
grond, waarop sierteelt	500	800	

legenda zie tabel 4.

¹ Deze waarde moet met voorzichtigheid worden gehanteerd, mede door het ontbreken van voldoende kennis over o.a. atmosferische depositie. Dit laatste verhoogt mogelijk het loodgehalte, terwijl dit niet door effecten uit de grond wordt veroorzaakt.

5.8 Nikkel

Nikkel is weinig toxisch voor zoogdieren en de mens, maar zeer giftig voor de plant. Op de zandgronden kan bij toediening (in oplosbare vorm) bij zeer lage pH vanaf 10 mg nikkel per kg grond, op kleigronden vanaf 30 en op veengronden vanaf 50 mg nikkel/kg grond schade worden verwacht in het gewas [14]. De toxische dosis neemt echter aanzienlijk toe bij stijging van de gehalten aan organische stof en, in mindere mate, lutum (stijgende kationen-omwisselcapaciteit), en van de pH. In combinatie met andere zware metalen (cadmium, chroom, koper, lood en zink) kan nikkel echter ook bij kleine doseringen schadelijk zijn [26]. Nikkel kan gemakkelijk door de plant worden opgenomen en naar de bovengrondse delen worden getransporteerd. Daar nikkel wel zeer giftig is voor de plant, maar niet voor mens en dier, is bescherming van de voedselketen gewaarborgd. De LAC-Signaalwaarden zijn gebaseerd op de fytotoxiciteit.

Tabel 10. Referentie- en LAC-Signaalwaarden* voor nikkel in grond
(mg nikkel/kg droge stof (totaal-gehalten))

	zand	klei	veen
<u>Referentiewaarde</u> **	10-18	18-60	10-60
<u>LAC-Signaalwaarde</u> ***	15	50	70

legenda zie tabel 4.

5.9 Zink

Runderen kunnen tot 900 à 1000 mg zink per kg in het dagelijks rantsoen van 15 kg droge stof verdragen; dit is 27 à 30 mg zink per kg lichaamsgewicht. Er is een maximum van 250 mg zink/kg droge stof voor (ruw)voeders opgesteld door het Produktschap voor Veevoeders. Gehalten van 900 - 1000 mg zink/kg droge stof van ruwvoer worden alleen bereikt bij buitensporig grote hoeveelheden zink in de grond, waarbij van een normale groei van gras of ander ruwvoer geen sprake is [2a,14].

De LAC-Signaalwaarde voor zink op grasland wordt daarom niet gebaseerd op de toxiciteit voor het rund maar op die voor het gewas (gras). Zink wordt gemakkelijk door de plant opgenomen, afhankelijk van organische stof- en lutumgehalte en pH, en naar de bovengrondse delen getransporteerd.

In Canada worden zinkgehalten in groenten tot 50 mg/kg vers produkt geaccepteerd [28]. Dergelijke gehalten (500 - 800 mg zink per kg droge stof) zijn kenmerkend voor (groente)gewassen die aan overmaat zink lijden.

Zowel mens als dier zijn tolerant voor zink, en chronische intoxicatie is pas te verwachten bij zinkgehalten in het consumabele produkt die genoemde grenzen (500 - 1000 mg zink per kg drogestof) overschrijden. Een gewas met zo'n hoog gehalte zink lijdt echter al aan ernstige zinkovermaat. De voedselketen is dus (redelijk) beschermd. Aangenomen mag worden dat in delen van Noord-Brabant (Kempen, Maasoevergronden) door een overmaat zink geen topopbrengsten worden verkregen, maar dat de kwaliteit van het produkt dat op de markt wordt gebracht, ten aanzien van zink acceptabel is.

Tabel 11. Referentie- en LAC-Signaalwaarden* voor zink in grond (mg zink/kg droge stof (totaal-gehalten)).

	zand	klei	veen
<u>Referentiewaarde</u> **	50-108	74-234	84-275
<u>LAC-Signaalwaarde</u>			
grasland	200	350	
akkerbouwland, waarop veevoedergewassen	100	350	
grond, waarop overige akkerbouwteelten, alsmede voedingstuinbouw	100	350	
grond, waarop sierteelt	100	350	

legenda zie tabel 4.

Hoofdstuk 6

SIGNAALWAARDEN VOOR BESTRIJDINGSMIDDELEN EN ORGANISCHE CONTAMINANTEN

6.1 Inleiding

Zowel voor plantaardige als dierlijke produkten is de bovengrens van de concentratie van een bestrijdingsmiddel of organische contaminant in de bodem vast te stellen waarbij normen voor zo'n stof in eindprodukten niet overschreden worden.

Ook als gegevens met betrekking tot de overdracht niet beschikbaar zijn, kan, bij bepaalde aannamen, "worst-case" benadering worden gehanteerd voor het vaststellen van de LAC-Signaalwaarde.

6.2 Overdracht van organochloorverbindingen naar plantaardige produkten

De overdrachtsfactor van grond naar gewas is gedefinieerd als het gehalte van een stof in het gewas (uitgedrukt in mg/kg op droge stof) gedeeld door het gehalte van de stof in de grond (bouwvoor) (uitgedrukt in mg/kg droge stof).

Voor de opname van stoffen door het gewas uit de grond, is de overdracht o.a. afhankelijk van het gewas en het humusgehalte van de grond. In vergelijking met gras geldt voor snijmais dat er meer wortels aanwezig zijn in de ondergrond en dus minder in de gecontamineerde bovenlaag, waardoor een lagere overdrachtsfactor gevonden wordt.

Contaminatie met bestrijdingsmiddelen en organische contaminanten wordt in het algemeen veroorzaakt door persistente organochloorverbindingen. Deze stoffen hopen zich op in de vetfase van mens en dier. Met name de organochloorbestrijdingsmiddelen en chloorhoudende organische contaminanten (chloorbifenylen, dioxinen) zijn in dit verband belangrijke stoffen. Andere bestrijdingsmiddelen zijn veel minder persistent en worden relatief snel afgebroken. De uitgangspunten zijn daarom als een worst-case benadering gebaseerd op de persistente organochloorverbindingen.

Voor bijvoorbeeld de organochloorverbinding DDT is de overdrachtsfactor van grond naar gras 0,05 en voor mais is deze factor lager dan 0,05 [29,30]. Voor bèta-HCH in mais is de overdrachtsfactor circa 0,05 [31]. In akkerbouw- en wortelgewassen, geteeld op gecontamineerde havenslibgronden, werd voor aldrin, dieldrin, telodrin, pp'-DDE en pp'-DDT een overdrachtsfactor vastgesteld in de orde van <0,05-0,1 [32]. Voor chloorbifenylen wordt maximaal een overdrachtsfactor van circa 0,01 vastgesteld voor gras- en akkerbouwgewassen [33,34]. Voor dioxinen moet waarschijnlijk een factor 0,001 aangehouden worden [35]. Op basis van deze gegevens lijkt het realistisch om voor de overdracht van bestrijdingsmiddelen en hun residuen alsmede voor organische contaminanten als de overdrachtsfactor niet bekend is, voor akkerbouwprodukten en veevoedergewassen een factor 0,1 te hanteren.

Voor snijmais is een factor 0,05 te hanteren.

Als algemene formule voor plantaardige produkten geldt:

$$p = fl * x$$

p - gehalte stof in plantaardige produkten (mg/kg op droge stof)
fl - overdrachtsfactor van grond naar gewas
x - gehalte van de stof in de grond (mg/kg droge stof).

Uit bovenstaande beschouwing blijkt dat voor organochloorverbindingen fl in het algemeen kleiner dan 0,1 is. Indien nu voor een gewas, als fl niet bekend is, een factor 0,1 wordt gehanteerd, is met de in de Residubeschikking [36] vastgestelde norm, de LAC-Signaalwaarde voor de grond te schatten.

Uitgaande van de laagste norm voor een organochloorverbinding in plantaardige produkten (range 0,01 - 0,05 mg/kg) bedraagt de LAC-Signaalwaarde 0,1-0,5 mg/kg droge stof.

6.3 Uitgangspunten voor overdracht van OC-verbindingen naar dierlijke produkten

De overdrachtsfactor van gewas naar dierlijke eindprodukten is gedefinieerd als het gehalte van een stof in het eindprodukt (uitgedrukt in mg/kg op vetbasis) gedeeld door het gehalte van de stof in het gewas (uitgedrukt in mg/kg droge stof).

Ook voor dierlijke produkten geldt dat de contaminatie voornamelijk veroorzaakt wordt door persistente organochloorverbindingen (bestrijdingsmiddelen en chloorhoudende organische contaminanten). Andere bestrijdingsmiddelen zijn veel minder persistent en worden relatief snel gemetaboliseerd en uitgescheiden via mest en urine. Op basis van de persistentie, het toepassingsgebruik in de veehouderij en de toepassing op grasland is relevante informatie met betrekking tot residuverwachting van bestrijdingsmiddelen in o.a. melk (produkten) samengevat [37].

In de dierlijke produkten zijn vlees en melk de belangrijkste produkten. De besmetting van melk en vlees (op vetbasis) met organochloorbestrijdingsmiddelen en chloorhoudende organische contaminanten is in de evenwichtssituatie bij langdurige besmetting van gelijke orde. Als uitgangspunt voor dierlijke produkten is gekozen voor melk (produkten).

Contaminatie van melk kan plaatsvinden door opname van grond, ruwvoeder

en krachtvoeder, alsmede via lucht, oppervlaktewater en huidapplicatie. In de algemene formule is de opname via de lucht, oppervlaktewater en huidapplicatie buiten beschouwing gelaten, immers de LAC-Signaalwaarde voor grond is hiervan niet afhankelijk. Uitgaande van een verontreinigde situatie van grond is de opname van grond en gewas de belangrijkste contaminatiebron voor melkgevend vee.

Als algemene formule voor dierlijke produkten geldt:

$$m = \frac{[(x * g) + (x * f1 * r)]}{v} * f2$$

waarin

- m = gehalte stof in melk (mg/kg melkvet)
- x = gehalte van de stof in de grond (mg/kg droge stof)
- g = opname hoeveelheid grond (kg droge stof)
- f1 = overdrachtsfactor van grond naar gewas
- r = voederopname ruwvoeder (kg droge stof)
- v = totale inname ruwvoeder, krachtvoeder en grond
- f2 = overdrachtsfactor van gewas en opgenomen grond naar dierlijk eindprodukt (zie 6.6).

Als uitgangspunt geldt een maximale grondopname van 0,5 kg/dag [38]. Deze opname is een maximale gemiddelde opname bij extreem nat weer. Voor de voederconsumptie wordt uitgegaan van een consumptie door melkgevend vee van 20 kg droge stof per dag, onderverdeeld in een consumptie van 10 kg ruwvoeder en 10 kg krachtvoeder. De belangrijkste ruwvoedergewassen zijn gras en snijmais. In bovenstaande formule is de bijdrage via krachtvoeder achterwege gelaten. Deze is te verwaarlozen in verontreinigingssituaties van grond met organochloorverbindingen. Voor de melkproduktie wordt als uitgangspunt genomen een gemiddelde produktie van 1 kg melkvet/dag (dit komt overeen met 20 à 25 l melk). Met behulp van de hierna uitgewerkte aanpak is het mogelijk om de contaminatie in melk in verontreinigingssituaties te berekenen c.q. te schatten. Uitgaande van de maximaal toelaatbare gehalten aan contaminanten in melk en de overdrachtsfactor van voer naar melkvet is de maximale belasting van het voer te berekenen. Met de overdrachtsfactor van grond naar gewas is de LAC-Signaalwaarde voor grond met bestrijdingsmiddelen en organische contaminanten te berekenen.

6.4 Overdracht van organochloorverbindingen naar dierlijke eindprodukten

6.4.1. Grondopname

Contaminatie van grond kan op verschillende wijzen plaatsvinden nl. door depositie uit de lucht (bijv. chloorbifenylen, dioxinen), door grondverplaatsingen (bijv. HCH' s in Twente), door toegelaten toepassingen in het verleden (bijv. DDT in boomgaarden), respectievelijk door recente toegelaten toepassingen op een perceel. In het laatste geval is het van belang de inwerkdiepte van het middel te weten om de gemiddelde belasting van de grond te kunnen berekenen.

Rekenvoorbeeld 1

Stel de dosering van een middel bedraagt 250 g/ha₂ (25 mg/m²) en de inwerkdiepte is 20 cm. In 0,2 m³ grond is dan aanwezig 25 mg van de toegepaste stof. Het gewicht van 0,2 m³ grond is ca. 250 kg. De gemiddelde grondcontaminatie is dus $25/250 = 0,1$ mg/kg grond.

Bij een maximale consumptie van 500 g grond/dag wordt door de koe dan 0,05 mg van de stof opgenomen.

6.4.2 Ruwvoederopname

Op basis van beschikbare gegevens (zie 6.2) is het realistisch om voor de overdracht van bestrijdingsmiddelen van grond naar ruwvoeder voor snijmais een factor 0,05 en voor gras een factor 0,1 te hanteren.

Rekenvoorbeeld 2

Als we uitgaan van een grondbesmetting van 0,1 mg/kg droge stof is voor snijmais een voederbesmetting van 0,005 mg/kg op droge stof te verwachten bij een overdrachtsfactor van 0,05.

Bij een voederconsumptie van 10 kg snijmais is de opname dan 0,05 mg van de stof.

In het geval van gras met een hogere overdrachtsfactor van 0,1 is de opname bij een voederconsumptie van 10 kg gras 0,1 mg van de stof.

6.4.3 Overdracht

In voederproeven met melkvee zijn overdrachtsfactoren vastgesteld voor diverse organochloorverbindingen. De overdrachtsfactor van voer naar melkvet is samengevat in tabel 12 [39,40,41]. In het algemeen is de overdrachtsfactor niet groter dan 10. Indien voor een organochloorverbinding de factor niet bekend is, zou men deze waarde (10) kunnen hanteren voor de berekening van de contaminatie in het melkvet. Afhankelijk van het soort ruwvoeder (gras of snijmais) kan uitgaande van de tolerantie in melk de LAC-Signaalwaarde voor grond worden afgeleid.

Volgens de eerder genoemde algemene formule kan de LAC-Signaalwaarde als volgt berekend worden:

$$\text{LAC-Signaalwaarde} = \frac{\text{MRL} * v}{g * f2 + f1 * f2 * r}$$

waarin

- MRL - maximum residue level (=norm) in eindprodukt melk (mg/kg vet)
v - totale voederopname ruwvoeder en krachtvoeder (kg droge stof)
g - opname hoeveelheid grond (kg droge stof)
f1 - overdrachtsfactor van grond naar gewas
f2 - overdrachtsfactor van gewas en opgenomen grond naar dierlijk produkt
r - ruwvoeder opname (kg droge stof)

Wanneer uitgegaan wordt van de in dit rapport aangenomen waarden voor
g (= grondopname) van 0,5 kg/dag;
r (= ruwvoederopname) van 10 kg droge stof en;
v (= totale voederopname) van 20 kg droge stof,

wordt de formule voor de LAC-Signaalwaarde als volgt:

$$\text{LAC-Signaalwaarde} = \frac{\text{MRL} * 20}{0,5 * f2 + 10 * f1 * f2}$$

In tabel 12 is uitgaande van de overdrachtsfactor van voer naar melk voor een aantal verbindingen de LAC-Signaalwaarde afgeleid. De waarden zijn afgerond.

Tabel 12. Normen voor organochloorverbindingen in melk en de afgeleide LAC-Signaalwaarde voor gras- en maispercelen

Component	Norm voor de melk (mg/kg vet)	Overdrachtsfactor voer ---> melkvet (f2)	Signaalwaarde (mg/kg)	
			gras (f1=0,1)	mais (f1=0,05)
Aldrin/Dieldrin	0,15	6	0,3	0,5
DDT totaal	1	5	2,5	4
Endrin	0,02	1	0,2	0,4
alfa-HCH	0,1	4	0,3	0,5
bèta-HCH	0,075	10	0,1	0,2
gamma-HCH	0,2	1	2,5	4
Heptachloor (epoxide)	0,10	10	0,1	0,2
HCB	0,25	10	0,3	0,5
PCB 153	0,05	5	0,1	0,2
PCB 138	0,05	5	0,1	0,2
dioxinen	$6 \cdot 10^{-6}$ TEQ	10	10^{-5} TEQ	10^{-5} TEQ

TEQ = Toxiciteits Equivalenten, d.i. een maat om de giftigheid dioxinen uit te drukken als de giftigheid van de meest toxische verbinding uit de groep, nl. 2,3,7,8 Tetra Chloor Dibenzo-p-Dioxine [42].

De bovenstaande berekende LAC-Signaalwaarden liggen met uitzondering van de waarde voor DDT-totaal en gamma-HCH tussen de A-waarden en de B-waarden voor bestrijdingsmiddelen uit de Leidraad Bodembescherming.

6.5 Analysemethode

Bij de analyse van grond op aanwezigheid van organochloorverbindingen moet rekening gehouden worden met de samenstelling van de grond. Daarom is bij RIKILT-DLO de grond eerst bevochtigd met een ammoniumchloride-oplossing [43,44,45]. Na macereren met een hexaan-acetonmengsel wordt de aceton verwijderd door uitschudden met water. De hexaanfase wordt ingedampt en gezuiverd over een aluminiumoxide kolom. De organochloorverbindingen worden daarna gaschromatografisch bepaald.

De vergelijkbaarheid van deze methode en de in hoofdstuk 4 genoemde NEN 5734 methode is onvoldoende duidelijk.

Hoofdstuk 7

ADVISERING IN DE PRAKTIJK

In hoofdstuk 2 is uitgebreid weergegeven wat de betekenis is van de ABC-waarden uit de Leidraad Bodembescherming en waar deze waarden voor de landbouw tekort schieten. Enerzijds betreft dit het niveau van de waarden; anderzijds wordt er in de ABC-waarden geen onderscheid gemaakt naar grondsoort en gebruiksvorm.

Zoals al eerder aangegeven kunnen de LAC-Signaalwaarden worden beschouwd als een indicatie omtrent het laagste gehalte van een stof in de bodem, waarbij problemen met één of meerdere bodemfuncties als gevolg van die stof kunnen optreden. Overschrijdingen zijn een signaal dat er iets mis kan zijn met de kwaliteit van het produkt dat afkomstig is van die bodem. Op het moment dat overschrijding van LAC-Signaalwaarden geconstateerd wordt, is het zaak om de oorzaak en de gevolgen van deze verontreiniging door een nader onderzoek te bepalen.

7.1 Nader onderzoek

Na constatering van een overschrijding van de LAC-Signaalwaarden kan nader onderzoek volgen. Het eerste deel van dit nader onderzoek is de gevolgen van de verontreiniging voor de gewasopbrengst en kwaliteit na te gaan. Het tweede deel dient om de bron van de verontreiniging te leren kennen. Verontreiniging vanuit de lucht kan worden onderzocht door planten in potten met schone en met verontreinigde grond op te laten groeien op enerzijds de verontreinigde locatie en anderzijds op een locatie zonder luchtverontreiniging. Eveneens kan worden onderzocht of met meststoffen of beregeningswater dusdanig veel verontreinigde stoffen aangevoerd worden, dat deze de oorzaak vormen voor de schade aan het gewas. Voor beregeningswater en meststoffen, zijn advieswaarden beschikbaar, zodat vergelijking mogelijk is met de gewenste gehalten. De effecten van de verontreiniging op gewasopbrengst en kwaliteit kunnen worden onderzocht door een aantal gewassen waarvan bekend is dat ze gemakkelijk zware metalen opnemen op proefveldjes op de verontreinigde locatie te telen. Onderzocht kan dan worden of er overschrijding van de Warenwetnormen of Veevoedernormen optreedt. Vergelijking met proefveldjes op een niet verontreinigde locatie kan uitwijzen of er sprake is van opbrengstderving. Gevoelige gewassen voor menselijke consumptie zijn bladgroentegewassen (sla, andijvie, spinazie, prei) en granen (baktarwe). Gevoelige veevoedergewassen zijn granen en bieten (met name het blad). Als het onderzoek heeft uitgewezen dat de gewasschade ontstaat door verontreiniging van de bodem, dan volgt nader advies.

7.2 Landbouwkundige maatregelen op verontreinigde situaties

Uit diverse publicaties is gebleken dat er een groot areaal landbouwgrond te vinden is met zware-metaalgehalten boven de referentiewaarden en onder de B- of C-waarden. In totaal betreft het ongeveer 100.000 ha, hetgeen overeenkomt met 5% van de Nederlandse landbouwgrond (zie hoofdstuk 3).

De vraag luidt wat het advies moet zijn indien de LAC-Signaalwaarden worden overschreden en als uit nader onderzoek blijkt dat Warenwet- of Veevoedernormen zijn overschreden. De belangrijkste maatregelen komen hieronder achtereenvolgens aan de orde.

Bekalking

Uit onderzoek is gebleken dat bij verhoging van de pH van de grond de opname van zware metalen door gewassen sterk afneemt. In de Kempen wordt daarom geadviseerd om door bekalking naar pH=6 te streven. In de Maasuiterswaarden is het advies om bouwland te bekalken tot pH=6.8 indien er ook vollegrondsgroenten worden verbouwd. In de uiterwaarden treft men zwaardere gronden aan waardoor het bekalkingsadvies hoger kan zijn dan in de Kempen. In de havenslibpolders ligt de pH altijd boven 7; hier heeft aanvullende bekalking geen zin.

Niet meer telen van bepaalde gewassen

Als bekalking niet het gewenste resultaat tot gevolg heeft, kan worden geadviseerd om de gewassen, die problemen geven, niet meer te telen. Zo is in de Kempen aan sommige tuinders geadviseerd om geen andijvie, sla en spinazie meer te telen. In de Maasuiterswaarden wordt in de meeste gevallen de teelt van granen bestemd voor menselijke consumptie en het opvoeren van bietenblad aan het vee afgeraden. Dit wordt eveneens in een aantal havenslibpolders geadviseerd.

Verhogen organische stofgehalte van de grond

Door meer organische stof in de bodem te brengen (uiteraard organische stof zonder verontreinigingen) wordt de binding van zware metalen in de grond bevorderd en daalt de beschikbaarheid voor gewassen. Het verhogen van het organische stofgehalte kan gebeuren door het onderploegen van stro, inzaaien van groenbemestingsgewassen en het toedienen van organische (uiteraard schone!) meststoffen. Anderzijds kunnen ontledingsprodukten van organische stof de mobiliteit van zware metalen bevorderen. De werking is dus niet éénduidig.

Grondbewerking

Wanneer alleen de toplaag van de bodem is verontreinigd, kunnen de gehalten in de bouwvoor door diepploegen worden verlaagd. Aangezien de bovenkomende onderlaag vaak bestaat uit humusarm materiaal dient de bodemvruchtbaarheid weer op peil gebracht te worden, hetgeen aanzienlijke kosten met zich meebrengt. In de Kempen bleek diepploegen niet altijd te zorgen voor het gewenste resultaat.

Sanering

Het afvoeren van de verontreinigde teeltlaag en het aanbrengen van een nieuwe, betekent slechts verplaatsing van het probleem. Voor het aanvoeren van de benodigde grond (3000 - 6000 m² grond per hectare) moet elders eenzelfde areaal landbouwgrond afgegraven worden. Bij het saneren van grond door aanzuring gevolgd door geforceerde uitspoeling van de zware metalen, nemen weliswaar de totale gehalten van zware metalen af, maar wordt tegelijkertijd de beschikbaarheid voor planten en bodemleven vergroot.

Beweidingsstop op verontreinigde percelen

Aangezien graasvee (koeien, schapen, paarden, e.d.) bij het grazen naast gras ook veel grond opneemt, kan het stoppen van beweiding op verontreinigde percelen een positieve invloed hebben op de veegezondheid.

In de praktijk zijn op een melkveebedrijf ervaringen opgedaan met dieldrin besmetting.

Door aanpassing van het bouwplan, winning van graskuilen met minimale grondverontreiniging werd een reductie van ca. 70% bereikt van de oorspronkelijke contaminatie. Ook in Twente zijn met landbouwkundige maatregelen gunstige ervaringen opgedaan in het geval van een besmetting met HCH.

Afbraak organische contaminanten

Veel organische contaminanten hebben het voordeel dat ze biologisch afbreekbaar zijn. Een voorwaarde hierbij is, dat de milieu-omstandigheden (nutriënten, temperatuur, aan- of afwezigheid zuurstof) zodanig zijn, dat afbraak ook werkelijk plaats kan vinden. Sanering bestaat dan uit het creëren van de juiste omstandigheden. De nutriëntenhuishouding is in landbouwgronden in het algemeen gunstig voor afbraak. Veel stoffen zijn onder aerobe omstandigheden (aanwezigheid zuurstof) afbreekbaar. Door de bodem intensief te bewerken of op een andere wijze de bodemstructuur te verbeteren kunnen de aerobe omstandigheden worden verbeterd, waardoor op termijn de verontreiniging zal verdwijnen. Wanneer de afbraak alleen onder anaerobe omstandigheden plaatsvindt, dan kan het tijdelijk onder water zetten van het perceel een saneringsmaatregel zijn.

Bij biologische afbraak wordt alleen het beschikbare deel snel afgebroken. Het sterker gebonden deel verdwijnt langzaam. Dit laatste deel zal echter minder schadelijk zijn voor gewas en dier, waardoor een "biologische sanering" de risico's voor verontreiniging van produkten sterk kan verminderen [46].

Een andere mogelijkheid is omzetting van de stof door UV-licht (foto-chemische afbraak). Dit kan een manier zijn om dioxine-concentraties in de bodem te verlagen. Voorwaarde is natuurlijk wel dat het zonlicht de dioxinemoleculen kan bereiken. De grond zal kaal moeten worden gehouden en bovendien regelmatig moeten worden omgezet. Praktische ervaring ontbreekt op dit gebied in Nederland [47].

LITERATUURLIJST

1. Ch.H. Henkens: Zinkovermaat op bouwland. Landbk. Tijdschr. 73 (1961), p. 917-926.
2. Staatscourant 58 (1985): Regeling Normen Zware Metalen (Warenwet)*.
- 2a. Diervoederwetgeving in Nederland, deel 1. Produktschap voor veevoeder, Den Haag, maart 1991.
3. Leidraad Bodembescherming. SDU uitgeverij, 1990*.
4. R. van den Berg en J.M. Roels: Beoordeling van de risico's voor mens en milieu bij blootstelling aan bodemverontreiniging. Integratie van deelaspecten. RIVM-rapport 725201007, september 1991.
5. Werkgroep Aanpak Bodemverontreiniging in het Landelijk Gebied, februari 1991 (verkrijgbaar bij VROM en LNV).
6. B. van Luit en K.W. Smilde: Onderzoek naar de verontreiniging met cadmium en zink van grond en gewas in de omgeving van zinkfabrieken. Bedrijfsontw. 14 (1983): p. 489-493.
7. K. Vreman en W. van Driel: Beschikbaarheid van zware metalen in rivierslib voor landbouwgewassen en landbouwhuisdieren. Onderwaterbodems, rol en lot. Proceedings Symposium 28/29 mei 1985, Rotterdam, p. 101-111.
8. W. van Driel en W. Schuurmans. Zware metalen in Biesboschpolders. Nota 250, IB-DLO, 1991.
9. C.H. van Toor en C.W.J.M. van Vleuten: Rapport van onderzoek naar de gehalten aan cadmium, koper, lood en zink in de Nederlandse landbouwgronden. B.L.G.G. Oosterbeek, 1990.
10. W. Slooff, B.J.A. Haring, J.M. Hesse, J.A. Janus en R. Thomas: Integrated criteria document arsenic. Bilthoven, 1990. R.I.V.M. rapport no. 710401004, 1990.
11. Tauw Infra Consult B.V.: Risico-evaluaties voor kwik- en arseenhoudende grond in de omgeving van Hengelo. Rapport no. 51042, 55RO-01, Deventer, 1986.
12. EG-Verordening Veevoeders nr. 74/63/EEG (bijlagen)
13. Staatscourant 75 (1989): Bestrijdingsmiddelenwet, residubeschikking. Ook in: Koninklijke Vermande, Lelystad: Bestrijdingsmiddelenwet Residubeschikking. Uitvoeringsvoorschriften C II 4.
14. K.W. Smilde: Toxische gehalten aan zware metalen (Zn, Cu, Cr, Ni, Pb, Cd) in grond en gewas. Een literatuuroverzicht. Nota Instituut Bodemvruchtbaarheid 25 (1976), 26 pp.
15. K.W. Smilde en W. van Driel: Een onderzoek naar de cadmium-, zink-, koper-, en loodgehalten van het gewas in afhankelijkheid van de gehalten in de grond. Nota Inst. Bodemvruchtbaarheid 67 (1979), 23 pp.
16. W. Slooff, R.F.M.J. Cleven, J.A. Janus en B. v.d. Poel: Basis document Chroom. R.I.V.M. rapport no. 758701001, 1989.
17. J.H. Williams: Chromium in sewage sludge applied to agricultural land. C.E.C. report, contract no. B6632/87/06.01, 1987.

18. T. Breimer en K.W. Smilde: Effecten van bodemverontreiniging op plantaardige produktie. PHLO-cursus "Bodembescherming en bodemverontreiniging", 1987, Wageningen.
19. E.J. Underwood: Trace element in human and animal nutrition. Acad. Press, New York/London, 1971.
20. J. Hartmans: Hoe chronische kopervergiftiging bij schapen te voorkomen? Bedrijfsontw. 5 (1974) p. 975-976.
21. Jaarverslagen Landbouw Adviescommissie Milieukritische Stoffen (LAC):, Stuurgroep Vee, Vlees en Eieren - Werkgroep zware metalen.
22. Th.M. Lexmond: A contribution to the establishment of safe copper levels in soil. In: P. l'Hermite and J. Dehandtschutter: Copper in animal wastes and sewage sludge. Reidel Publishing Company, Dordrecht, 1981, p.162-183.
23. G. Rodenburger, G. Dirksen, H.D. Gründen und M. Stöber: Krankheiten des Rindes, Paul Parey, Berlin/Hamburg 1970.
24. K.W. Smilde: Onderzoek naar de koper- en kobaltoestand van grasland. Verslag van de interprovinciale proefvelden 1966 t/m 1968 (serie 74).
Proefstation Akker- en Weidebouw, Gestencilde Verslagen Interprovinciale Proeven 141 (1970), 22 pp.
25. B. van Luit: Lood in de Kempen. Landbouwk. Tijdschr. 98 (1986): p. 26-27.
26. K.W. Smilde: Heavy-metal accumulation in crops grown on sewage sludge amended with metal salts. Plant Soil 62 (1981) p. 3-14.
27. Th. M. Lexmond en B. van Luit: Het loodgehalte van enkele groenten geteeld op met looderts verontreinigde grond. Een nadere analyse van proefplekkenonderzoek in Stein (1984). Verslagen & Mededelingen 1985-2. Vakgroep Bodemkunde en Plantevoeding, Landbouwhogeschool Wageningen.
28. H.J. MacLean: Effects of soil properties and amendments on the availability of zinc in soils. Canad. J. Soil Sci. 54 (1974) p. 369-378.
29. J.H. Smelt, L.G.M.Th. Tuinstra, C.A.A.A. Maenhout en W. Luten: Agro-Ecosystems 2 (1975), 133-143
30. J.H. Smelt, G.W. Wieringa, L.G.M.Th. Tuinstra, W. Luten en C.A.A.A. Maenhout: Agro-Ecosystems 2 (1975), 145-151.
31. W. Kamp: Landwirtschaftliche Forschung (1981), 85-100.
32. P.A. Greve en B.C.C. Wegman: Gechloreerde koolwaterstoffen en extraheerbaar organisch gebonden chloor in opgespoten Rotterdamse havenslib en daarop verbouwde gewassen. RIVM-rapport 25/77, Bilthoven, februari 1977.
33. A.H. Roos, J.J.M. Driessen en L.G.M.Th. Tuinstra: Overdracht van chloorbifenylen van grond naar gewas. RIKILT-DLO rapport 83.92, Wageningen, december 1983.
34. G.S. Groenemeyer, A.W.M. Hofstra, H. Janssens en R.C.C. Wijman: Overdracht van PCB's van grond naar gewas, RIVM-rapport 638228001, Bilthoven, augustus 1983.
35. A. Hülster, H. Marschner: Institut für Pflanzenernährung, Universität Hohenheim, Stuttgart, Duitsland. (Persoonlijke mededeling 1991).

36. Residubeschikking bestrijdingsmiddelenwet. Staatscourant
Ook in: Uitvoeringsvoorschriften C II-4 (Residubeschikking),
Koninklijke Vermande B.V., Lelystad, juli 1991.
37. A.H. Roos en L.G.M.Th. Tuinstra: Prioriteitstelling en analytische
mogelijkheden voor monitoring van bestrijdingsmiddelen in melk,
vlees (produkten) en eieren, RIKILT-DLO Rapport 88.23. Wageningen,
maart 1988.
38. P.L.M. Berende: Grondopname door koeien, Intern rapport IVVO no.
312, Lelystad, december 1990.
39. Monograph on residues and contaminants in milk and milkproducts;
International Dairy Federation A-DOC 123, 1990.
40. L.G.M.Th. Tuinstra, K. Vreman, A.H. Roos en H.J. Henkens: Neth. Milk
Dairy J., 35(1981) 147-157.
41. M. Olling, H.J.G.M. Derks, P.L.M. Berende, F. van Vugt, A.K.D. Liem,
A.P.J.M. de Jong: De toxicokinetiek van polychloor-dibenzop-dioxinen
en -furanen in de lacterende koe (1), RIVM-rapport 328904001,
Bilthoven, mei 1990.
42. Werkgroep Toxiciteitsfactoren, maart 1988: Voorstel tot een
beoordeling van de toxiciteit van mengsels van gehalogeneerde
dibenzo-p-dioxines en dibenzofuranen.
43. E.A. Woolson: J. Assoc. Off. Agric. Chem., 57 (1974) 604-609.
44. R.G. Nash, W.G. Harris: J. Assoc. Off. Agric. Chem., 56 (1973)
728-732.
45. D.F. Goerlitz, L.M. Law: J. Assoc. Off. Agric. Chem., 57 (1974)
176-181.
46. P.E.T. Douben en J. Harmsen (1991) Diffuse verontreiniging van het
landelijke gebied. Saneren: doen of niet doen? Bodem 4.
47. F.J.E. van der Bult (1990): Physical and chemical properties
determining the fate of chlorited dibenzo-p-dioxins and
dibenzofurans. SC/DLO, Wageningen: Report 35, 58 pp.

Algemene literatuur van hoofdstuk 5

- B.J. Alloway: Heavy metals in Soils. Blackie, Glasgow/London, 1990.
- J. van Bon en J.J. Boersema: De belasting van de Nederlandse bodem
door metallisch lood. Landschap 4 (1984), p. 283-289.
- Ch.H. Henkens: Beleid ten aanzien van de cadmiumaanvoer in de
akkerbouw. Nota Consulentschap Bodemaangelegenheden in de Landbouw
1982, 45 pp.
- A. Kabata Pendias and H. Pendias: Trace elements in soils and plants.
C.R.C. Press Inc. Boca Raton Fla (U.S.A.), 1984.
- N.W. Lepp: Effect of heavy metal pollution on plants. Vo. I. Effects
of trace elements on plant function. Vol. II. Metals in the
environment. Applied Science Publishers, London, 1981.
- D. Purves: Trace element contamination of the environment. Elsevier,
Amsterdam, 1985.
- W. van Driel and K.W. Smilde: Heavy-metal contents in Dutch arable
soils. Landwirtsch. Forschung S.H. 38 (1982) p. 305-313.
- P.B. Hammond and A.L. Aronson: Lead poisoning in cattle and horses in
the vicinity of a smelter. Ann. N.Y. Acad. Sci. 3 (1964) p. 595-611.

* Binnenkort wordt de herziene regeling gepubliceerd.

LIJST MET BIJLAGEN

Bijlage 1

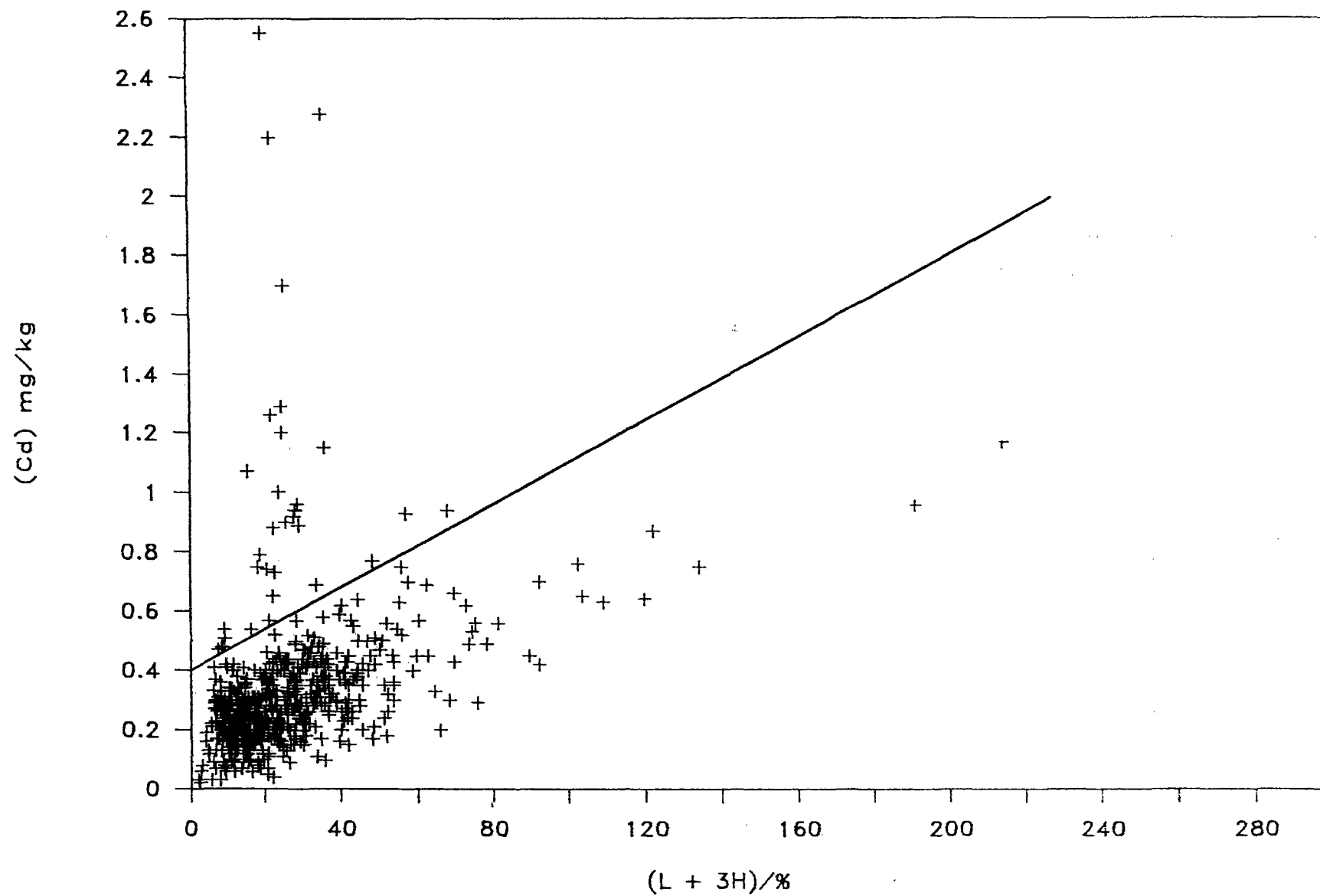
In bijlage 1 zijn 8 figuren weergegeven die het gehalte cadmium, koper, lood en zink aangeven in bouwland, resp. grasland. De gegevens voor de figuren zijn afkomstig uit het onderzoek van het Bedrijfslaboratorium voor Grond- en Gewasonderzoek (BLGG) in Oosterbeek [lit 9].

De getrokken lijn in de figuren is de referentiewaarde, zoals deze voor zware metalen uit de formule kan worden berekend (zie pag 13 van het LAC-Signaalwaardenrapport).

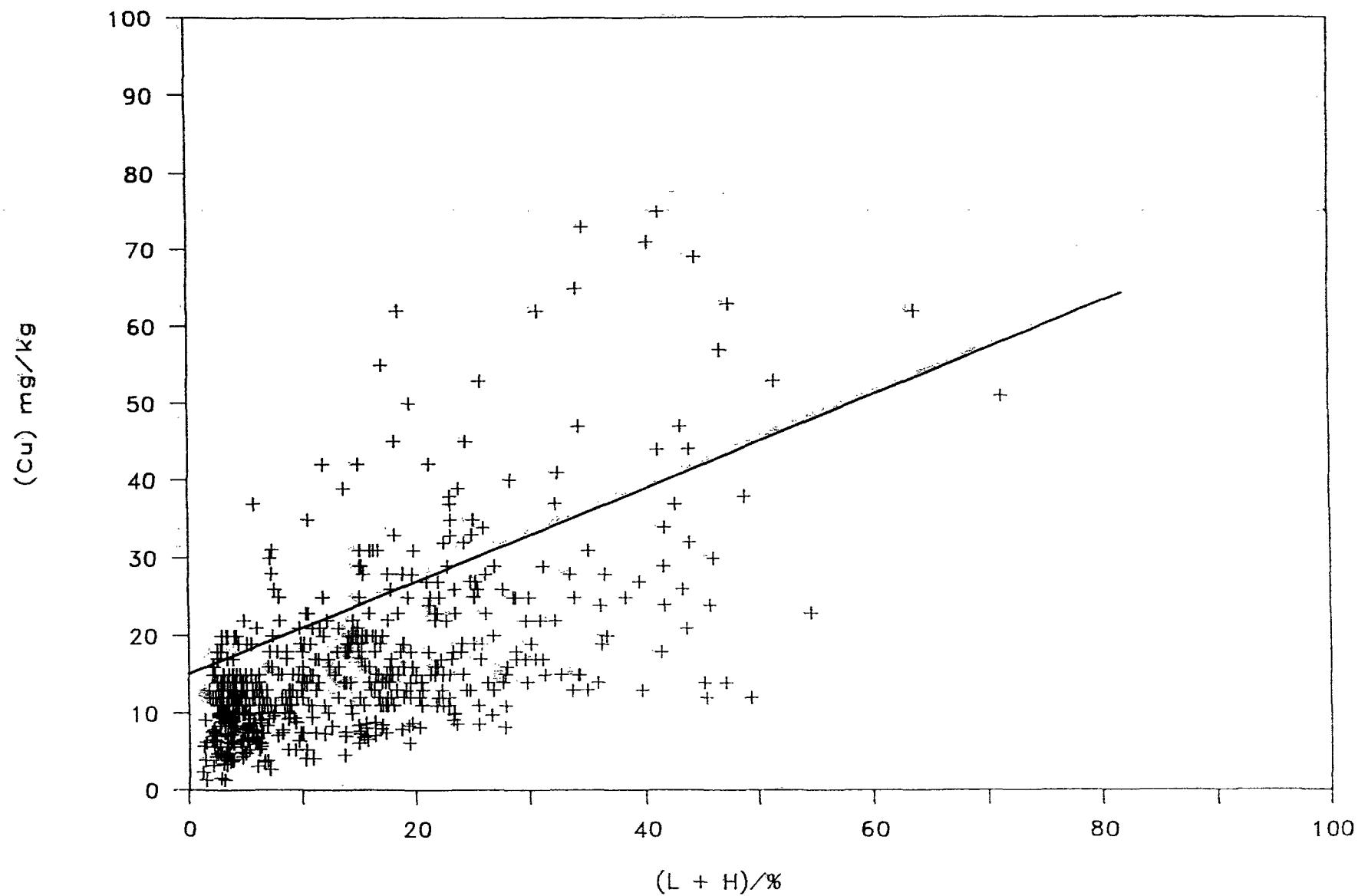
Bijlage 2

In bijlage 2 wordt een beschouwing gegeven over het gedrag van stoffen in de bodem afhankelijk van hun verschijningsvorm.

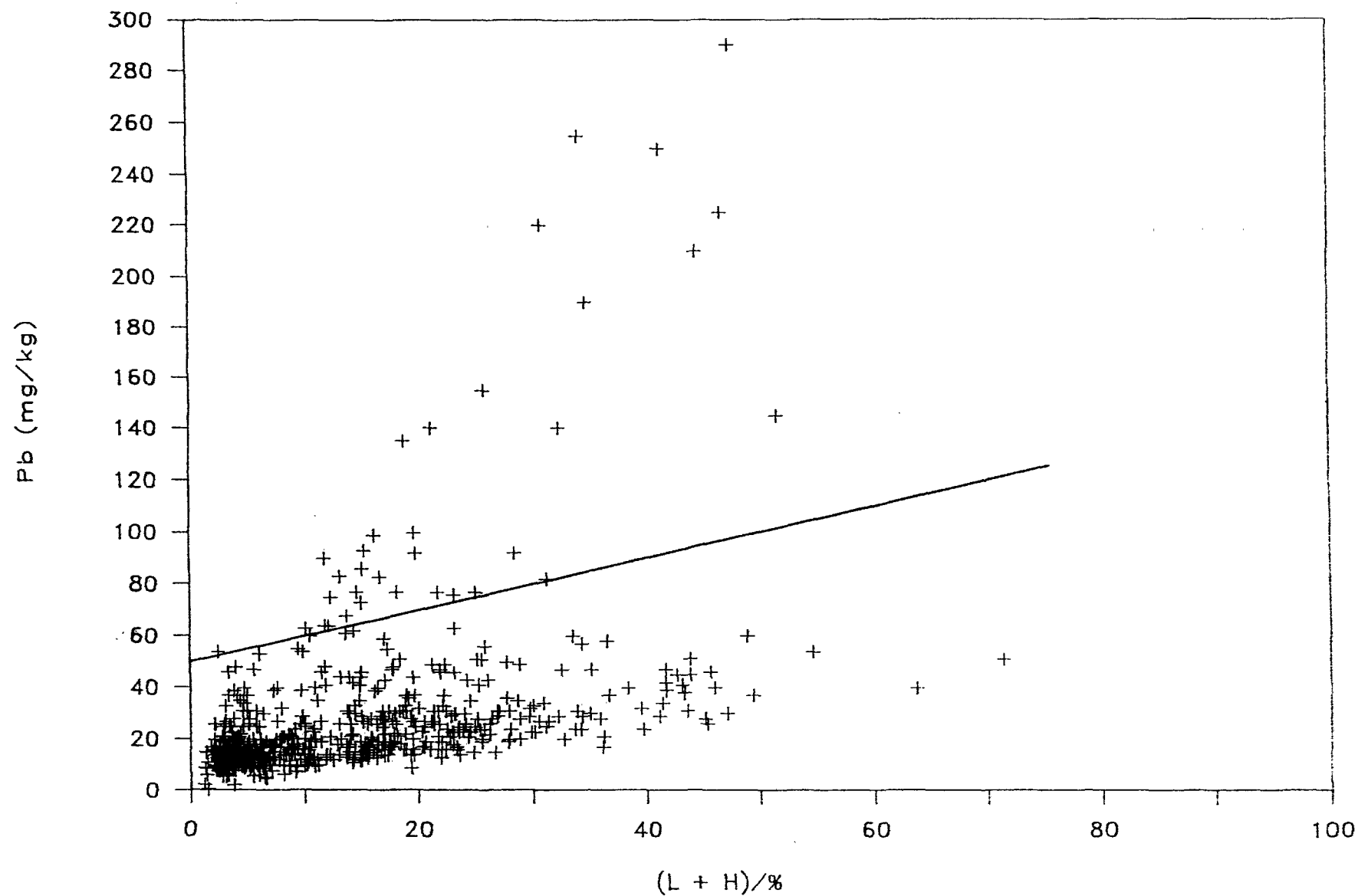
BOUWLAND, 0 -20/25 cm



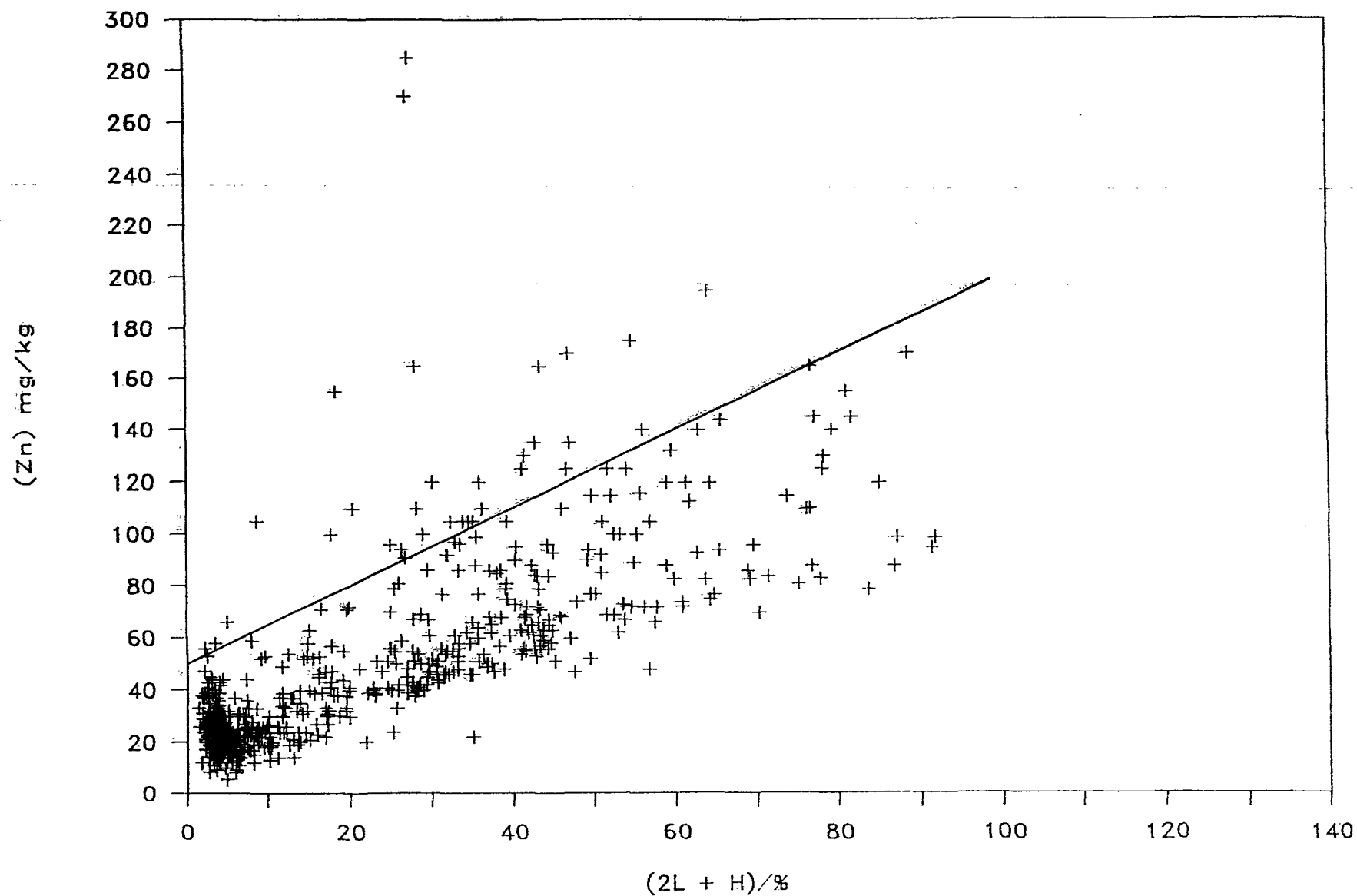
BOUWLAND, 0 - 20/25cm



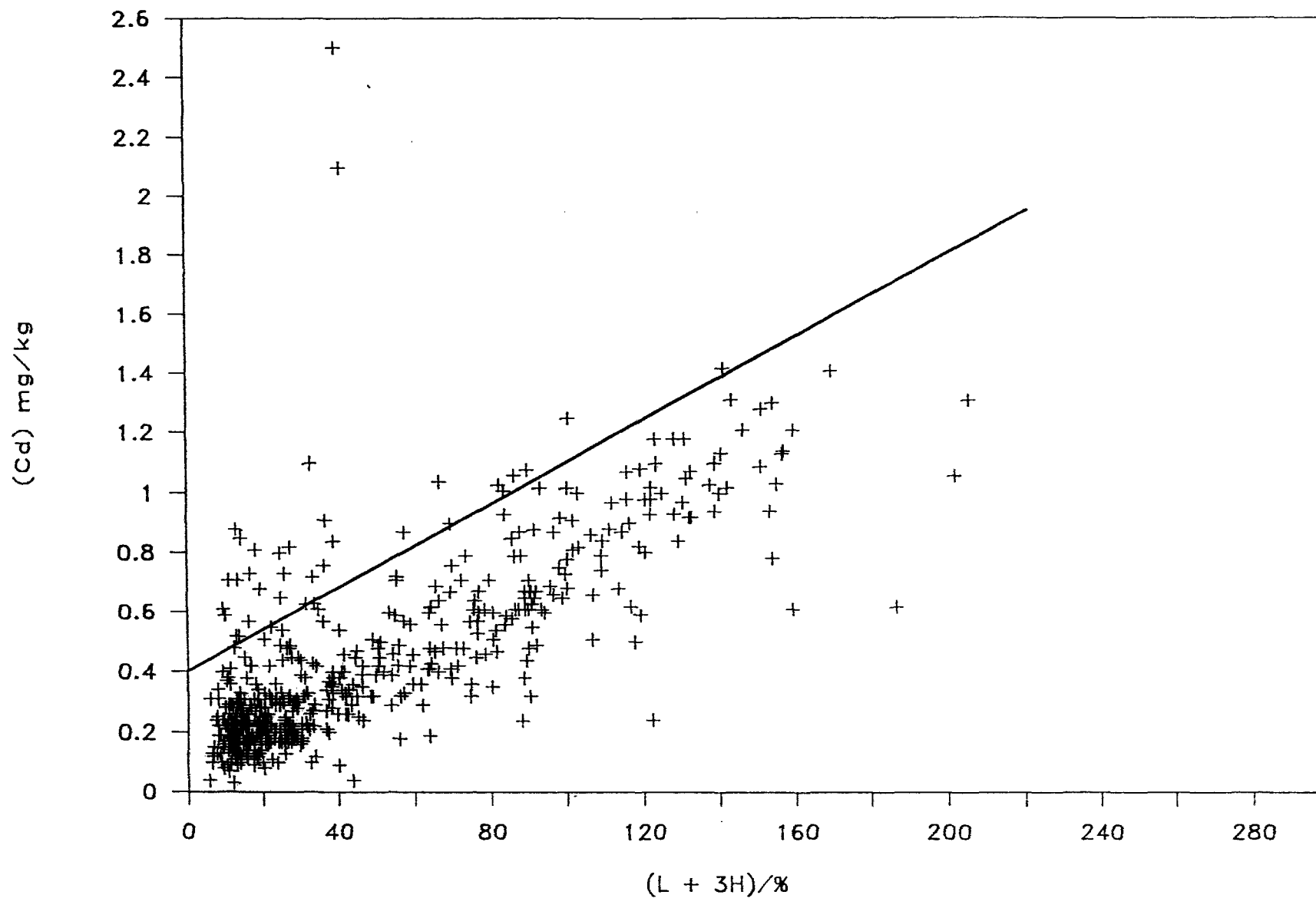
BOUWLAND, 0 - 20/25cm



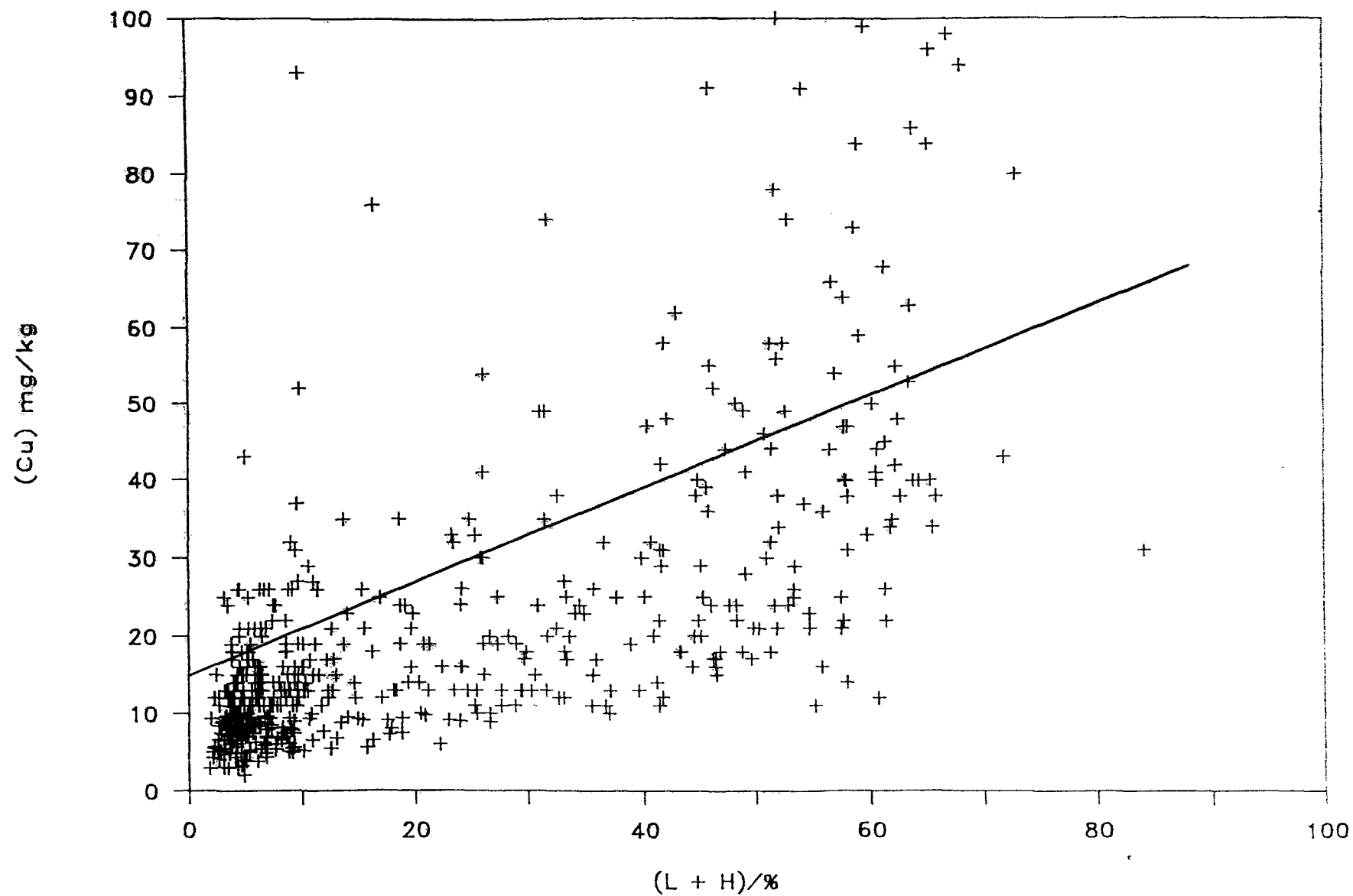
BOUWLAND, 0 - 20/25cm



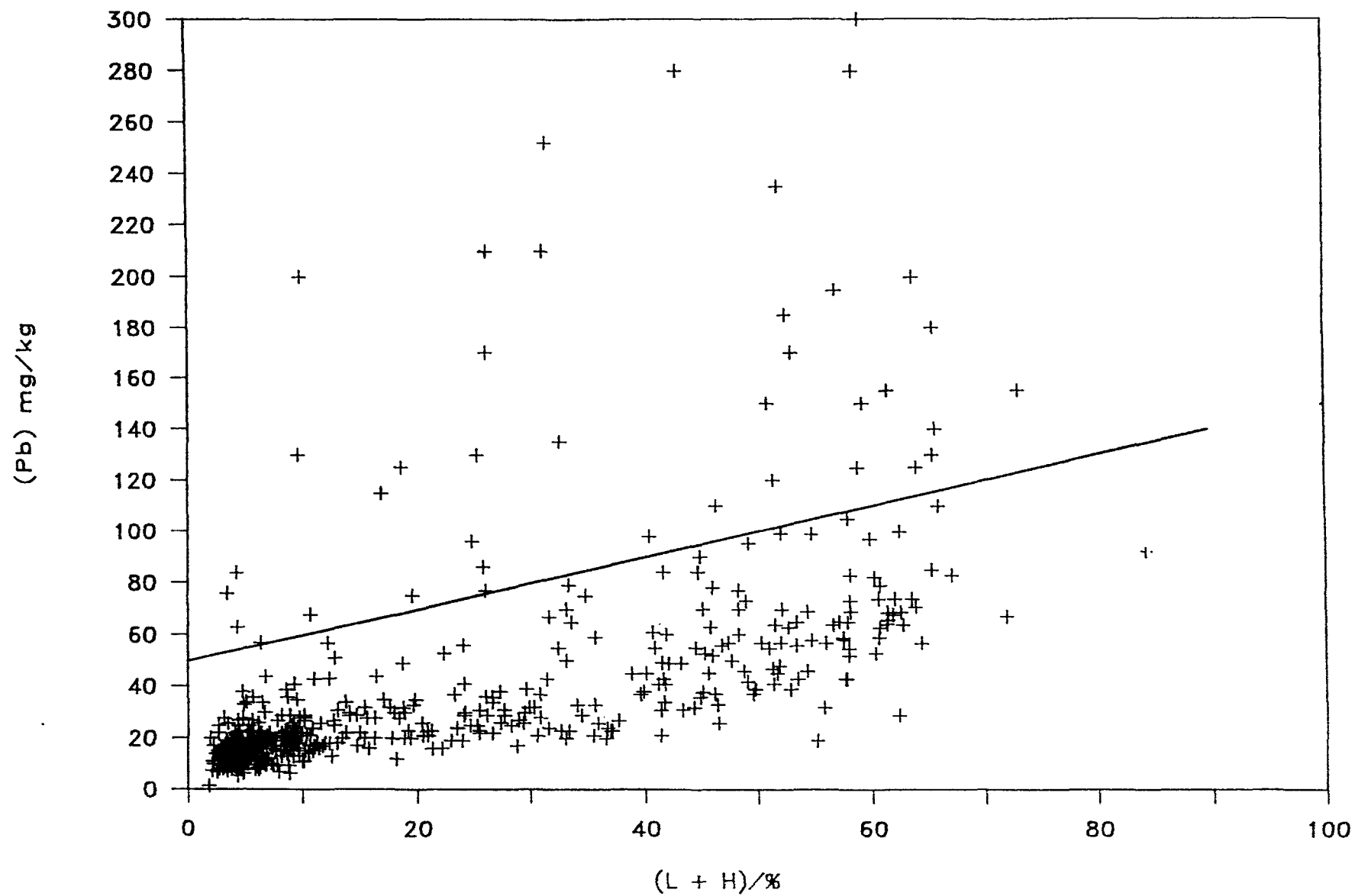
GRASLAND, 0-5 cm



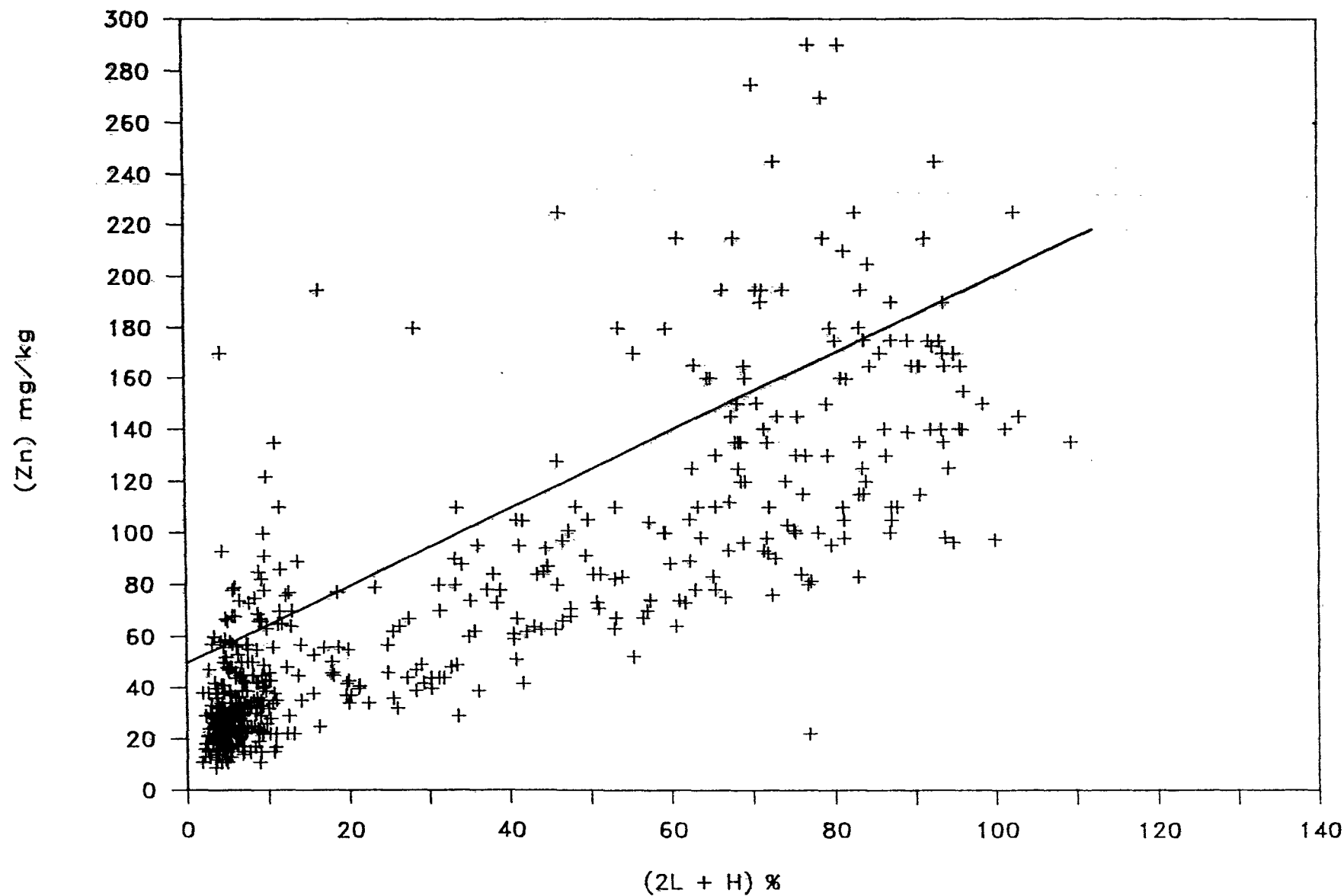
GRASLAND, 0-5 cm



GRASLAND, 0-5 cm



GRASLAND, 0-5 cm



GEDRAG EN SPECIATIE IN DE BODEM

In paragraaf 4.5 wordt gesproken over het verschil in grondsoort en de zuurgraad en bemestingstoestand van de grond.
In deze bijlage wordt dit uitgewerkt.

Milieukritische stoffen kunnen op verschillende wijzen in de bodem terecht komen of gekomen zijn. Te denken valt aan:

- verspreiding via de lucht;
- via de mest;
- via baggerspecie;
- via een doseringssysteem (bijv. bestrijdingmiddelen);
- een ongeval (lekage);
- een andere gebruiksvorm van de grond in het verleden;
- via het grond- of oppervlaktewater.

Door het verschil in introductie kan er ook verschil zijn in de wijze waarop de stof gebonden is aan de bodem alsmede in de vorm waarin de stof aanwezig is. In tegenstelling tot water, waarin een stof opgelost of colloïdaal aanwezig kan zijn, zijn er voor de bodem meer mogelijkheden:

- als stof op zich (vaste stof, vloeistof);
- geadsorbeerd aan de organische fractie van de bodem;
- geadsorbeerd aan de anorganische fractie van de bodem;
- opgelost in de waterfase;
- in de gasfase;
- opgelost in een andere stof (olie, teer);
- complexgebonden.

Bij het opstellen van de LAC-Signaalwaarde is er geen rekening met de verschijningsvorm gehouden. Deze vorm is echter wel van belang voor de opname door gewas of dier, hetgeen verklarend kan zijn voor de in dit rapport gesignaleerde verschillen tussen potproefresultaten en verontreinigingen uit de praktijk (hoofdstuk 5).

In hoeverre een stof die in de bodem zit, schade kan toebrengen aan dier en/of gewas wordt bepaald door de biologische beschikbaarheid. Momenteel wordt ervan uitgegaan dat dit gerelateerd is aan de concentratie in de waterfase. De verdeling tussen de vaste en vloeibare fase in de bodem kan worden beschreven m.b.t. de verdelingscoëfficiënt K_d .

$$K_d = \frac{\text{concentratie in de vaste fase (mg/kg)}}{\text{concentratie in de waterfase (mg/l)}}$$

Naarmate K_d , oftewel de mogelijkheid om geadsorbeerd of gebonden aan de vaste fase aanwezig te zijn, groter wordt, zal de biologische beschikbaarheid afnemen.

De verdelingscoëfficiënt is afhankelijk van de processen die een stof kan ondergaan (precipitatie, adsorptie, uitwisseling) en de samenstelling van de bodem (organisch koolstof, lutum, kalk, pH enz.)

Bij een verdelingscoëfficiënt wordt uitgegaan van een momentaan chemisch evenwicht.

Bij grond hebben we echter ook nog te maken met een diffusieproces in kleine poriën. Dit betekent dat een deel snel adsorbeert en desorbeert, maar dat voor het tweede deel deze processen langzaam verlopen. Naarmate een stof sterker adsorbeert en er meer tijd verstreken is sinds de introductie in de bodem, zal het deel dat langzaam desorbeert en dus langzaam biologisch beschikbaar wordt, groter worden.

Hetgeen van belang is voor de biologische beschikbaarheid is ook van belang voor het transport in de bodem; naarmate de beschikbaarheid afneemt zal ook de transportsnelheid in de bodem afnemen. Hierbij wordt alleen uitgegaan van transport via de waterfase. Bij landbouwkundig gebruik zal ook een verdeling plaatsvinden t.g.v. grondbewerking. Een in lucht geëmitteerde verontreiniging zal dan ook worden aangetroffen over de bewerkte diepte. Hiernaast zullen wormen e.d. zorgen voor een verplaatsing over korte afstanden.

Interacties tussen zware metalen en de bodem

De biologische beschikbaarheid van zware metalen vermindert als gevolg van neerslagreacties. In de onverzadigde zone zijn dit veelal reacties met carbonaten, fosfaten en sulfaten. Indien er sprake is van anaërobie, dan kunnen ook sulfiden van belang zijn.

Hiernaast kunnen zware metalen uitwisselen met ionen in het kationen uitwisselingscomplex. Dit complex is voor een deel organisch (organisch koolstof) en voor een deel anorganisch (de lutumfractie).

Het aantal reacties waaraan metalen kunnen deelnemen is vrij groot, waardoor het niet mogelijk is de biologisch beschikbare fractie te schatten. Algemeen kan worden gesteld dat de biologische beschikbaarheid groter is naarmate:

- het kationenuitwisselingscomplex kleiner is;
- de concentratie aan overige kationen kleiner is;
- de pH lager is;
- het organisch koolstofgehalte kleiner is;
- het lutumgehalte kleiner is;
- er meer organisch koolstof in het bodemvocht is opgelost;
- er minder carbonaten, sulfaten en fosfaten aanwezig zijn;
- de contacttijd met de bodem kleiner is.

Interacties tussen organische contaminanten en de bodem

Organische contaminanten adsorberen in de bodem aan de organische stof. Als de zuivere organische contaminant of eventuele olie afwezig is, kan de verdeling tussen de organische stof (uitgedrukt als organisch koolstof) en de waterfase worden weergegeven door K_{oc} . K_{oc} kan worden geschat met behulp van

$$\log K_{oc} = 0.989 \log K_{ow} - 0.346$$
$$\text{of } \log K_{oc} = 0.729 \log S + 0.231$$

K_{ow} = verdelingscoëfficiënt van een
stof over octanol en water
 S = oplosbaarheid in water in mol/l.

De mate van adsorptie is evenredig met het organisch koolstofgehalte, zodat

$$K_d = f_{oc} \cdot K_{oc}$$

f_{oc} = fractie organisch koolstof
 K_d = Verdelingscoëfficiënt tussen
vaste en vloeibare fase

Bovengenoemde vergelijkingen zijn gebaseerd op chemisch evenwicht. In de praktijk zal het biologisch beschikbare deel kleiner zijn naarmate de contacttijd met de grond groter was.