

The RIVM logo is displayed in white lowercase letters on a yellow rectangular background. The letters are in a sans-serif font, with the 'i' and 'v' having a distinctive shape.

Rapport 711701067/2008

A.C.M. de Nijs | A.M. Wintersen | L. Posthuma | J.P.A. Lijzen | P.F.A.M. Römken | D. de Zwart

Het webportaal:

www.risicotoolboxBodem.nl

Modelbeschrijving

RIVM Rapport 711701067/2008

Het webportaal: www.risicotoolboxBodem.nl Modelbeschrijving

A.C.M. de Nijs, RIVM
A.M. Wintersen, RIVM
L. Posthuma, RIVM
J.P.A. Lijzen, RIVM
P.F.A.M. Römkens, Alterra
D. de Zwart, RIVM

Contact:
A.C.M. de Nijs
Laboratorium voor Ecologische Risicobeoordeling
Ton.de.Nijs@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het ministerie van VROM, Directoraat Generaal voor het Milieubeheer, in het kader van M/711701, Levering Risicotoolbox V1.0

© RIVM 2008

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: 'Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave'.

Rapport in het kort

Het webportaal: www.risicoolboxBodem.nl

Modelbeschrijving

Met de inwerkingtreding van het Besluit bodemkwaliteit in 2008 zijn nieuwe regels vastgesteld voor de kwaliteit van grond en bagger, bedoeld voor hergebruik. Op het webportaal www.risicoolboxbodem.nl is informatie te vinden over deze nieuwe regels en worden instrumenten aangeboden om de (water)bodems op basis van deze regels te beoordelen. Dit rapport bevat informatie over de onderliggende formules.

Op dit moment zijn de modules ‘Gevolgen Lokale Maximale Waarden’ en ‘Gevolgen Actuele Bodemkwaliteit’ operationeel. Met de eerste module kunnen de risico’s worden berekend voor een voorgestelde set van lokale normen, de zogenoemde Lokale Maximale Waarden. Binnen deze berekeningsvariant werkt de risicoolbox strikt volgens de bepalingen uit het Besluit.

Met de tweede module kunnen de mogelijke risico’s van een bestaande lokale bodemkwaliteit naar aard en omvang worden gespecificeerd. Dit rapport vormt de modeldocumentatie van de module ‘Gevolgen Lokale Maximale Waarden’.

De modellen zijn voor alle stoffen gecontroleerd door deze in een andere applicatie na te bouwen en de uitkomsten te vergelijken. De modules omvatten ook onderliggende bestanden met modelparameters, stoffeigenschappen en toxiciteitgegevens. Deze gegevens zijn ontleend aan de literatuur en zijn niet nader geverifieerd.

Trefwoorden:

risicobeoordeling, bodem, humane blootstelling, ecologische blootstelling, landbouwriscico’s

Abstract

The web portal: www.risicotoolboxBodem.nl

Model description

New regulatory rules for the assessment and handling of slightly polluted soils will come into force in 2008 in the Netherlands. The web portal www.risicotoolboxbodem.nl initially provides two modules, to assist in the practical risk assessment of polluted soils. The tools are named: ‘Consequences Local Maximum Values’ and ‘Consequences Current Soil Quality’. Both tools specify the risks of soil or sediment contamination as to kind and degree, as compared to the exceedance of generic quality standards. That is: the generic quality identifies whether toxic compounds might pose potential risks for any possible soil use, while the application of the module specifies which soil uses are most at risk, and up till which risk level. The use of the first tool is legally required when local authorities plan to set area-specific soil quality standards. The use of the second tool is not legally required, but it is used when authorities and local inhabitants want a specification of potential risks in cases when generic standards are exceeded.

This report forms the model description of the module ‘Consequences Local Maximum Values’. It provides the equations that are used in the web portal to specify risks for humans, for agricultural products and for ecosystems. The models as presented to users via the portal have been verified for a large number of compounds by rebuilding them in another application and comparing the results. The models themselves are – in part – representing others bodies of knowledge, such as datasets with model parameters, compound characteristics and toxicity data. These bodies of knowledge themselves have not been verified, since they have been officially reported earlier and elsewhere.

Key words:

risk assessment, soil, human risk, ecological risk, agricultural risk

Inhoud

Samenvatting	6
1 Inleiding	7
1.1 De risicotoolbox	7
1.2 Leeswijzer	8
2 Beoordeling van de lokale humane risico's van bodemverontreiniging	9
2.1 Humane risicobeoordeling	9
2.2 Berekening en toetsing humane risico's met de risicotoolbox	10
3 Beoordeling van de lokale landbouwriscio's van bodemverontreiniging	14
3.1 Inleiding	14
3.2 Gebruikte toetscriteria	14
3.2.1 Algemeen	14
3.2.2 Toetscriteria per landbouwfunctie	15
3.3 Berekenen van gehalten in landbouwproducten	17
3.3.1 Gewasgehalten	17
3.3.2 Gehalten in dierlijke organen	17
4 Beoordeling van de lokale ecologische risico's van bodemverontreiniging	20
4.1 Inleiding	20
4.2 Het ecologische risico per stof	20
4.3 Het ecologische risico's van het mengsel van stoffen	21
4.3.1 Concentratie in het poriewater	22
4.3.2 AW2000 correctie	23
4.3.3 DOC correctie	23
4.3.4 PAF berekening	24
4.3.5 msPAF berekening	24
5 Discussie	26
Literatuur	27
Bijlage 1. Normen en criteria landbouw-risicobeoordeling	29
Bijlage 2. Parameters bodem-gewasrelaties	32
Bijlage 3. Plant-dieroverdrachtsrelaties	35
Bijlage 4. Overzicht toxiciteitsgegevens ecologische risico's.	36

Samenvatting

Het Besluit bodemkwaliteit is in 2008 (Bbk) in werking getreden. In dit Besluit heeft de overheid nieuwe regels vastgesteld voor de beoordeling van de toepassing van droge en natte bodems. Op het webportaal www.risicotoolboxbodem.nl is informatie te vinden over deze nieuwe regels en worden instrumenten aangeboden voor de beoordeling van (water)bodems op basis van de nieuwe regels. Op dit moment zijn de module ‘Gevolgen Lokale Maximale Waarden’ en de module ‘Gevolgen Actuele bodemkwaliteit’ operationeel. De eerste module is onderdeel van het gebiedsgerichte spoor van het Besluit. Met dit instrument kunnen de risico’s worden berekend gegeven een voorgestelde set van lokale normen, de zogenaamde Lokale Maximale Waarden. Binnen deze berekeningsvariant werkt de risicotoolbox strikt volgens de bepalingen uit het Besluit. Met de tweede module kunnen de mogelijke risico’s van de actuele, lokale bodemkwaliteit naar aard en omvang gespecificeerd worden. Dit rapport vormt de modeldocumentatie van de module ‘Gevolgen Lokale Maximale Waarden’. De modellen zijn voor alle stoffen gecontroleerd door deze in een andere applicatie na te bouwen en de uitkomsten te vergelijken. De modules omvatten ook onderliggende bestanden met modelparameters, stoffeigenschappen en toxiciteitgegevens die afkomstig zijn uit (wetenschappelijke) literatuur. Deze bestanden zijn niet geverifieerd tegen hun originele bronnen.

1 Inleiding

1.1 De risicotoolbox

In 2008 zal het nieuwe Besluit bodemkwaliteit (Bbk) van kracht worden (VROM, 2006). In dit besluit heeft de overheid nieuwe regels vastgesteld voor de beoordeling van het toepassen van droge en natte bodems. Via het webportaal www.risicotoolboxbodem.nl wordt informatie gegeven over deze nieuwe regels en worden online instrumenten aangeboden voor de risicobeoordeling van (water)bodems op basis van de nieuwe regelgeving. Op termijn zal de risicotoolbox instrumenten (modules) bevatten voor de volgende doeleinden:

1. de ontwikkeling van (gebiedsspecifiek) bodemkwaliteitsbeleid (met onder andere een quick scan lokale bodemkwaliteit);
2. beoordelen van de kwaliteit van grond en bagger in de tijd;
3. berekenen van de risico's van uitloging van stoffen uit bodem naar grondwater;
4. beoordeling van de urgentie en noodzaak van saneren bij ernstige gevallen van bodemverontreiniging (Sanscrit), ofwel een instrument voor de bepaling van saneringsurgentie.

Het webportaal en deze modules worden ontwikkeld door het RIVM in samenwerking met RIZA (Deltares), Alterra en SenterNovem/Bodem+, in opdracht van de het ministerie van VROM.

Het gebruik van de eerste module in de bovenstaande lijst (de module 'Gevolgen Lokale Maximale Waarden') is verplicht bij het formuleren van gebiedsgericht bodemkwaliteitsbeleid. Zodra het Bbk van kracht wordt zal deze module van de risicotoolbox operationeel zijn. Met deze module kunnen de risico's worden berekend van een voorgestelde set van concentratienormen die betrekking hebben op een lokale situatie, de zogenoemde Lokale Maximale Waarden. De Lokale Maximale Waarden kunnen worden vastgesteld binnen de grenzen zoals die in het Besluit bodemkwaliteit zijn vastgelegd. De achtergrondwaarde (AW2000, Lamé et al., 2004) dient hierbij als ondergrens en de zogenaamde 'Sanscritgrens' als bovengrens. De 'Sanscritgrens' is gebiedsspecifiek en kan op termijn ook vastgesteld worden via het webportaal.

Met de tweede module kunnen de mogelijke risico's van de actuele, lokale bodemkwaliteit in relatie tot het huidige, of gewenste bodemgebruik berekend worden. Het gebruik van deze module is niet verplicht en de uitkomsten hebben een informatief karakter voor lokale overheden en belanghebbenden. De uitkomst van de analyse van risico's van de huidige bodemkwaliteit kan bijvoorbeeld helpen bij de voorbereiding op gebiedsgericht bodemkwaliteitsbeleid.

De berekeningen in de tweede module, de beoordeling van de actuele lokale bodemkwaliteit, zijn hetzelfde als in de eerste module. De tweede module biedt de gebruiker echter meer vrijheid in de keuze van een aantal additionele parameterwaarden die uitsluitend relevant zijn als de actuele bodemkwaliteit wordt beoordeeld. Het gaat dan bijvoorbeeld om de biobeschikbaarheid van lood. Het is met behulp van de risicotoolbox alleen mogelijk om uitspraken te doen over de (bio)beschikbaarheid van contaminanten in de huidige situatie (waarbij deze extra parameters via metingen op locatie kunnen worden verkregen). Er wordt niet gekeken naar een toekomstige situatie die kan ontstaan onder een Lokale Maximale Waarde.

De eerste twee modules zijn reeds in gebruik. De overige modules zullen op een later tijdstip aan het webportaal worden toegevoegd.

Het bodemgebruik in Nederland varieert sterk van plek tot plek. Daarmee verschilt ook het risico van een (bestaande of toekomstige) bodemverontreiniging tussen plekken. Dit komt onder meer door de mate van blootstelling, welke sterk beïnvloed wordt door het bodemgebruik. In beide modules kan de gebruiker dan ook een keuze maken uit zeven verschillende bodemfuncties. Deze functies zijn gekoppeld aan blootstellingsscenario's en onderliggende blootstellings- en risicobeoordelingsmodellen.

De zeven bodemfuncties zijn:

- wonen met moestuin;
- plaatsen waar kinderen spelen;
- moestuin/volkstuinen;
- landbouw (zonder boerderij en erf);
- natuur;
- groen met natuurwaarden, sport, recreatie en stadsparken;
- ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie.

In deze zeven scenario's worden de humane en ecologische risico's van bodemverontreiniging berekend. De landbouwisico's worden alleen berekend in het scenario 'landbouw'. Binnen de functies zijn nog enkele subfuncties, zoals 'gemiddelde of grote moestuin', verwerkt. De subfuncties worden in de risicotoolbox zichtbaar na het kiezen van een hoofdfunctie.

Dit rapport geeft de formules en basisgegevens weer die gebruikt worden in de risicotoolbox. Met dit rapport kunnen de berekeningen van de risicotoolbox gereproduceerd worden. In het kader van dit rapport zijn de modelberekeningen in de module 'Gevolgen Lokale Maximale Waarden' voor alle stoffen gecontroleerd op hun correctheid, door de modellen in een andere applicatie na te bouwen en de uitkomsten van berekeningen tussen beide modelversies te vergelijken. De modules omvatten naast de modelberekeningen ook een grote dataset met achterliggende modelparameters, stoffeigenschappen en toxiciteitgegevens. Deze zijn in het kader van deze exercitie niet getoetst aan hun originele bronnen..

Tegelijk met dit rapport verschijnt het RIVM-rapport 'Kijk op de Risicotoolbox Bodem' (711701082). Het rapport vormt een handleiding voor het gebruik van de risicotoolbox en bovendien worden in dit rapport voorbeeldcasussen uitgewerkt.

De informatie in dit rapport (hoofdstuk 3) over de berekeningen van de landbouwmodule zijn gebaseerd op het rapport van Alterra over de onderbouwing van de LAC-2006-waarden en het formularium voor de risicotoolbox (Römkens et al., 2007).

1.2 Leeswijzer

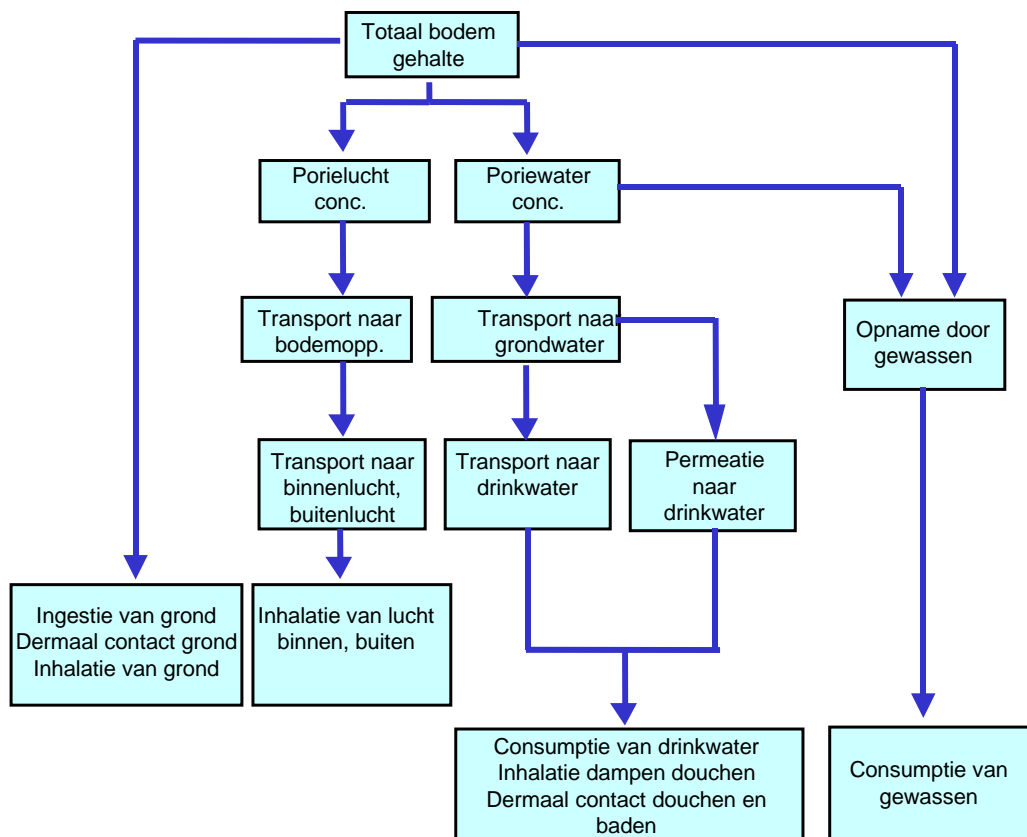
Dit rapport vormt de modeldocumentatie van de module 'Gevolgen Lokale Maximale Waarden'. Hoofdstuk 2 beschrijft de berekening van de humane blootstelling op basis van het model CSOIL. Hoofdstuk 3 beschrijft de berekening van de landbouwisico's zoals die door Alterra zijn gedefinieerd. In hoofdstuk 4 wordt de berekening van ecologische risico's beschreven. Hoofdstuk 5 geeft ten slotte een korte discussie.

2 Beoordeling van de lokale humane risico's van bodemverontreiniging

2.1 Humane risicobeoordeling

Humane risico's worden berekend met het risicomodel CSOIL 2000 (hierna CSOIL). Dit risicomodel wordt onder meer gebruikt voor de afleiding en evaluatie van de interventiewaarden voor bodem en grondwater. Daarnaast kan CSOIL worden gebruikt voor het bepalen van lokale risico's van bodemverontreiniging. De blootstellingsscenario's van het huidige model zijn in overeenstemming met de nieuwe bepalingen van de projectgroep 'Normstelling en Bodemkwaliteit' (VROM, in press). Dit rapport geeft slechts op hoofdlijnen weer wat er in CSOIL wordt berekend. Voor een volledige beschrijving van het model CSOIL en de bijbehorende formules wordt verwezen naar Brand et al. (2007).

CSOIL berekent de blootstelling van mensen aan bodemverontreiniging via verschillende blootstellingsroutes op basis van verschillende bodemgebruiksvormen. Figuur 2.1 geeft de humane blootstellingsroutes weer voor de standaard bodemgebruiksvorm 'wonen met tuin'.



Figuur 2.1 Blootstellingsroutes humaan voor de standaard bodemgebruiksvorm 'wonen met tuin' (CSOIL 2000).

CSOIL berekent de humane risico's van bodemverontreiniging voor circa 160 stoffen voor zeven verschillende blootstellingsscenario's, te weten:

- wonen met moestuin;
- plaatsen waar kinderen spelen;
- moestuin/volkstuinen;
- landbouw (zonder boerderij en erf);
- natuur;
- groen met natuurwaarden, sport, recreatie en stadsparken;
- ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie.

Het model CSOIL is in de risicotoolbox geïntegreerd voor het bepalen van de humane risico's. Daarom komen de blootstellingsscenario's uit CSOIL overeen met de bodemfuncties in de risicotoolbox. Als in het vervolg van het rapport wordt gesproken over een CSOIL-modellering dan wordt hiermee bedoeld, de modellering van de versie van het CSOIL-model wat geïntegreerd is in de risicotoolbox.

2.2 Berekening en toetsing humane risico's met de risicotoolbox

In de berekening van de humane risico's volgens de risicotoolbox gaat CSOIL grotendeels uit van de standaard parameterwaarden in het model. Slechts een beperkt aantal gegevens wordt vanuit de risicotoolbox doorgegeven aan CSOIL. De in de risicotoolbox gebruikte invoergegevens worden weergegeven in Tabel 2.1. Verdere specificaties van CSOIL in de risicotoolbox staan onder de tabel beschreven.

De berekende uitkomsten (concentraties) van de CSOIL-modellering worden (intern) getoetst aan het MTR¹ dan wel VR humaan². De uitkomsten van deze toetsing worden vervolgens in de risicotoolbox gepresenteerd als risico-indices. Bij een risico-index groter dan '1' kan, voor de lokale concentratie aan verontreiniging, een mogelijk humaan risico optreden. Bij risico-indices lager of gelijk aan '1' is er geen humaan risico te verwachten.

De relatieve adsorptie factor, *F_{ag}*, kan alleen voor lood worden aangepast in de module 'Gevolgen Actuele Bodemkwaliteit'. Voor alle andere stoffen is deze per definitie 1.

CSOIL gaat uit van het percentage in plaats van de fractie organische stof, hiervoor wordt gecorrigeerd.

De grondwaterverdelingscoëfficiënt voor metalen, *K_d_metal*, die wordt doorgegeven aan CSOIL wordt in de risicotoolbox uitgerekend volgens:

$$Kd_{lok} = \frac{C_{tot}}{C_{opl}} \quad \text{vgl. 2.1}$$

waarbij:

<i>K_d_{lok}</i>	de lokale verdelingscoëfficiënt, uitgaande van de lokale pH en lokale fractie organische stof en lutum in de bodem	[l/kg]
<i>C_{opl}</i>	de concentratie in de bodemoplossing	[mg/l]
<i>C_{tot}</i>	de totaal concentratie in de bodem	[mg/kg]

¹ MTR = Maximaal Toelaatbaar Risico

² VR humaan = Verwaarloosbaar Risico

Tabel 2.1. Invoer en uitvoer gegevens van CSOIL.

Symbol	Omschrijving	Eenheden
StofNo	Stofnummer	[-]
StofType	code type stof: 0 organische stoffen, 1 Cr 2 Cu, Pb, Zn, Cd, Ni 3 As en Hg	[-]
ScNo	Scenarinummer	[-]
C_{tot}	Totaal concentratie van de stof in de bodem	[mg/kg ds]
f_{OC}	Fractie organisch koolstof in de bodem	[-]
f_{Lut}	Fractie lutum in de bodem	[-]
pH	pH (CaCl ₂)	[-]
M	Molmassa	[g/mol]
S	Wateroplosbaarheid	[mg/dm ³]
V_p	Dampdruk zuivere stof	[Pa]
D_{pe}	Permeatie coëfficiënt PE-waterleiding	[m ² /d]
pKa	Zuurdissociatie constante	[-]
$\log K_{ow}$	Octanol-water verdelingscoëfficiënt	[-]
$\log K_{oc}$	OC gecorrigeerde verdelingscoëfficiënt	[-]
$Kd_{metalen}$	Grondwater verdelingscoëfficiënt metalen	[dm ³ /kg]
BCF_{rme}	BCFconsumptie gemiddeld (metalen)	[-]
BCF_{sme}	BCFbladgroenten-metalen	[-]
F_{ag}	Relatieve absorptiefactor grond	[-]
MTR	Risico grenswaarde voor humane risico's	[mg/kg lg . dag]
$dosis$	Berekende blootstellingdosis	[mg/kg lg . dag]

Chroom

De verdelingscoëfficiënt voor Cr wordt beschreven met een lineaire isotherm waarbij de concentratie in de oplossing direct uitgerekend kan worden:

$$C_{opt} = \frac{C_{tot}}{Kd} \quad \text{vgl. 2.2}$$

waarbij:

C_{opt}	de concentratie in de bodemoplossing	[mg/l]
C_{tot}	de totale concentratie in de bodem	[mg/kg]
Kd	de verdelingscoëfficiënt	[l/kg]

De verdelingscoëfficiënt voor Cr is afhankelijk van de lokale pH, lutum en organische stof gehalte:

$$\log Kd = e + f \times pH + g \times \log(OS) + h \times \log(Lut) \quad \text{vgl. 2.3}$$

waarbij:

Kd	de verdelingscoëfficiënt	[l/kg]
pH	de pH in de bodem	[-]
OS	het percentage organische stof in de bodem	[%]
Lut	het percentage lutum in de bodem	[%]

De waarden voor de coëfficiënten e , f , g en h worden gegeven in Tabel 2.2.

Tabel 2.2. Waarden van de coëfficiënten e , f , g , en h uit vergelijking 2.3 voor Cr.

Stof	e	f	g	h	Referentie
Cr	1,73	0,36	0	0	Peijnenburg et al. (2001)

Cadmium, koper, nikkel, lood en zink

Voor Cd, Cu, Ni, Pb en Zn wordt de verdelingscoëfficiënt beschreven met een non-lineaire isotherm waarbij de concentratie in de oplossing afhankelijk is van de verdelingscoëfficiënt en de reactieve metaalconcentratie:

$$C_{opl} = \left[\frac{C_{reactief}}{Kd} \right]^{1/n} \times M \quad \text{vgl. 2.4}$$

waarbij:

C_{opl}	de concentratie in de bodemoplossing	[mg/l]
$C_{reactief}$	de reactieve concentratie in de bodem	[mol/kg]
Kd	de Freundlich coëfficiënt	[mol l ⁿ / mmol ⁿ kg]
N	de Freundlich constante	[-]
M	het molgewicht	[g/mol]

Let op dat $K_{d,i}$ in deze vergelijking is uitgedrukt in [mol * lⁿ]/[mmolⁿ * kg] en $C_{reactief}$ in [mol/kg]. De reactieve concentratie in vergelijking 2.4 wordt afgeleid uit de totaalconcentratie in de bodem volgens Römken et al. (2004):

$$\log(C_{reactief}) = a + b \times \log(OS) + c \times \log(Lut) + d \times \log(C_{tot}) \quad \text{vgl. 2.5}$$

waarbij:

$C_{reactief}$	de reactieve concentratie in de bodem	[mg/kg]
OS	het percentage organische stof in de bodem	[%]
Lut	het percentage lutum in de bodem	[%]
C_{tot}	de totaal concentratie in de bodem	[mg/kg]

De reactieve concentratie in de bodem moet voor gebruik in vergelijking 2.4 omgerekend worden naar het aantal mol per kg door te delen door het molgewicht M en 1000. De waarden voor de coëfficiënten a , b , c en d volgens Römken et al. (2004) worden gegeven in Tabel 2.3.

Tabel 2.3. Waarden van de coëfficiënten a , b , c , en d uit vergelijking 2.5 en het molgewicht, M , en de Freundlich coëfficiënt, n , uit vergelijking 2.4 voor Cd, Cu, Pb, Ni en Zn.

Stof	a	b	c	d	molgewicht	N
Cu	-0,331	0,023	-0,171	1,152	63,5	0,47
Zn	-0,703	0,183	-0,298	1,235	65,4	0,74
Cd	-0,089	0,022	-0,062	1,075	112,4	0,54
Pb	-0,263	0,031	-0,112	1,089	207,2	0,68
Ni	-1,006	0,606	0,091	0,741	58,69	0,51

De verdelingscoëfficiënt uit vergelijking 2.4 hangt af van de pH en percentage organische stof en lutum in de bodem:

$$\log Kd = e + f \times pH + g \times \log(OS) + h \times \log(Lut) \quad \text{vgl. 2.6}$$

waarbij:

<i>Kd</i>	De verdelingscoëfficiënt	[mol l ⁿ / mmol ⁿ kg]
<i>pH</i>	De pH in de bodem	[-]
<i>OS</i>	het percentage organische stof in de bodem	[%]
<i>Lut</i>	het percentage lutum in de bodem	[%]

De waarden voor de coëfficiënten *e*, *f*, *g* en *h* worden gegeven in Tabel 2.4.

Tabel 2.4. Waarden van de coëfficiënten *e*, *f*, *g*, en *h* uit vergelijking 2.6 voor Cd, Cu, Pb, Ni en Zn.

Stof	<i>e</i>	<i>f</i>	<i>g</i>	<i>h</i>
Cd	-4,85	0,27	0,58	0,28
Cu	-3,55	0,16	0,48	0,18
Pb	-2,96	0,25	0,83	0,02
Zn	-4,51	0,45	0,39	0,35
Ni	-5,05	0,31	0,65	0,39

Voor As en Hg worden de verdelingscoëfficiënten in CSOIL overschreven door de verdelingscoëfficiënten uit de risicotoolbox, respectievelijk 316 en 3162.

3 Beoordeling van de lokale landbouwriscico's van bodemverontreiniging

3.1 Inleiding

Doel van de risicotoolbox is het risicoteknisch onderbouwen van gekozen Lokale Maximale Waarden voor toxische stoffen. Wanneer de bodem gebruikt wordt voor 'landbouw' worden, naast de risico's voor humane gezondheid en ecologie, ook de risico's berekend voor landbouwproductie. Hiertoe berekent en toetst de risicotoolbox gehalten in gewassen en dierlijke landbouwproducten. In grote lijnen worden hiervoor de methodieken van afleiding van de LAC-waarden³ (Römkens et al., 2007) gehanteerd. Daar waar mogelijk worden deze methodieken gevoed met de locatiespecifieke informatie die in de risicotoolbox voorhanden is (in het bijzonder de bodemparameters OS, lutum en pH).

3.2 Gebruikte toetscriteria

Berekende uitslagen van de risicobeoordelingen met de landbouwmodellen worden getoetst aan bekende criteria. De uitslagen worden in het algemeen weergegeven als risico-indices (zie hoofdstuk 2 over humane risicobeoordeling voor toelichting op risico indices).

3.2.1 Algemeen

De gebruikte toetsingscriteria zijn:

1. warenwetnorm in gewassen (akkerbouw, groente): EU richtlijn;
2. warenwetnorm in dierlijke producten (vlees, melk): EU richtlijn;
3. veevoedernorm (veeteelt): EU richtlijn;
4. normen voor inname door dieren en/of kritisch gehalte in de nier (literatuur);
5. fytotoxische gehalten in plant (literatuur).

Criteria 1 tot en met 3 zijn daarbij 'harder' dan de criteria 4 en 5. De eerstgenoemde criteria zijn officieel vastgestelde EU richtlijnen. Deels geldt ook dat de onderbouwing van de 'normen' in categorie 4 en 5 beduidend minder goed is dan voor de overige categorieën. In de toelichtende teksten in de webapplicatie van de modules wordt dit onderscheid aangegeven.

De toetsing vindt plaats op twee niveaus: een algemene toetsing op functieniveau (akkerbouw, veeteelt et cetera) en toetsing op gebruik van een specifiek gewas of dier. In eerste instantie wordt altijd getoetst op functieniveau. Bij toetsing op functieniveau wordt bepaald of de bodemkwaliteit algemeen geschikt is voor een bepaalde gebruiksfunctie. Hierbij is voor elke functie het meest kritische toetsingscriterium in combinatie met een bodem – plantrelatie (of bodem – plant – dier) gekozen.

Een belangrijk verschil tussen de LAC-2006 en de benadering in de risicotoolbox is dat de LAC per functie een generieke waarde geeft voor een veilige concentratie in de bodem (gedifferentieerd naar de bodemtypes zand, klei en veen). De risicotoolbox (indien mogelijk) rekent echter met gebiedsspecifieke bodemkenmerken en geeft aan of de gekozen maximale waarde wel of niet tot

³ LAC-waarden zijn bedoeld als richtlijn voor de bodemkwaliteit voor functiespecifieke landbouwkundige doeleinden.

overschrijding van de gekozen productnorm leidt. Dit wordt aangegeven door middel van het berekenen van de risico-index waarbij de berekende waarde voor het gekozen criterium gedeeld wordt door de grenswaarde.

Indien geen bodem – plantrelatie aanwezig is, wordt gebruikgemaakt van de generieke LAC-waarden voor zand, klei en veen op functieniveau. In dit geval vraagt de risicotoolbox de gebruiker om het bodemtype. Detaillering naar specifiek gewas is dan niet mogelijk. De LAC-waarde is een ‘veilige bovengrens’ voor het kunnen realiseren van de gewenste functie. De risico-index wordt dan berekend door het gehalte in de bodem te delen door de LAC-waarde.

3.2.2 Toetscriteria per landbouwfunctie

In de LAC methodiek en de methode voor berekeningen van de landbouwkundige risico's in de risicotoolbox worden de volgende functies onderscheiden:

1. akkerbouw;
2. akkerbouw voor veeteelt (maïs, bieten);
3. veeteelt (gras);
4. vollegronds groenteteelt;
5. bollen en sierteelt;
6. fruit.

Per functie (landgebruik) kunnen meerdere criteria gelden. Zo geldt voor veeteelt onder andere het criterium voor veevoer, veegezondheid en de warenwetnorm voor dierlijke producten. Anderzijds geldt voor bijvoorbeeld sierteelt alleen een fytoxiciteitsnorm.

Hierna zullen per vorm van landgebruik de toegepaste criteria worden toegelicht. Als er geen verband tussen bodem en gewas bekend is, wordt als indicatie de LAC-waarde gegeven voor de betreffende functie en het bodemtype (zand, veen, klei). Het bodemtype wordt door de gebruiker van de risicotoolbox zelf gekozen. Mogelijk zal de risicotoolbox in de toekomst een bodemtype suggereren op basis van de ingevoerde bodemeigenschappen, maar ook dan zal de gebruiker van deze suggestie af kunnen wijken door een ander bodemtype te kiezen.

Akkerbouw

1. Toetsing met bodem - plantrelatie voor Cd, Pb op warenwetnorm voor tarwe (functiegericht) of specifiek per gewas;
2. Functiegerichte toetsing op LAC (wanneer geen bodem - plantrelatie bekend is, in dat geval is geen gewasspecifieke toetsing mogelijk);
3. Gewasspecifieke toetsing op fytoxiciteit (Tabel A7.2 Van Wezel et al., 2003 BGW rapport).

Akkerbouw voor veevoer (maïs, bieten)

1. Toetsing op veevoedernorm voor Cd, Pb, Zn (bodem – plantrelatie);
2. Toetsing op LAC (geen bodem - plantrelatie, hier is geen gewasspecifieke toetsing mogelijk);
3. Gewasspecifieke toetsing op fytoxiciteit.

Veeteelt

1. Toetsing op veevoedernorm (bodem – plant (gras) gericht) voor Cd, Zn en Pb en Cu;
2. Toetsing op diergezondheid (TDI of gehalte in nier) (zie Bijlage 1);
3. Toetsing op warenwet voor nier en lever in runderen (Cd, Pb, Hg, As) middels bodem - plantrelatie voor Cd (Pb) en op basis van mediane waarde in gras voor Hg en As;
4. Toetsing op fytoxiciteit (gewasspecifiek).

Vollegrondsgroente

1. Functiegericht toetsen op warenwet voor andijvie (of gewasspecifiek) met betrekking tot bodem - plantrelatie voor Cd, Pb en LAC-tabel voor overige metalen;
2. Toetsing op fytoxiciteit.

Bollen en sierteelt

1. Toetsen op LAC-waardentabel (geen bodem – plantrelaties).

Fruitteelt

1. Toetsen op LAC-waardentabel (geen bodem – plantrelaties).

De normwaarden worden getalsmatig weergegeven in Bijlage 1. Tabel 3.1 geeft een overzicht van de gehanteerde toetscriteria in de risicotoolbox binnen de verschillende landbouwfuncties.

Tabel 3.1. Overzicht van functiegerichte toetsingscriteria per metaal.

Functie	Toetsingscriterium	Metalen	Te gebruiken relaties
Akkerbouw	warenwetnorm tarwe	Cd, Pb	bodem-plant
	LAC	As, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn	-
Akkerbouw voor veevoer	veevoedernorm maïs	Cd, Cu, Pb, Zn	bodem-plant
	LAC	As, Cr, Hg, Ni	-
Veeteelt	veevoedernorm gras	Cd ¹ , Zn, Cu	bodem-plant
	warenwet	Cd ¹ , Pb, Hg	bodem-plant, plant-dier ³ + bodem-plant ²
Vollegrondsgroente	LAC	Ni, As	
	warenwet andijvie	Cd	bodem-plant
	LAC	As, Cr,Cu, Hg, Ni,Pb, Zn	-
Bollen en sierteelt	LAC	As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn	-
Fruitteelt	LAC	As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn	-

¹ Voor veeteelt (beweid grasland) zijn zowel de veevoedernorm als de warenwet voor gehalten in de nier beide van belang

² Alleen voor Cd wordt het gehalte in gras geschat met een bodem-plantrelatie voor Pb en Hg worden mediane waarden gebruikt.

³ Op basis van lineaire overdrachtcoëfficiënten.

3.3 Berekenen van gehalten in landbouwproducten

3.3.1 Gewasgehalten

Gewasgehalten kunnen berekend worden met behulp van onderstaande relatie:

$$\log(\text{Me}_{\text{gewas}}) = a + b * \log(\text{OS}) + c * \log(\text{Lut}) + d * \text{pH} + e \log(\text{Me}_{\text{bodem}}) \quad \text{vgl. 3.1}$$

waarbij:

Me_{gewas}	gewasgehalte metaal	[mg/kg ds]
pH	de pH in de bodem (pH-KCl)	[-]
OS	het percentage organische stof in de bodem	[%]
Lut	het percentage lutum in de bodem	[%]
Me_{bodem}	het totaalgehalte metaal in de bodem	[mg/kg ds]

Opmerking: bij de berekening van de plantgehalten wordt gebruikgemaakt van de totaalgehalten in bodem. Voor het gehalte Zn in gras en maïs zijn echter relaties gebruikt op basis van het reactief gehalte. Deze relaties zijn specifiek voor zandgronden en worden alleen ingezet wanneer de gebruiker van de risicotoolbox heeft aangegeven dat de normen van toepassing zijn op zandgrond. Voor de overige bodemtypen wordt gebruikgemaakt van meer generieke relaties. Voor de omrekening van totaalconcentratie naar reactief gehalte gelden de relaties zoals besproken in paragraaf 2.2.

Voor de meeste gewassen geldt dat voor Cd en Zn goede relaties afgeleid konden worden (zie Bijlage 2). Voor Cu en Pb zijn de relaties meestal slechter. De coëfficiënten voor vergelijking 3.1 zijn voor alle beschikbare stoffen en gewassen weergegeven in Bijlage 2. Bij elk van de relaties is het bereik (minimum en maximum) van waarden voor de bodemeigenschappen aangegeven waarop de relatie is afgeleid. Wanneer de waarde van één of meerdere bodemeigenschappen van de bodem die getoetst wordt buiten het gespecificeerde bereik valt moet hiervoor gewaarschuwd worden. Er wordt dan bijvoorbeeld geadviseerd terug te vallen op de generieke LAC-waarde. De pH in de relatie is de pH-KCl, indien een andere pH-waarde gemeten is, bijvoorbeeld pH-water of pH-CaCl₂, dient deze te worden omgerekend naar pH-KCl. Het gehalte metaal in de bodem is het totaalgehalte metaal.

3.3.2 Gehalten in dierlijke organen

Inname van contaminanten door vee gebeurt via inname van voer, grond en andere bronnen (onder andere stof, water et cetera). In de risicotoolbox is alleen rekening gehouden met de inname via voer en grond. Het gemiddelde gehalte in het ingenomen 'voer' is dan afhankelijk van zowel het gehalte in de plant als in de grond.

Bij de berekening van het interne gehalte in de organen is een aantal aannames gedaan, te weten:

- De overdrachtsfactor van bodem naar dier is gelijk aan die van plant naar dier. Daardoor kan een gemiddelde concentratie in voer worden berekend op basis van de inname aan gras en de bijvraat aan grond;
- Er is een directe relatie tussen metaalgehalte in orgaanvlees, spiervlees of melk en het metaalgehalte in voer (gebruik van een BAF_{pd});
- De inname van metalen door andere oorzaken (met name veedrenking) is verwaarloosbaar.

Het uiteindelijke gehalte in organen van vee (runderen en schapen) kan vervolgens worden berekend op basis van de gemiddelde bioaccumulatiefactoren uit de ingestie van metalen via gewas (gras) en aanhangende grond.

Het gehalte in het orgaan wordt berekend volgens:

$$Me_{do} = \left(\frac{Me_p \cdot I_p + Me_b \cdot I_b}{I_p + I_b} \right) \cdot BAF_{pd} \quad \text{vgl. 3.2}$$

waarbij:

Me_{do}	metaalconcentratie in dierlijk orgaan	[mg/kg]
Me_p	metaalconcentratie in gewas (gras)	[mg/kg]
Me_b	metaalconcentratie in bodem	[mg/kg]
I_p	inname voer/plant	[kg/dag]
I_b	inname bodem (bijvraat)	[kg/dag]
BAF_{pd}	bioaccumulatiefactor van gemiddeld gehalte in voer naar dierlijk orgaan	[-]

In Tabel 3.2 staan de hier toegepaste waarden voor de inname van gewas en grond door runderen en schapen. Deze zijn constant voor alle situaties.

Tabel 3.2. De geschatte inname van voer en grond door rundvee en schapen.

Diersoort	Inname voer (kg.dag ⁻¹)	Inname grond (kg.dag ⁻¹)	Bron
Rund	16,9	0,41	(McKone en Ryan 1989)
Schaap	2,5	0,10	(Huinink, 2000)

De waarden van de bioaccumulatiefactoren (BAF) staan in Bijlage 3.

Voor Cd, Cu en Zn worden de gewasgehalten in gras berekend met vergelijking 3.1. Voor Pb, As en Hg bestaan geen bodem-plantrelaties. Als schatting kan de mediane waarde worden gebruikt afkomstig uit een landelijk onderzoek in de jaren 80. Deze waarden staan samengevat in Tabel 3.3. De resultaten die worden verkregen door gebruik te maken van de waarden in deze tabel worden nog maar beperkt bepaald door de ingevoerde bodemkwaliteit en zijn in die zin minder relevant voor gebruik in de risicotoolbox. Dit wordt in de tekstschermen van de risicotoolbox bij de betreffende resultaten toegelicht.

Tabel 3.3. Mediane waarden voor het gehalte in gras (mg/kg⁻¹ ds).

Metaal	P50 Plantgehalten
As	0,18
Hg	0,017
Pb	2,2

De berekende gehalten in dierlijke organen kunnen direct getoetst worden aan grenswaarden als de Warenwetnormen (Bijlage 1). Voor een toetsing aan de Toelaatbare dagelijkse inname (TDI) wordt de inname berekend volgens:

$$\text{Inname}_{\text{dier}} = I_p * Me_p + I_b * Me_b \quad \text{vgl. 3.3}$$

waarbij:

$Inname_{\text{dier}}$	<u>dagelijkse</u> inname	[mg/d]
I_p	inname plant/voer	[kg/d]
Me_p	concentratie in gras	[mg/kg]
I_b	inname bodem	[kg/g]
Me_b	concentratie in bodem	[mg/kg]

4 Beoordeling van de lokale ecologische risico's van bodemverontreiniging

4.1 Inleiding

De ecologische risico's worden in de risicotoolbox berekend voor alle zeven verschillende blootstellingsscenario's. Deze risico's worden in de risicotoolbox per stof berekend volgens de methode zoals die door de projectgroep Normstelling en Bodemkwaliteit (NOBOWA) (zie Wezenbeek et al., in prep.) is vastgesteld. In aanvulling hierop kan het ecologische risico van het mengsel aan stoffen in de bodem worden berekend (Posthuma en De Zwart, 2005). Beide methoden worden hieronder beschreven.

4.2 Het ecologische risico per stof

Voor de bepaling van de ecologische risico's per stof zoals die door de projectgroep Normstelling en Bodemkwaliteit is vastgesteld, wordt de door de gebruiker opgegeven concentratie in de bodem gecorrigeerd voor verschillen in bodemtype en vergeleken met de ecologische normen (zie Tabel 4.1) (Dirven-Van Breemen et al., 2007). Voor organische stoffen wordt de concentratie in de bodem gecorrigeerd op basis van het organische stofgehalte in de bodem. Een uitzondering hierop zijn PAK's. Voor PAK's wordt altijd gerekend met een organisch stofgehalte van minimaal 10%. Voor alle andere stoffen wordt het gehalte in de bodem gecorrigeerd op basis van het lutum en organische stofgehalte ten opzichte van een standaardbodem met 10% organische stof en 25% lutum.

Voor organische stoffen:

$$C_{corr} = C_{tot} \times \frac{10}{OS} \quad \text{vgl. 4.1}$$

Voor alle metalen:

$$C_{corr} = C_{tot} \times \frac{c + cLut \times 25 + cOS \times 10}{c + cLut \times Lut + cOS \times OS} \quad \text{vgl. 4.2}$$

met:

C_{corr}	de gecorrigeerde bodem concentratie	[mg/kg ds]
C_{tot}	de concentratie in de bodem	[mg/kg ds]
c	de stofafhankelijke interceptwaarde	[-]
$cLut$	de stofafhankelijke correctiefactor voor lutum in de bodem	[-]
Lut	het percentage lutum in de bodem	[%]
cOS	de stofafhankelijke correctiefactor voor organische stof in de bodem	[-]
OS	het percentage organische stof in de bodem	[%]

Let op, voor PAK's wordt in de bodemtypecorrectie altijd gerekend met een waarde voor OS van minstens 10% (dus voor $OS < 10\%$, $OS = 10\%$).

De stofafhankelijke parameters uit vergelijking 4.2 worden ingelesen uit een tabel die ingebouwd is in de risicotoolbox. De concentratie van de stof in de bodem wordt door de gebruiker ingevoerd.

De berekeningen resulteren in een risico-index voor ecologische risico's. De ecologische risico-index wordt berekend op basis van de gecorrigeerde bodemconcentratie volgens:

$$RI_{eco} = \frac{C_{corr}}{Norm_i} \quad \text{vgl. 4.3}$$

waarbij:

RI_{eco}	de ecologische risico-index	[-]
C_{corr}	de gecorrigeerde bodemconcentratie	[mg/kg ds]
$Norm_i$	de stof- en landgebruikafhankelijke ecologische norm op basis van de standaard bodem	[mg/kg ds]

Afhankelijk van het type landgebruik en het scenario wordt de risico-index berekend op basis van AW2000, de HC50 of de Tussenwaarde. Tabel 4.1 geeft een overzicht van de typen landgebruik en de ecologische norm (Dirven-Van Breemen et al., 2007).

Tabel 4.1. Landgebruiktypen en ecologische normen in de risicotoolbox.

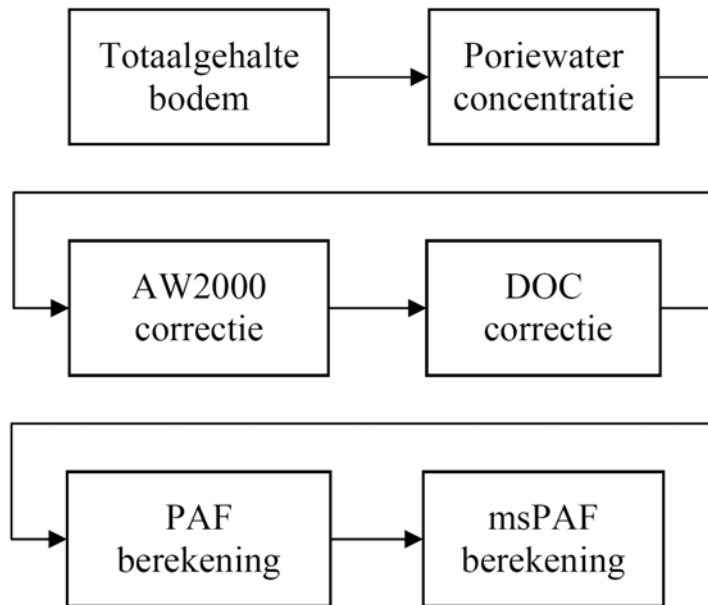
Landgebruik	Norm
Wonen met tuin	Tussenwaarde
Plaatsen waar kinderen spelen	Tussenwaarde/HC50
Moestuin/volkstuin	Tussenwaarde
Landbouw (zonder boerderij en erf)	Tussenwaarde
Natuur	AW2000
Groen met natuurwaarden	Tussenwaarde
Ander groen, bebouwing en industrie	HC50

4.3 Het ecologische risico's van het mengsel van stoffen

Voor de bepaling van het totale ecologische risico van het mengsel van stoffen in de bodem wordt eerst voor iedere stof de Potentieel Aangetaste Fractie berekend (PAF, Posthuma en De Zwart, 2005). Deze potentieel aangetaste fracties van de verschillende stoffen worden vervolgens afhankelijk van hun werkingsmechanisme geaggregeerd tot een totale toxische druk (meer stoffen PAF, msPAF). Hierbij wordt uitgegaan van de keuzes die hieromtrent door de projectgroep Normstelling en Bodemkwaliteit zijn gemaakt. Het betreft hier de berekening van de toxische druk van mengsels (msPAF) op basis van chronische blootstelling en bij blootstelling via het poriewater.

De toxische druk van stoffen met dezelfde werking worden op basis van concentratie-additie geaggregeerd. De stoffen met verschillende werkingsmechanismen worden op basis van responsadditie geaggregeerd. Beide benaderingen worden in onderstaande paragrafen uitgewerkt.

De berekening bestaat uit een aantal stappen die in Figuur 4.1 worden weergegeven:



Figuur 4.1. Schematisch overzicht van de berekening van de msPAF volgens de RIVM-methode.

4.3.1 Concentratie in het poriewater

4.3.1.1 Organische stoffen

De concentratie van een stof in de bodemoplossing wordt uitgedrukt als het quotiënt van de totaalconcentratie in de menglaag en een (operationele) verdelingscoëfficiënt:

$$C_{opl} = \frac{C_{tot}}{Kd} \quad \text{vgl. 4.4}$$

waarbij:

C_{opl}	de concentratie in de bodemoplossing	[mg/l]
C_{tot}	de totale concentratie in de bodem	[mg/kg]
Kd	de verdelingscoëfficiënt	[l/kg]

Voor organische stoffen wordt de Kd berekend op basis van de K_{OC} en het organische stofgehalte:

$$Kd = K_{OC} \times fOC = K_{OC} \times fOS \times 0,57 \quad \text{vgl. 4.5}$$

waarbij:

Kd	de verdelingscoëfficiënt	[l/kg]
K_{OC}	de verdelingscoëfficiënt tussen organisch koolstof en water	[mg/kg]
fOC	de fractie organisch koolstof in de bodem	[-]
fOS	de fractie organische stof in bodem	[-]
0,57	het gemiddelde organisch koolstofgehalte van organische stof	[-]

4.3.1.2 Metalen

Voor metalen is de Kd behalve van OS, ook afhankelijk van de pH en het lutumgehalte. De Kd voor metalen wordt op dezelfde manier uitgerekend als bij humane risico's. Zie hiervoor vergelijkingen 2.1

tot en met 2.6. Voor As en Hg worden dezelfde partitie-coëfficiënten als bij de humane risico's aangehouden.

4.3.2 AW2000-correctie

In de onderbouwing van normen wordt bij de berekening van de ecologische risico's van metalen de zogenaamde *added risk-approach* gebruikt, om voor de natuurlijke achtergrondconcentratie te corrigeren. De normwaarde wordt dan verhoogd met de natuurlijke achtergrondconcentratie om tot de MTR te komen.

In de huidige methode wordt echter niet het MTR maar de PAF gebruikt. Op basis van hetzelfde uitgangspunt betekent dit dat de PAF bij de natuurlijke achtergrondconcentratie 0% zou moeten zijn. Om dit te bereiken wordt de opgeloste concentratie in de bodem gecorrigeerd door deze te verminderen met de natuurlijke opgeloste achtergrondconcentratie. De natuurlijke opgeloste achtergrondconcentratie wordt berekend door AW2000-waarde te delen door verdelingscoëfficiënt:

$$C_{opl,awc} = C_{opl} - \frac{AW2000}{Kd} \quad \text{vgl. 4.6}$$

waarbij:

$C_{opl,awc}$	de AW2000 gecorrigeerde concentratie in de bodemoplossing	[mg/l]
C_{opl}	de concentratie in de bodemoplossing	[mg/l]
$AW2000$	de natuurlijke achtergrondconcentratie in de bodem	[mg/kg]
Kd	de verdelingscoëfficiënt	[l/kg]

4.3.3 DOC-correctie

De concentratie in het poriewater is nu gecorrigeerd voor de natuurlijke achtergrondconcentratie. Voor metalen is echter een groot gedeelte hiervan gebonden aan DOC, waarvan wordt aangenomen dat dit niet direct biologisch beschikbaar is. Voor de berekening van de PAF is de vrij opgeloste concentratie nodig. Voor Cd, Cu en Zn wordt de opgeloste concentratie in het poriewater gecorrigeerd voor de fractie die gebonden is aan DOC (Bonten en De Vries, 2006).

$$C_{bb} = cf_{DOC} * C_{opl,awc} \quad \text{vgl. 4.7}$$

waarbij:

C_{bb}	de biologisch beschikbare AW2000 gecorrigeerde concentratie in de bodemoplossing	[mg/l]
$C_{opl,awc}$	de AW2000 gecorrigeerde concentratie in de bodemoplossing	[mg/l]
cf_{DOC}	de correctiefactor voor de niet DOC gebonden fractie in de bodemoplossing	[-]

Tabel 4.2 geeft de correctiefactoren voor DOC voor Cd, Cu en Zn. Voor de andere metalen wordt geen DOC-correctie toegepast.

Tabel 4.2. Correctiefactoren voor DOC voor Cd, Cu en Zn.

Stof	cf_{DOC}
Cd	0,26
Cu	0,25
Zn	0,44

4.3.4 PAF berekening

Voor de PAF berekening is uitgegaan van de log-normale gevoeligheidsverdeling van de uit een databestand verzamelde toxiciteitswaarnemingen⁴:

$$PAF = \int_{-\infty}^{C_{bb}} \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\left(\frac{C_{bb}-\mu}{2\sigma^2}\right)^2} \quad \text{vgl. 4.8}$$

waarbij:

PAF	de potentieel aangetaste fractie	[-]
C_{bb}	de biologisch beschikbare, AW2000 gecorrigeerde concentratie in de bodemoplossing	[mg/l]
μ	geometrisch gemiddelde van de toxiciteitsgegevens	[-]
σ	standaarddeviatie van de log-getransformeerde toxiciteitsgegevens	[-]

De gebruikte stofconstanten, het geometrisch gemiddelde van de toxiciteitsgegevens en standaarddeviatie van de log-getransformeerde toxiciteitsgegevens worden gegeven in Bijlage 4.

4.3.5 msPAF berekening

De berekening van de meer stoffen PAF (msPAF) bestaat uit 2 stappen waarbij een onderscheid wordt gemaakt tussen stoffen met hetzelfde werkingsmechanisme, *Toxic Mode of Action* (TMoA), en stoffen met een verschillende toxische werking. De stoffen met dezelfde TMoA worden eerst gesommeerd tot een $msPAF_{TMoA}$:

$$msPAF_{TMoA} = \int_{-\infty}^{lsHU_{TMoA}} \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\left(\frac{lsHU_{TMoA}}{2\sigma^2}\right)^2} \quad \text{vgl. 4.9}$$

waarbij:

$msPAF_{TMoA}$	de meer stoffen PAF voor stoffen met dezelfde Toxic Mode of Action	[-]
$lsHU_{TMoA}$	de logsum voor stoffen met dezelfde Toxic Mode of Action (zie vergelijking XX)	[-]
σ	de standaarddeviatie van de log-getransformeerde toxiciteitsgegevens	[-]

en

$$lsHU_{TMoA} = \log \sum \frac{C_{bb}}{\mu} \quad \text{vgl. 4.10}$$

⁴ De cumulatieve (log) normale verdeling is een standaard functie in MS-Excel.

waarbij:		
$lsHU_{TMOA}$	de logsum voor stoffen met dezelfde Toxic Mode of Action	[-]
C_{bb}	de biologisch beschikbare, AW2000 gecorrigeerde concentratie in de bodemoplossing	[mg/l]
μ	geometrisch gemiddelde van de toxiciteitsgegevens	[-]

Om het totale ecotoxicologisch risico voor metalen en organische stoffen te berekenen worden de bijdragen van de verschillende werkingsmechanismen, de $msPAF_{TMOA}$, op respons additieve wijze geaggregeerd volgens:

$$msPAF_{Overall} = 1 - \prod_{TMOA} (1 - msPAF_{TMOA}) \quad \text{vgl. 4.16}$$

waarbij:		
$msPAF_{Overall}$	de msPAF voor alle stoffen	[-]
$msPAF_{TMOA}$	de meer stoffen PAF voor stoffen met dezelfde Toxic Mode of Action	[-]

5 Discussie

Dit rapport geeft de modeldocumentatie voor de module ‘Gevolgen Lokale Maximale Waarden’ zoals die momenteel via het webportaal www.risicotoolboxbodem.nl beschikbaar wordt gesteld voor decentraal gebruik. Via dit portaal zullen in de loop van de tijd meer modules beschikbaar komen. De modelberekeningen zullen, voor zover mogelijk en noodzakelijk, consistent zijn met de modelberekeningen in de hier beschreven modules. Enkele afwijkingen hiervan kunnen echter niet worden uitgesloten. Op basis van gebruiksreacties kan de gebruikersinterface van de risicotoolbox in de loop van de tijd nog bijgesteld worden.

De modelberekeningen in de module ‘Gevolgen Lokale Maximale Waarden’ zijn voor alle stoffen gecontroleerd door deze in een onafhankelijke applicatie na te bouwen en de uitkomsten te vergelijken. Daarnaast omvat deze module ook een gegevensset met achterliggende modelparameters, stoffeigenschappen en toxiciteitgegevens. Deze zijn in het kader van deze exercitie niet getoetst tegen de oorspronkelijke bronnen (bijvoorbeeld databases en wetenschappelijke literatuur).

Literatuur

- Beresford, N., R.W. Mayes, N.M.J. Crout, P.J. MacEachern, B.A. Dodd, C. Barnett en C. Stuart Lamb (1999) Transfer of Cadmium and Mercury to Sheep Tissues. *Environ. sci. technol.* 33 (14), 2395-2402.
- Bonten, L.T.C. en F. de Vries (2006) Briefrapport speciatie-berekeningen en pH-kaarten ten behoeve van nieuwe klassenindeling waterbodems. Alterra, Wageningen.
- Brand, E, P.F. Otte en J.P.A. Lijzen (2007) CSOIL 2000 an exposure model to calculate soil risks. A model description. RIVM rapport 711701054. RIVM, Bilthoven.
- Dirven-van Breemen, E.M., J.P.A. Lijzen, P.F. Otte, P.L.A. van Vlaardingen, J. Spijker, E.M.J. Verbruggen, F.A. Swartjes, J.E. Groenenberg en M. Rutgers (2007) Landelijke referentiewaarden van maximale waarden in het bodembeleid. RIVM rapport 711701053. RIVM, Bilthoven.
- EU (2002) Richtlijn 2002/32/EG van het Europees parlement en de raad van 7 mei 2002 inzake ongewenste stoffen in diervoeding.
- EU (2001) Verordening nr. 466/2001 van 8 maart 2001, tot vaststelling van maximumgehalten aan bepaalde verontreinigingen in levensmiddelen, Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen Pb EG L 77.
- EU (2006) Verordening EG 479/2006 van de Commissie van 23 maart 2006 wat betreft de verlening van een vergunning voor bepaalde toevoegingsmiddelen, behorende tot de groep 'Verbindingen van sporenelementen'.
- Huinink, J. (2000) Functiegerichte bodemkwaliteitssystematiek 2. Functiegerichte bodemkwaliteits waarden. IKC-Landbouw, Ede.
- Kabata-Pendias, A. en H. Pendias (1992) Trace Elements in soils and plants. 2nd ed., CRC press, Boca Raton.
- Lamé, F.P.J., D.J. Brus en R.H. Nieuwenhuis (2004) Achtergrondwaarden 2000, Hoofdrapport AW2000 fase 1. TNO rapport NITG 04-242-A. TNO, Utrecht.
- Ma, W.C., A.T.C. Bosveld en D.B. van den Brink (2001) Schotse hooglanders in de broekpolder? Analyse van de veterinaire-toxicologische risico's van de verontreinigde bodem voor grote grazers. Alterra rapport 260. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- MacNicol, R.D. en P.H.T. Beckett (1985) Critical tissue concentrations of potentially toxic elements. *Plant soil* 85, 107-129.
- McKone, T.E. en P.B. Ryan (1989) Human exposures to chemicals through food chains: an uncertainty analysis. *Environ. sci. technol.* 23 (9), 1154-63.
- Mortvedt, J.J., F.R. Cox, L.M. Shuman en R.M. Welch (1991) Micronutrients in agriculture. 2nd edition, The Soil Science Society of America Book Series, No 4, SSSA, Madison, WI.
- Posthuma, L. en D. de Zwart (2005) Predicted effects of toxicant mixtures are confirmed by changes in fish species assemblages in Ohio, USA rivers. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 25, No. 4, pp. 1094-1105.
- Puls, R (1988) Mineral Levels in Animal Health: diagnostic Data. 2nd ed., Sherpa International, Clearbook, BC, Canada.
- Rietra, R.P.J.J., P.F.A.M. Römken en J. Japenga (2004) Cadmium en zink in bodem en landbouwgewassen in de Kempen. Onderzoek naar relatie tussen cadmium en zinkgehalte in de bodem en in gewas in de gemeente Cranendonck. Wageningen, Alterra. Alterra rapport 974.
- Römken, P.F.A.M., J.E. Groenenberg, L.T.C. Bonten, W. de Vries en J. Bril (2004) Derivation of partition relationships to calculate Cd, Cu, Pb, Ni and Zn solubility and activity in soil solutions. Alterra report no.305, Wageningen, the Netherlands.

- Römkens, P.F.A.M., J.E. Groenenberg, R.P.J.J. Rietra en W. de Vries (2007) Bodem-plantrelaties ter onderbouwing van de herziening LAC-sigitaalwaarden en implementatie in de Risicoolbox. Alterra rapport 1442. Alterra, Wageningen.
- Smilde, K.W. (1976) Toxische gehalten aan zware metalen (Zn, Cu, Cr, Ni, Pb, en Cd) in grond en gewas: een literatuuroverzicht. Nota Instituut voor Bodem-vruchtbaarheid no. 25. I.B., Haren.
- Staatscourant. (2006) Circulaire Bodemsanering. Staatscourant 2006, 83, p. 34.
- Van Hooft, W.F. (1995) Risico's voor de volksgezondheid als gevolg van blootstelling van runderen aan sporenelementen bij beweiding. RIVM-rapport 693810001. RIVM, Bilthoven.
- Van Wezel, A.P., W. de Vries, M. Beek, P.F.M. Otte, J.P.A. Lijzen, M. Mesman, P.L.A. van Vlaardingen, J. Tuinstra, M. van Elswijk, P.F.A.M. Römkens en L. Bonten. (2003) Bodemgebruikswaarden voor landbouw, natuur en waterbodem. Technisch wetenschappelijke afleiding van getalswaarden. RIVM rapport 711701031. RIVM, Bilthoven.
- VHI (1997). Veterinaire Milieuhygiënewijzer. Veterinaire Hoofdinspectie van de Volksgezondheid, Rijswijk.
- VROM (2006) Ontwerp-besluit houdende regels inzake bescherming van de bodem. Staatscourant nr. 65/pag. 15.
- VROM (in press). Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling. Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005, 2006 en 2007.

Bijlage 1. Normen en criteria landbouw- risicobeoordeling

Tabel B1.1. LAC-waarden per functie en bodemtype.

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

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

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

Tabel B1.2. Overzicht van veevoedernormen in gras en snijmaïs in verband met diergezondheid (Cd, Pb, Cu, Zn). Alle normen zijn gegeven op basis van het drooggewicht.

Land Gebruik	Gewas	Veevoedernorm (mg/kg drooggewicht.)			
		Cd1	Pb1	Cu2	Zn2
veeteelt koeien	gras	1.1	11	35	284
veeteelt schapen	gras	1.1	11	15	284
akkerbouw voor	snijmaïs	1.1	11	35	284
veevoer	suikerbiet	1.1	11	35	284

1 EU, 2002. De normen zijn origineel gegeven op basis van 12% vochtgehalte en zijn herleid naar drooggewicht. Momenteel geldt een aparte norm voor groenvoer van 30 mg kg⁻¹ (herleid naar 12% vocht). Eind 2007 wordt deze wellicht weer herzien.

2 EU, 2006.

Tabel B1.3 Overzicht van warenwetnormen in akkerbouw en groenteteelt en fruitteelt in verband met voedselveiligheid (Cd en Pb) volgens EU(2001).

Land Gebruik	Gewas	Warenwetnorm (mg/kg drooggewicht.)	
		Cd1	Pb1
akkerbouw	tarwe	0,24	0,24
	aardappel	0,42	0,42
groente teelt	sla	4,0	6,0
	andijvie + spinazie	3,3	5,0

Bij omrekening naar drooggewicht is rekening gehouden met de volgende gewichtspercentages: tarwe: 85% voor de korrel (eetbare deel voor de mens), aardappel: 24% voor de knol (eetbare deel), sla: 5%, spinazie en andijvie: 6%

Tabel B1.4. Overzicht van normen voor anorganische stoffen in dierlijke producten en dierlijke organen stoffen voor runderen en schapen in relatie tot voedselveiligheid. Normen voor Cd, Pb (EU 2001).

Orgaan	Norm of richtwaarde (mg/kg)	
	Cd1	Pb1
Nier	1,0	0,5
Lever	0,5	0,5
Vlees	0,05	0,1
koemelk	-	0,02

Tabel B1.5. Overzicht van toelaatbare dagelijkse inname van metalen in relatie tot diergezondheid (Ma et al., 2001 voor algemeen en Puls (1988) voor nier, lever en vlees).

Dier	Orgaan	TDI in mg/dag					
		Cd	Pb	Cu	Zn	As	Hg
Rund	Algemeen	63	2380	469	25900	3500	28
	Nier	29	604	-	-	375	380
	Lever	44	857	-	-	447	219
	Vlees	105	-	-	-	-	-
Schaap	Nier	5	-	-	-	-	5.6
	Lever	2.8	-	-	-	-	182
	Vlees	-	-	-	-	-	-

Tabel B1.6. Overzicht van kritische gehalten in relatie tot fytotoxiciteit op basis van het drooggewicht voor de verschillende onderscheiden vormen van bodemgebruik.

Land Gebruik	Gewas	Kritisch fytotoxisch gehalte (mg/kg)		
		Cd	Pb	Cu
Beweid Grasland	Gras	30 d		15 b
Veevoeder Gewassen	Snijmaïs	25 d		15 d
	Suikerbiet	5 a		
Akkerbouw	Tarwe	4 d		
	Aardappel	5 a		
Groente Teelt	Sla	10 c	140 ch	15 d
	Andijvie	15 d		

Voor alle gewassen betreffen dit ondergrenzen van ranges in fytotoxische gehalten, gebaseerd op a Tabel 25 pg. 57. Kabata-Pendias en Pendias (1992)

b Mortvedt et al. (1991)

c Smilde (1976)

d MacNicol en Beckett (1985), gehalte bij 10% daling van opbrengst

Bijlage 2. Parameters bodem-gewasrelaties

Tabel B2.1. Overzicht van data en bodem - plantrelaties voor cadmium.

Gewas	n	Gehalte cadmium (mg/kg)				Bodem eigenschappen						Coëfficiënten Bodem-plantrelatie						
		Bodem		Gewas		pH		OS (%)		klei (%)		INT	SOM	Klei	pH	Q	R ²	se(Y)
		min	max	min	max	min	max	min	max	min	max							
Aardappel	60	0,07	5,5	0,01	1,1	3,8	7,6	0,7	28,3	3	40	0,97	-0,41	-0,20	-0,21	0,81	0,78	0,26
Andijvie	87	0,06	12,6	0,21	18,2	3,8	7,6	1,3	28,3	3	38	2,35	-0,44	-0,18	-0,28	0,58	0,66	0,24
Gerst	29	0,05	5,2	0,01	0,3	3,8	7,6	0,7	28,3	3	36	-1,02	-0,14	ns ¹	ns	0,57	0,80	0,19
Gras	14	0,65	3,1	0,07	1,3	4,8	5,6	2,9	10,1	3	3	1,45	ns	ns	-0,38	1,22	0,63	0,23
Maïs	39	0,13	11,8	0,07	6,1	4,2	7,5	1,9	14	3	37	0,90	ns	-0,32	-0,21	1,08	0,50	0,28
Prei	15	0,19	0,8	0,06	0,5	4,9	7,4	1,1	2,5	5	16	2,52	-1,22	-1,00	-0,24	1,40	0,48	0,29
Radijs	39	0,05	5	0,14	2,8	3,8	7,6	0,7	28,3	3	38	1,03	-0,39	-0,20	-0,11	0,67	0,74	0,18
Sla	69	0,85	12,6	0,25	8,9	4,7	7,3	1,8	35,5	4	31	2,55	-0,39	-0,19	-0,33	0,85	0,71	0,16
Spinazie	36	0,19	0,9	0,2	1,9	4,7	7,1	1,2	29,8	1	22	2,19	-0,4	ns	-0,29	0,77	0,49	0,2
Suikerbiet	112	0,14	11,4	0,11	3,2	4,5	7,5	1,3	13,5	1	31	1,33	ns	-0,13	-0,22	0,62	0,83	0,15
Tarwe	106	0,1	10,6	0,02	0,6	4,2	7,7	1,4	42,1	2	32	0,22	-0,33	-0,04	-0,12	0,62	0,64	0,2
Tomaat	40	0,2	11	0,04	1,5	5,4	7,3	2,9	45,1	2	28	1,52	-0,75	ns	-0,21	0,51	0,41	0,25
Waspeen	100	0,04	1,5	0,09	2	4,4	7,7	0,4	6,9	0	12	1,00	ns	ns	-0,20	0,29	0,43	0,25

¹ niet significant

Tabel B2.2. Overzicht van data en bodem - plantrelaties voor koper.

Gewas	n	Gehalte koper (mg/kg)				Bodemeigenschappen						Coëfficiënten Bodem-plantrelatie						
		Bodem		Gewas		pH		% OS		% klei		INT	SOM	Klei	pH	Q	R2	se(Y)
		min	max	min	max	min	max	min	max	min	max							
Aardappel	25	10	58	2,1	16,9	4,7	7,3	1,2	7,5	4	25	0,22	0	0	-0,02	0,43	0,13	0,19
Andijvie	52	10	116	3,8	16,6	4,7	7,1	1,4	12	5	23	0,96	-0,10	0,27	-0,10	0,24	0,19	0,14
Gras	33	10,0	133,0	6,4	21,5	3,75	7,45	2,81	14,1	6,7	41,2	1,41	-0,65	0	-0,18	0,83	0,37	0,08
Maïs	39	5,0	145,0	1,9	7,0	4,23	7,47	1,89	14	2,5	37,4	0,07	0	-0,11	0,06	0,19	0,41	0,09
Prei Maas	15	12,0	23,0	3,3	6,8	4,9	7,4	1,1	2,5	4,7	16,1	0,00	0	0,30	0	0,28	0,57	0,06
Sla	77	6,0	116,0	4,7	16,0	4,69	7,66	1,15	12	4,4	30,7	0,75	0	0	-0,06	0,42	0,42	0,09
Suikerbiet	64	11	111	3,9	19,4	4,5	7,4	1,3	13,5	1	31	0,73	0	0	-0,03	0,3	0,39	0,08
Tarwe	18	16	97	3,8	6,7	5,9	7,3	1,4	9,9	11	30	0,65	0	0	-0,03	0,16	0,21	0,07

Tabel B2.3 Overzicht van data en bodem - plantrelaties voor lood.

Gewas	n	Gehalte lood (mg/kg)				Bodemeigenschappen						Coëfficiënten Bodem-plantrelatie						
		Bodem		Gewas		pH		% OS		% klei		INT	SOM	Klei	pH	Q	R2	se(Y)
		min	max	min	max	min	max	min	max	min	max							
Aardappel	118	6	297	0,05	0,8	4,7	7,6	1,2	15	2	34	-0,91	0	0	-0,05	0,24	0,15	0,21
Andijvie	52	24	548	0,40	3,6	4,7	7,1	1,4	12	5	23	-0,03	-0,17	0,13	-0,09	0,31	0,16	0,17
Gerst	45	5	121	0,09	0,8	4,5	7,6	1,4	18,3	1	30	-0,41	-0,29	-0,06	0	0,06	0,09	0,21
Gras	115	11	680	0,70	9,8	3,8	7,5	2,1	69,2	1	41	-0,17	0,05	-0,17	-0,06	0,29	0,25	0,19
Maïs	85	6,0	590,0	1,00	4,1	4,23	7,47	1,7	22	0,5	37,4	0,23	-0,52	-0,14	-0,09	0,51	0,25	0,1
Sla	152	4,0	548,0	0,03	16,7	4,69	7,66	1,15	35,5	1,53	30,7	-0,65	0	-0,3	0	0,59	0,4	0,2
Spinazie	82	5	160	0,20	4,5	4,7	7,5	1,2	36,1	1	25	-0,42	0	-0,24	0	0,42	0,26	0,24
Suikerbiet	64	22	415	0,40	8,6	4,5	7,4	1,3	13,5	3	31	-0,64	-0,36	0	0,09	0,39	0,28	0,15
Tarwe	89	6,0	325,0	0,04	2,6	4,2	7,3	1,4	42,1	2	35,7	-0,44	-0,37	0	-0,14	0,65	0,37	0,34
Tomaat	40	5	280	0,04	2,6	4,2	7,3	1,4	42,1	2	28	-0,57	-0,1	-0,24	0	0	0,17	0,21
Waspeen	100	2	66	0,14	2,8	4,4	7,7	0,4	6,9	0	12	-0,52	-0,24	-0,12	-0,05	0,56	0,44	0,18

Tabel B2.4 Overzicht van data en bodem - plantrelaties voor zink.

Gewas	n	Gehalte zink (mg/kg)				Bodemeigenschappen						Coëfficiënten Bodem-plantrelatie						
		Bodem		Gewas		pH		% OS		% klei		INT	SOM	Klei	pH	Q	R2	se(Y)
		min	max	min	max	min	max	min	max	min	max							
Aardappel	25	41	538	12	25	4,7	7,3	1,2	7,5	4	25	1,23	-0,07	-0,15	-0,09	0,34	0,36	0,08
Andijvie	52	64	1474	51	353	4,69	7,14	1,4	11,95	4,6	23,3	3,17	-0,38	-0,23	-0,31	0,52	0,74	0,10
Gras ¹	33	71	1686	38	176	3,75	7,43	2,81	14,1	6,7	41,2	2,06	1,09	-1,05	-0,09	0,41	0,49	0,11
Gras ²	14	21	196	36	334	4,85	5,64	2,95	10,15	nd	Nd	2,98	-0,31	0	-0,38	0,7	0,83	0,12
Maïs ¹	39	18	1520	28	174	4,23	7,47	1,89	14,01	2,5	37,4	1,35	-0,14	-0,25	-0,17	0,81	0,68	0,13
Maïs ²	23	14	595	23	319	4,41	5,82	1,34	6,25	nd	nd	2,55	-0,09	0	-0,36	0,71	0,76	0,15
Prei Maas	15	40	104	18	33	4,9	7,4	1,1	2,5	4,7	16,1	1,98	-0,19	-0,44	-0,13	0,36	0,51	0,06
Sla	77	42	1474	40	203	4,69	7,66	1,15	11,92	4,4	30,7	2,76	0	-0,26	-0,21	0,34	0,71	0,08
Suikerbiet	112	49	1140	30	343	4,52	7,35	1,25	13,5	2,9	30,5	2,69	-0,71	-0,37	-0,41	1,13	0,67	0,14
Tarwe	18	85	1138	33	94	5,93	7,33	1,38	9,86	11,1	29,5	1,32	0	-0,24	-0,06	0,45	0,56	0,09

¹ generieke relatie

² relatie voor bodemtype 'zand', Q = reactief gehalte

Bijlage 3. Plant-dieroverdrachtsrelaties

Tabel B3.1. Plant-dieroverdrachtsrelaties voor vlees melk en verschillende organen van runderen en schapen.

Dier	Orgaan	BAF _{pd} ¹			
		Cd	Pb	As	Hg
Rund ¹	Nier	2,99	0,086	0,0692	0,638
	Lever	0,554	0,0404	0,0387	0,158
	Vlees	$3,3 \cdot 10^{-3}$	$1,3 \cdot 10^{-3}$	$1,6 \cdot 10^{-2}$	$9,2 \cdot 10^{-4}$
	Melk	$4,0 \cdot 10^{-5}$	$6,4 \cdot 10^{-4}$	$9,0 \cdot 10^{-4}$	$1,7 \cdot 10^{-4}$
Schaap ²	Nier	2,08	-	-	0,468
	Lever	1,85	-	-	0,0572
	Vlees	$2,9 \cdot 10^{-3}$	-	-	$9,4 \cdot 10^{-4}$

1 Schattingen van de BAF_{pd} voor runderen zijn gebaseerd op Van Hooft (1995) en als zodanig opgenomen in de Veterinaire Milieuhygiënewijzer (VHI, 1997).

2 Schattingen van de BAF_{pd} voor schapen zijn gebaseerd op Beresford et al. (1999). De gebruikte waarden zijn gebaseerd op de door hen berekende transfercoëfficiënt voor een blootstelling van 1000 dagen.

Bijlage 4. Overzicht toxiciteitsgegevens ecologische risico's

CAS	Stofnaam	n toetsen	logAvgChron NOEC mg/l (mu)	StDev	TMoA
319846	alfa-HCH	16	-0.548762442	1.11	CYCLO
319857	beta-HCH	3	-0.784176359	1.11	CYCLO
319868	delta-HCH	6	-0.535531793	1.11	CYCLO
71008	epsilon-HCH		-0.622823531	1.11	CYCLO
58899	gamma-HCH (lindaan)	118	-1.727320673	1.11	CYCLO
115297	alfa-endosulfan	97	-2.607358774	1.11	CYCLO
1031078	alfa-endosulfaat	1	-1.121478204	1.11	CYCLO
57749	Chloordaan	28	-2.053892096	1.11	CYCLO
118741	Hexachloorbenzeen	14	-0.818322177	1.11	CYCLO
309002	Aldrin	53	-2.049660155	1.11	CYCLO
60571	Dieldrin	84	-2.483492459	1.11	CYCLO
72208	Endrin	108	-2.973180055	1.11	CYCLO
465736	Isodrin	2	-3.071333752	1.11	CYCLO
297789	Telodrin	4	0.52226422	1.11	CYCLO
76448	Heptachloor	54	-2.23065187	1.11	CYCLO
1024573	Heptachloorepoxide	4	-1.83264852	1.11	CYCLO
53190	o,p'-DDD		-2.413767923	0.91	DDT
3424826	o,p'-DDE		-2.413767923	0.91	DDT
	o,p'-DDT		-2.413767923	0.91	DDT
72548	p,p'-DDD	22	-2.313858615	0.91	DDT
72559	p,p'-DDE	9	-2.55898264	0.91	DDT
50293	p,p'-DDT	146	-2.368462515	0.91	DDT
7440382	As	56	0.230899271	0.7	AS
7440439	Cd	264	-0.927230549	0.98	CD
7440473	Cr	41	-0.159826216	0.9	CR
7440508	Cu	267	-1.539190374	0.71	CU
7439976	Hg	146	-1.799529781	0.7	HG
7440020	Ni	66	0.001431337	0.79	NI
7439921	Pb	89	-0.102054716	0.88	PB
7440666	Zn	188	-0.463439945	0.72	ZN
87865	Pentachloorfenol	101	-1.231593435	0.69	OXPHO
120127	Anthraceen		-1.518758904	0.71	NPN
56553	Benzo(a)anthraceen		-2.452344556	0.71	NPN
50328	Benzo(a)pyreen		-2.784585239	0.71	NPN
191242	Benzo(ghi)peryleen		-3.305774538	0.71	NPN
207089	Benzo(k)fluorantheen		-2.784585239	0.71	NPN
218019	Chryseen		-2.452344556	0.71	NPN
85018	Fenanthreen		-1.518758904	0.71	NPN
206440	Fluorantheen	25	-2.029136515	0.71	NPN
193395	Indeno(123cd)pyreen		-3.129683279	0.71	NPN
91203	Naftaleen		-0.716137516	0.71	NPN
7012375	PCB28		-0.332412607	0.64	PCB
35693993	PCB52		-0.367897862	0.64	PCB
37680732	PCB101	4	-1.14946921	0.64	PCB
31508006	PCB118		-1.96946921	0.64	PCB
35065282	PCB138		-1.285903183	0.64	PCB
35065271	PCB153		-1.445903183	0.64	PCB
35065293	PCB180		-1.526311775	0.64	PCB
8683	Hexachloor-1,3-butadien	7	-1.529816597	0.3	ALKAR

RIVM

Rijksinstituut
voor Volksgezondheid
en Milieu

Postbus 1
3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl