

Uitspoeling van zware metalen uit landbouwgronden

Uitspoeling van zware metalen uit landbouwgronden

**Schatting van de bijdrage van uitspoeling uit landbouwgronden aan de
belasting van het oppervlaktewater: modelaanpak en resultaten**

**P.F.A.M. Römken
L.T.C. Bonten
R.P.J.J. Rietra
J. E. Groenenberg
A.C.C. Plette
J. Bril**

**Alterra-rapport 791
RIZA-rapport 2003.018**

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2003

REFERAAT

Römkens P.F.A.M, L.T.C Bonten, R.P.J.J. Rietra, J. E Groenenberg, A.C.C. Plette, J. Bril. 2003. *Uitspoeling van zware metalen uit landbouwgronden; Schatting van de bijdrage van uitspoeling uit landbouwgronden aan de belasting van het oppervlaktewater: modelaanpak en resultaten*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 791 / RIZA-rapport 2003.018. 94 blz. 19 fig.; 30 tab.; .9 ref.

Uitspoeling vanuit de bodem vormt mogelijk een belangrijke bijdrage aan de totale belasting van het oppervlaktewater met metalen. In een modelstudie is de uitspoeling op landelijke schaal gekwantificeerd middels een combinatie van een hydrologisch model en een bodemchemisch model. De totale bijdrage van uitspoeling op landelijke schaal aldus berekend varieert van 11% voor Pb tot bijna 50% voor Cd en Zn. Dit geeft aan dat de natuurlijke belasting vanuit de bodem voor de meer mobiele elementen als Cd en Zn significant bijdraagt aan de belasting van het oppervlaktewater. Mogelijk kan dit ook de verklaring vormen voor het voorkomen van verhoogde gehalten in het oppervlaktewater in niet specifiek belaste gebieden. Lokaal kunnen ook afwijkingen van Ni en Cu op deze wijze voor een deel verklaard worden.

Trefwoorden: zware metalen, uitspoeling landbouwgronden, modellering, grondwater, oppervlaktewater

ISSN Alterra 1566-7197

RIZA-rapport 2003.018 ISBN 9036954975

Dit rapport kunt u bestellen door €19,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 791. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2003 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info@alterra.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Woord vooraf	7
Verklarende Woordenlijst	9
Samenvatting	11
1 Inleiding	15
2 Modelbeschrijving	19
2.1 Opbouw model	19
2.2 Verdeling van zware metalen tussen vaste fase en bodemvocht	20
2.2.1 Algemeen	20
2.2.2 Afleiding van partitie relaties om de verdeling tussen vaste fase en bodemvocht te beschrijven	21
2.3 Hydrologische schematisatie en indeling van profielen	22
2.3.1 Selectie van representatieve eenheden en bodemchemische en hydrologische karakterisatie	23
2.3.2 Beschrijving van hydrologische input	25
2.4 Bodemeigenschappen en metaalgehalten in de geselecteerde bodemprofielen	29
2.4.1 Metaalgehalten in onderscheiden Bodemtype - Landgebruikcombinaties	29
2.4.2 Koppeling met overige bodemchemische eigenschappen	34
2.5 Samenvatting modelopbouw	35
3 Modevaluatie en vergelijking modelberekeningen – data	37
3.1 Evaluatie modelberekeningen	37
3.1.1 Berekende gehalten in lateraal, freatisch en verticaal uittredend water.	37
3.1.2 Verschillende laterale bijdragen aan oppervlaktewater	39
3.1.3 Effecten van landgebruik	40
3.1.4 Effecten van hydrologisch verschillende jaren	42
3.2 Vergelijking modelberekeningen met meetgegevens van het grondwater	43
3.2.1 Overzicht van gebruikte datasets	43
3.2.2 Vergelijking meetgegevens met modelberekening: freatisch grondwater	45
3.2.3 Vergelijking meetgegevens met modelberekening: ondiep grondwater	54
3.2.4 Vergelijking meetgegevens met modelberekening: oppervlaktewater	59
3.3 Beknopte model gevoeligheidsanalyse	60
3.3.1 Modelonzekerheidsanalyse partitievergelijkingen	60
3.3.2 Modelonzekerheid	61
3.3.3 Effect van variatie in invoer parameters op de schatting van de concentratie in het poriewater	65

4	Potentiële bijdrage van uitspoeling aan de belasting van oppervlaktewater in verhouding tot externe bronnen	69
4.1	Belasting van oppervlaktewater via externe bronnen: Veranderingen tussen 1990 en 2001.	69
4.2	Bijdrage van uitspoeling van zware metalen in verhouding tot externe bronnen in 2001	71
5	Conclusies en Aanbevelingen	79
	Literatuur	85
Aanhangsel 1	Bodemeigenschappen, zware metaalgehalten en zware metaalconcentraties in de geselecteerde bodemtype - landgebruikcombinaties	89

Woord vooraf

Uitspoeling van zware metalen vanuit de bodem naar het grondwater en oppervlaktewater vormt mogelijk een belangrijke bijdrage aan de belasting van het oppervlaktewater. In opdracht van het RIZA is daartoe een studie opgezet waarin nagegaan wordt in hoeverre het mogelijk is deze uitspoeling daadwerkelijk te kwantificeren en zo ja deze berekening op landelijke schaal uit te voeren en te vergelijken met gemeten directe belastingen van het oppervlaktewater.

In een verkennende studie (Römkens en de Vries, 2001) is eerder vastgesteld dat het mogelijk is de omvang van de uitspoeling te benaderen op basis van relatief eenvoudige modellen in combinatie met velddata. In het voorliggende rapport wordt het model beschreven dat gebruikt is om de uitspoeling uit verschillende bodemtypen te schatten. Met dit model is ook de uitspoeling op landelijke schaal geschat en vergeleken met de gemeten totale belasting van het oppervlaktewater in Nederland. Hierbij moet bedacht worden dat in deze fase uitsluitend de potentiële belasting is bepaald, d.w.z. de maximale uitspoeling die berekend is door de flux van bodemwater te vermenigvuldigen met de concentratie in het poriewater. Hierbij is rekening gehouden met lateraal transport vanuit de bodem direct naar het oppervlaktewater. Er is in de berekeningen echter geen rekening gehouden met wisselende hydrologische condities (natte en droge jaren) maar gebruik gemaakt van de condities in een standaard jaar. Hierbij is aangesloten op de systematiek zoals gezamenlijk ontwikkeld door RIVM, ALTERRA en RIZA (zie o.a. Kroes et al., 2001; Kroon et al., 2001).

Uiteraard heeft de hier beschreven methodiek beperkingen. Zo zal de hydrologie in meer detail meegenomen moeten worden en zullen meer gegevens van de ondergrond gegenereerd moeten worden om de betrouwbaarheid van de resultaten te vergroten. Ook zullen op termijn wellicht meer mechanistische modellen beschikbaar komen om de uitspoeling beter te kwantificeren. Hoewel de beperkingen van de methodiek dus onderkend worden, moet worden bedacht dat de bijdrage van uitspoeling uit de bodem tot op heden voornamelijk gebaseerd werd op metingen in een zeer beperkt aantal lysimeters, waarbij de gemeten waarden direct opgeschaald zijn van puntlocatie naar landelijk niveau. In dat opzicht vormt de hier gepresenteerde aanpak een eerste aanzet tot een meer procesmatig onderbouwde schatting waarbij vooral de effecten van verschillen in bodemtype op de uitspoeling beter gekwantificeerd kunnen worden.

Getracht is een aantal van de hiervoor genoemde beperkingen te verbeteren. De belangrijkste hiervan zijn:

1. het model rekent met drie verschillende deelfluxen. Op basis van de in STONE onderscheiden fluxen (naar greppels, sloten en kanalen), zijn de resultaten ook per flux onderscheiden. Dat maakt het mogelijk de effecten van oppervlakkige afspoeling te beoordelen.

2. De effecten van natte en droge jaren is geëvalueerd. Met de hydrologie uit een droog resp. nat jaar (1975, 1998) is gekeken in hoeverre de verschillen in hydrologie de omvang van de deelfluxen en de totale flux beïnvloeden.
3. De effecten van heterogeniteit binnen een eenheid zijn geëvalueerd. Door te rekenen met de werkelijke verdeling van landgebruik en bodemtype binnen een eenheid in plaats van de grootste gemene deler is bepaald in hoeverre de heterogeniteit binnen een eenheid de uitkomst beïnvloedt.
4. De onzekerheid in de gebruikte partitierelatie is bepaald. Met behulp van een statistische analyse waar o.a. de bijdrage van labfout in de metingen bij is gebruikt om de regressie af te leiden is in Genstat de onzekerheid van de schatting van de hier gebruikte bodemeenheden bepaald.

De auteurs

Verklarende Woordenlijst

<i>Aqua Regia:</i>	Sterk zure extractie (mengsel van geconcentreerd HCl en HNO ₃ in een verhouding van 3:1) om het totaalgehalte aan zware metalen in bodem en sediment te bepalen. Ook wel Koningswater destructie genoemd.
<i>CCDM</i>	Coördinatiecommissie doelgroepmonitoring. Commissie belast met het bewaken van de procesgang inzake de emissieregistratie
<i>Diep grondwater</i>	Grondwater dieper dan 30 m -mv (definitie RIVM).
<i>DOC</i>	Opgelost organisch koolstof in het bodemvocht (letterlijk.: Dissolved Organic Carbon). Gedefinieerd als alle opgelost organische koolstof in een bodemvocht monster (of water monster) dat door een 0.45 µm filter gaat
<i>Freatisch</i>	Grondwater dat in direct contact staat met de bodem (diepte grofweg tot maximaal 150 cm -mv) , soms ook wel 'bovenste grondwater' genoemd.
<i>Freundlich vergelijking:</i>	Wiskundige relatie die de verhouding van de verdeling vast - vloeibaar beschrijft op basis van een exponentiele curve. Deze kan via regressie worden afgeleid uit een dataset waarin zowel de hoeveelheid in de vaste fase als in de vloeibare fase bekend zijn
<i>GT:</i>	Grondwatertrap, variërend van I (zeer nat) tot VII* (zeer droog), deze wordt afgeleid op basis van de Gemiddelde Hoogste Grondwaterstand (GHG) en de Gemiddelde Laagste Grondwaterstand (GLG)
<i>Greppel</i>	Kleinste hydrologische eenheid die wordt onderscheiden in STONE (Zie ook <i>tertiaire flux</i>)
<i>ICPR</i>	International Committee for the Protection of the Rhine
<i>Inerte fractie:</i>	Dat deel van de hoeveelheid metalen in de bodem dat chemisch en biologisch niet beschikbaar is. Wordt bepaald (conditioneel) als het verschil tussen een totaal destructie (met een sterk zuur, zie ook <i>Aqua Regia</i>) en de <i>potentieel beschikbare fractie</i> .
<i>Kanaal</i>	Grootste onderscheiden hydrologische eenheid (Zie ook <i>primaire flux</i>)
<i>Laterale stroming:</i>	Totaal van alle fluxen die het oppervlaktewater bereiken via ondiep grondwater. In dit geval de som van de flux naar greppels, sloten en kanalen.
<i>MTR</i>	Maximaal Toelaatbaar Risico, grenswaarde voor (in dit geval) oppervlaktewater die als maat voor de (ecologische) kwaliteit wordt gebruikt.
<i>Ondiep grondwater</i>	Grondwater tot een diepte van 30 m -mv (definitie RIVM)
<i>Partitievergelijking</i>	Empirisch model op basis van een Freundlich vergelijking dat afgeleid wordt via regressie waarbij de verdeling van zware metalen tussen vaste fase en bodemvocht verklaard wordt met behulp van pH, organische stof, klei en DOC
<i>Potentieel beschikbare fractie:</i>	Hoeveelheid van een metaal in de bodem die beschikbaar is of beschikbaar kan komen om deel te nemen aan chemische en biologische processen. Vaak wordt de hoeveelheid

	geëxtraheerd met een verdund zuur of EDTA als indicatieve maat genomen.
<i>Primaire flux</i>	Flux van water naar waterlopen met een breedte van 3 tot 6 meter.
<i>Secundaire flux</i>	Flux van water naar waterlopen smaller dan 3 meter.
<i>Sloot</i>	Middelste hydrologische eenheid wat omvang betreft (zie ook <i>secundaire flux</i>)
<i>STONE</i>	Nutrientenemissiemodel waarin Nederland is verdeeld in 6405 ruimtelijke eenheden die elk een eigen hydrologische en chemische schematisatie kennen. (letterlijk: Samen Te Ontwikkelen Nutriënten Emissiemodel)
<i>Tertiaire flux</i>	Waterflux naar greppels en droogvallende waterlopen.
<i>Verticale stroming</i>	Flux van water (en in deze studie metalen) die via dieper (> 5 m -mv) grondwater het oppervlaktewater bereikt. Deze bijdrage is op dit moment niet meegenomen in de berekende belasting van het oppervlaktewater via uitspoeling.

Samenvatting

In de emissiejaarrapportage (CCDM, 2002) wordt jaarlijks de belasting (d.w.z. de emissie vanuit de bron in ton per jaar) richting het oppervlaktewater vanuit verschillende bronnen gekwantificeerd. Tot op heden zijn daarbij bekende emissies als industrie, verkeer, huishouden etc. gekwantificeerd. Op dit moment ontbreekt echter nog de bijdrage van uitspoeling vanuit de bodem. Dit is enerzijds het geval omdat gegevens op landelijk schaal ontbraken en anderzijds omdat deze bijdrage gedurende lange tijd als niet relevant (te klein) beschouwd werd. Uit een aantal inventariserende studies is echter gebleken dat deze bijdrage voor metalen als Cd en Zn substantieel zou kunnen zijn ten opzichte van bekende bronnen. Daarom is een studie uitgevoerd waarbij de uitspoeling vanuit de bodem naar grond- en oppervlaktewater modelmatig is berekend. Hierbij is het uitgangspunt geweest een model te ontwikkelen dat op basis van een beperkt aantal gegevens (klei, organische stof, pH en metaalgehalte per onderscheiden horizont) een schatting kan maken van de concentratie in het bodemvocht. Middels een koppeling met hydrologische gegevens wordt vervolgens het verticale en laterale transport van stoffen richting oppervlaktewater berekend. De benodigde hydrologische gegevens (in dit geval de waterfluxen door de verschillende bodemlagen) voor de hier geselecteerde representatieve gekozen bodem-landgebruikseenheden, worden voor de hier gebruikte jaren (3 in totaal) gegenereerd en zijn conform de invoer die momenteel in STONE gebruikt wordt om de uitspoeling van nutriënten te berekenen. Hierbij wordt zowel een laterale en verticale stroming onderscheiden waarbij aangenomen wordt dat de laterale stroming in eerste instantie naar het oppervlaktewater gaat terwijl de verticale stroming via het grondwater gaat en pas na langere tijd een bijdrage kan leveren aan de belasting van het oppervlaktewater. De laterale stroming is hierbij verdeeld in een drietal deelfluxen te weten de flux naar greppels (zeer korte verblijftijden die kan variëren van dagen tot weken), een flux naar sloten en een flux naar kanalen (verblijftijd oplopend tot een à twee jaar)

Op basis van een partitiemodel dat de adsorptie van zware metalen beschrijft, is voor een 16-tal bodemtype-landgebruikcombinaties de concentratie van Cd, Cu, Ni, Pb en Zn in lateraal en verticaal uittredend water berekend voor een drietal hydrologische situaties (droog, gemiddeld en nat). De aldus berekende concentraties in zand-, klei- en veengronden onder bos, grasland en akkerbouw komen in grote lijnen overeen met gemeten concentraties in het freatische en ondiepe grondwater die gemeten zijn in de grondwatermeetnetten van het RIVM, de Provincie Gelderland en ALTERRA. Vervolgens is voor elke bodemeenheid op basis van hydrologische gegevens afkomstig uit STONE de flux van metalen richting oppervlaktewater (laterale flux, opgedeeld in drie deelfluxen) en grondwater (verticale flux) bepaald. Door alle bodemeenheden vervolgens op te schalen naar een verdeling over Nederland is de bijdrage van uitspoeling t.o.v. die van andere bronnen bepaald.

In geval van de laterale flux neemt de hoeveelheid metalen die via uitspoeling het oppervlaktewater kan bereiken toe van resp. 13% (uitgedrukt als percentage van de

totale vracht die via andere bronnen in het oppervlaktewater komt) voor Pb, 43% (Cu), 61% (Ni), 86% (Cd) tot 96% voor Zn. Dit betekent dat voor de meeste metalen uitstroming via laterale stroming een wezenlijke bijdrage vormt aan de belasting van het oppervlaktewater. De bijdrage van verticale stroming, dwz de belasting van het grondwater, is voor Cd en Zn qua omvang groter dan de berekende laterale flux richting oppervlaktewater. Voor Cu, Pb en Ni daarentegen is de flux naar het grondwater geringer, in hoofdzaak vanwege de geringere (verticale) mobiliteit van deze laatstgenoemde elementen. De bijdrage van de verticale flux is hier echter niet meegenomen in de berekening van de bijdrage van uitspoeling aan de belasting van het oppervlaktewater. Vanwege de lange retentietijd is het aannemelijk dat een substantieel deel van de metalen die via verticale stroming de bodem verlaten uiteindelijk niet in het diepere grondwater en uiteindelijk het oppervlaktewater terecht komen.

Wanneer de bijdrage van alle bodemeenheden geclusterd wordt op hoofdbodetype (zand, klei en veen) dan blijkt dat de belasting via laterale stroming voornamelijk afkomstig is uit veengronden (tussen de 65% en 87% van de totale metaalvracht die via laterale stroming de bodem verlaat) en, in mindere mate, uit kleigronden (tussen de 6% en 26%) terwijl de belasting via verticale stroming naar het grondwater voornamelijk optreedt in zandgronden (> 90% van de totale vracht richting grondwater).

Wanneer een zelfde clustering gemaakt wordt op basis van landgebruik (in de categorieën gras, akkerbouw, maïs en natuur) dan wordt de laterale belasting voornamelijk bepaald door grasland en akkerbouw terwijl de belasting van grondwater afneemt in de volgorde natuur (29 - 69%), maïs (8 - 39%), akkerbouw (10 - 20 %) en grasland (11 - 14%). Deze laatste uitkomsten zijn in hoge mate een gevolg van het feit dat bepaalde landgebruiksvormen sterk gekoppeld zijn aan bodemtype. Zo is het landgebruik op veen vrijwel altijd grasland en zal daarom de bijdrage van grasland aan de laterale flux richting oppervlaktewater hoog zijn terwijl de bijdrage van natuur (hier gedefinieerd als bos en heide op droge zandgronden) gering is. Het tegenovergestelde geldt voor concentraties in het uitspoelende grondwater. Deze zullen het laagst zijn grasland op veen en het hoogst bij natuur (op zand).

De hier gepresenteerde *vrachten* zijn zoals gezegd een product van de waterflux en de concentratie. Dat heeft onder meer tot gevolg dat de bijdrage van zandgronden relatief klein is. Dit komt met name door de omvang van de waterflux (deze is klein vergeleken bij de nattere veen- en kleigronden). Wanneer echter alleen gekeken zou worden naar de *concentratie* in het uittredend water dan blijkt dat de aangetroffen concentraties van met name Cd en Zn en in mindere mate Cu en Pb in de zandgronden vele malen hoger zijn dan die in veen- en kleigronden (dit blijkt ook uit de metingen in het bovenste grondwater). In veel gevallen overschrijden de concentraties in het lateraal uittredend water in zandgronden ook de MTR waarden. Op zichzelf kunnen deze concentraties, ofschoon op landelijke schaal niet zwaar wegend wat betreft vracht, aanleiding geven tot lokale overschrijding van MTR waarden in het oppervlaktewater.

De uiteindelijke resultaten wat betreft de bijdrage van uitspoeling van metalen uit de bodem zijn in dezelfde orde van grootte als die van eerdere schattingen die op basis van een zeer beperkt aantal gegevens zijn gemaakt. Met de eerder toegepaste methodiek was het echter niet mogelijk een inschatting te maken van de bijdrage van specifieke bodemtypen en landgebruikvormen.

Het antwoord op de onderzoeksvraag is echter op basis van de hier gevolgde methodiek gelijk aan die van de eerdere schattingen namelijk dat *de bijdrage van uitspoeling via bodems een belangrijke bijdrage levert aan de belasting van het oppervlaktewater.*

1 Inleiding

Schattingen van de belasting van het oppervlaktewater met zware metalen zijn tot op heden nog slechts gebaseerd op lozingen vanuit puntbronnen zoals zuiveringsinstallaties en industrie. Het feit dat contaminanten en hier in het bijzonder zware metalen ook via het uitspoelende bodemwater het oppervlaktewater kunnen bereiken is tot op heden om twee redenen niet meegenomen in de beschouwing:

- i. er is van uit gegaan dat de binding van zware metalen aan de vaste fase in de bodem dermate sterk is dat uitspoeling geen grote bijdrage kan leveren (Jansen, 1988), en
- ii. er waren tot voor kort nog zo weinig goed gedocumenteerde gegevens over de gehalten aan zware metalen in bodem- en grondwater dat een schatting nog niet mogelijk of zinvol was.

De sterke binding van zware metalen aan bodemdeeltjes, de lange retentietijd van water in de meeste diepere aquifers en de veelal neutrale pH hierin, maken het inderdaad aannemelijk dat de vracht aan metalen die via het diepe grondwater het oppervlaktewater bereikt, onder normale omstandigheden gering zal zijn. Echter in situaties als in de Kempen is reeds aangetoond dat op den duur de belasting van het bodemoppervlak wel degelijk leidt tot een toename van de gehalten in het diepere grondwater en tot uitspoeling richting het oppervlaktewater. Omdat dit soort, voor Nederland, extreme situaties van diffuse bodemverontreiniging niet veel voorkomt is het echter niet waarschijnlijk dat uitspoeling via diep grondwater nu of in de nabije toekomst op landelijke schaal leidt tot verslechtering van de oppervlaktewaterkwaliteit. Echter, naast uitspoeling via het diepe grondwater speelt ook uitspoeling via meer oppervlakkig, lateraal, uittredend bodemwater of grondwater een rol. Afhankelijk van de grondwaterstand en het bodemtype kan tot 90 % van het totale, aan het bodemoppervlakte infiltrerende, water de bovenste 5 meter van het profiel lateraal verlaten richting het oppervlaktewater. Het is dan ook deze flux die wel voor een significante bijdrage aan de belasting van het oppervlaktewater kan zorgen.

Een indicatie - en tevens een bevestiging van bovenstaande hypothese - van het belang van uitspoeling in relatie tot de kwaliteit van oppervlaktewater wordt gevonden in metingen die zijn verricht in het landelijk gebied in o.a. Twente. In relatief onbelaste gebieden zijn in zowel grond- als oppervlaktewatergehalten aan metalen aangetroffen die boven de MTR-waarden liggen, maar die in overeenstemming zijn met gehalten zoals die in bodemvocht aangetroffen worden. Dat suggereert dat de aangetroffen gehalten in het oppervlaktewater daadwerkelijk (voor een deel) verklaard kunnen worden door uitspoeling. De link tussen de kwaliteit van oppervlaktewater enerzijds en bodem (en bodemkwaliteit) anderzijds maakt dat het realiseren van doelstellingen in het oppervlaktewater niet los gezien kunnen worden van activiteiten in het landelijk gebied.

Echter het inschatten van de kwaliteit van het bovenste grondwater en de relatie tussen bodem, bodemvocht, grondwater en oppervlaktewater werd tot voor kort bemoeilijkt door een gebrek aan data. Pas sinds begin 90-er jaren is o.a. door het RIVM en verschillende provincies een begin gemaakt is met het systematisch bemonsteren van grondwater onder verschillende vormen van landgebruik (akkerbouw, grasland, natuur) en bodemtype (klei, veen, zand) (Groot et al., 1996-1998, 2000). Ofschoon het vergelijken van data van verschillende meetnetten lastig is door verschillen in o.a. methodiek en bemonsteringsdiepte, kan worden geconstateerd dat de verschillen in grondwaterkwaliteit tussen de genoemde bodem- en landgebruikvormen groot zijn.

Uit de resultaten van de meetnetten blijkt onder meer dat de gehalten aan metalen met de diepte afnemen (Fraters et al., 2002). Dat bevestigt het idee dat de bijdrage van uitspoeling via diep grondwater (in niet specifiek belaste gebieden) geen of slechts een geringe wezenlijke bijdrage vormt aan de totale belasting van het oppervlaktewater.

Echter, de gemeten gehalten in het bodemvocht en het bovenste grondwater (0.5 tot 1 m -mv) zijn voor de meeste metalen een factor 10 tot 100 hoger dan die in het diepere grondwater. Lateraal transport van metalen uit de bovenste laag van de bodem en het bovenste watervoerende pakket zou daarom wel een significante bijdrage kunnen leveren. De eerste schattingen van de grootte van deze flux zijn tot op heden echter nog gebaseerd op een paar grove aannames. Zo is gebruik gemaakt van een gemiddeld gehalte in deze watervoerende pakketten dat weer is afgeleid van enkele metingen in drainwater. Hierbij is dus ook geen rekening gehouden met de verschillen in gehalten in bodemwater en grondwater die tussen verschillende typen van bodem en landgebruik gevonden worden. De schattingen van de totale omvang van uitspoeling naar het oppervlaktewater die gemaakt zijn op basis van deze gemiddelden lopen uiteen van 1 ton per jaar voor Cd, 35 ton per jaar voor Cu tot 60 ton per jaar voor Zn (Römkens et al., 2001). Deze hoeveelheden bedragen respectievelijk 48, 38 en 11% van de totale emissie naar het oppervlaktewater volgens de Emissie Jaarrapportage (CCDM, 2001).

De conclusie die op basis van deze ruwe schattingen getrokken kan worden is dat uitspoeling dus wel degelijk een bijdrage kan vormen aan de belasting van het oppervlaktewater lijkt op basis van deze eerste schatting redelijk. Om deze conclusie echter beter te onderbouwen is het essentieel dat meer gedetailleerde informatie betreffende de verschillen tussen bodems en landgebruiktypen meegenomen wordt bij de bepaling van de flux.

In deze studie wordt daarom een modelaanpak beschreven die de bijdrage van uitspoeling uit verschillende bodemtypen en onder verschillende vormen van landgebruik aan de belasting van het oppervlaktewater met zware metalen kan kwantificeren.

De in dit rapport beschreven aanpak is een verfijning van een eerder gepresenteerde methodiek (Römkens et al., 2002) waarin een aantal modelwijzigingen zijn doorgevoerd. Dit betreft onder meer het berekenen van de uitspoeling die optreedt via drie verschillende stroombanen: de flux naar de greppels (korte verblijftijden), die

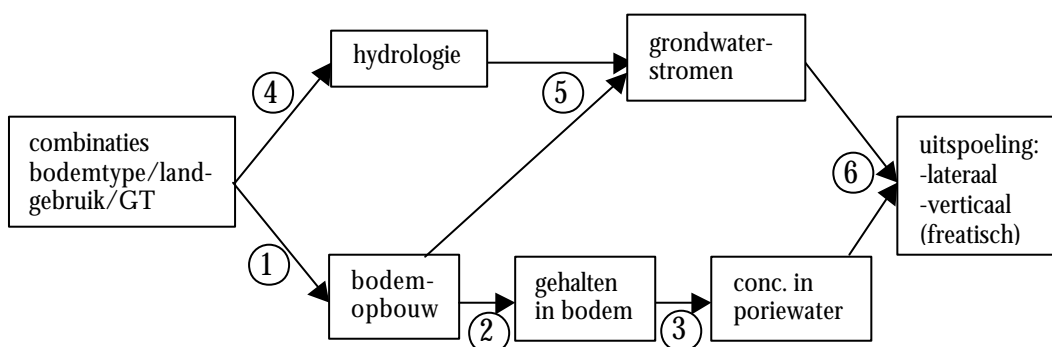
naar sloten en naar kanalen. Dit heeft het voordeel dat effecten van wisselende hydrologische condities (natte en droge jaren) inzichtelijk gemaakt kunnen worden (zie hoofdstuk 3). Daarnaast bevat het rapport een verbeterde validatie van het model op een aantal velddata namelijk de (in 2002 gemeten) samenstelling van het bovenste grondwater (zie hoofdstuk 3). Tenslotte is er een onzekerheidsanalyse uitgevoerd die inzicht geeft in de bandbreedte van de voorspellingen die met het chemisch-evenwichtsmodel zijn uitgevoerd.

Gezien de landelijke schaal waarop de berekening moet plaatsvinden is het in deze fase noodzakelijk te komen tot een aanzienlijke vereenvoudiging van de werkelijke situatie. Deze vereenvoudiging betreft zowel de keuze en indeling van de verschillende bodem- en landgebruiktypen als de beschrijving van het gedrag van metalen in de bodem in relatie tot bodemtype en belasting. Echter, de aanpak zoals beschreven in dit rapport laat wel ruimte voor een toekomstige verdere verfijning zowel wat betreft schaalniveau als de beschrijving van chemie en hydrologie. Uitbreiding en verfijning kunnen dan later gericht in die bodem- en landgebruikseenheden toegepast worden waarvan op basis van de hier beschreven modelberekeningen blijkt dat deze de voornaamste bijdragen vormen voor de belasting van oppervlaktewater.

2 Modelbeschrijving

2.1 Opbouw model

In onderstaande figuur is het model voor berekening van de uitspoeling van zware metalen naar het oppervlaktewater schematisch weergegeven.



Figuur 2.1. Schematische weergave van de modelwerking

Er is een keuze gemaakt van de meest voorkomende combinaties van bodemtype, landgebruik en grondwatertrap (GT) in Nederland. Per combinatie is een schematisatie (1) gemaakt van de bodemopbouw met bijbehorende bodemfysische en -chemische eigenschappen. Aan de hand van de bodemopbouw is een schematisatie (2) gemaakt van de gehalten van zware metalen in de grond. Aan de hand van adsorptie-evenwichten (3) is de concentratie van de zware metalen in het poriewater berekend. Bij elke combinatie van bodemtype, landgebruik en GT hoort een hydrologisch regime (4) van waaruit samen met de schematisatie van de bodemopbouw de grootte van grondwaterstromen (5) is berekend. Uit de grondwaterstromen en de concentraties in het poriewater is vervolgens de uitspoeling in laterale richting en in verticale richting berekend. Verder zijn de concentraties in het freatische (=bovenste) grondwater berekend teneinde een vergelijk te kunnen maken tussen modelberekeningen en veldgegevens van zware metalenconcentraties uit verschillende bodemmeetnetten.

De keuze van de combinaties van bodemtype, landgebruik en GT is uitgewerkt in paragraaf 2.3.1. De schematisatie van de bodemopbouw, hydrologie en berekening van de grondwaterstromen zijn uitgewerkt in 2.3.2. De schematisatie van de bodemopbouw wat betreft de bodemchemische eigenschappen en de metaalgehalten in de bodem is uitgewerkt in paragraaf 2.4. De modellen voor vertaling van de gehalten in de bodem naar concentraties in het grondwater zijn uitgewerkt in paragraaf 2.2. De uiteindelijke resultaten van de uitspoelingsberekeningen en de modelvalidatie is weergegeven in hoofdstuk 3.

2.2 Verdeling van zware metalen tussen vaste fase en bodemvocht

2.2.1 Algemeen

Het gedrag van zware metalen in de bodem wordt gestuurd door een groot aantal tegelijk optredende processen. In niet-verontreinigde aërobe bodems is adsorptie van metalen aan bodembestanddelen zoals organische stof, klei, en Fe- en Al-(hydr)oxiden het meest bepalend. Factoren zoals de zuurgraad, de aanwezigheid van opgelost organisch koolstof (DOC) en kationen als calcium spelen daarbij een belangrijke rol. De modelmatige beschrijving van het procesgedrag van zowel kationen als anionen op laboratoriumschaal is in de laatste jaren sterk verbeterd en heeft geleid tot een beter inzicht in de processen bij adsorptie en complexatie en het belang van de afzonderlijke bodemfactoren hierin (zie o.a. de Wit, 1992, van de Weerd, 2000; Rietra, 2001). De ontwikkeling en toepassing van mechanistische modellen die deze processen beschrijven is dan ook in een versnelling gekomen. Ofschoon de toepassing ervan op veldniveau, gezien de complexiteit van de bodem (heterogeniteit, variatie in samenstelling en gehalten), nog slechts op kleine schaal plaatsvindt (Temminghoff, 1998), is de verwachting dat 'opschaling' van meer mechanistisch georiënteerde modellen in de nabije toekomst tot een verbeterd inzicht zal leiden in de relatie tussen het voorkomen van stoffen in de bodem en effecten daarvan op grondwater en organismen. Gezien de eerder genoemde complexiteit en heterogeniteit is toepassing van meer empirische modellen op veldschaal op dit moment echter het hoogst haalbare (Römkens, 1998; Tiktak, 1999; Seuntjens, 2000). Op dit moment is daarbij het gebruik van meer of minder uitgebreide *partitierelaties* een voor de hand liggende keuze. Deze beschrijven het evenwicht van zware metalen tussen resp. de vaste fase en de vloeistoffase in de bodem waarbij een statistische relatie gebruikt wordt die het verband tussen beide fasen beschrijft aan de hand van 1 of meerdere bodemeigenschappen. Hierbij wordt in veel gevallen gebruik gemaakt van een Freundlich-vergelijking (Boekhold, 1992; Römkens, 1998; Tiktak, 1999):

$$\text{Log}Q_{\text{vaste fase}} = \alpha + \beta \cdot \log F_1 + \dots + \dots \mu \cdot \log F_z + n \cdot \log C_{\text{oplossing}}$$

Waarbij Q het gehalte van het metaal in de vaste fase is, C de metaalconcentratie in de bodemoplossing en F_1 t/m F_z bodemparameters zoals pH, gehalte aan organische stof en klei etc. Ofschoon een dergelijke relatie in principe alleen geldig is voor het bereik dat gedekt wordt door de ruimte van de bodemparameters, kan door deze ruimte groot te maken een meer algemeen toepasbaar model worden verkregen. Aangezien een dergelijk model werkt met algemeen toegankelijke bodemeigenschappen die voor een landelijke schaal voorhanden zijn, is de toepassing ervan op landelijke schaal mogelijk (Tiktak, 1999). Hierbij moet wel worden bedacht dat de geldigheid van een dergelijk model beperkt blijft tot aërobe systemen waarin adsorptie het belangrijkste metaalregulerende proces is. Zodra een systeem sterk gereduceerd is, en precipitatie van sulfiden de gehalten van de metalen gaat bepalen, kan dit model niet meer worden toegepast.

2.2.2 Afleiding van partitie relaties om de verdeling tussen vaste fase en bodemvocht te beschrijven

In deze studie is gebruik gemaakt van partitie relaties die zijn afgeleid uit een grote database met bodem- en bodemvochtgegevens van een 60-tal sterk uiteenlopende Nederlandse bodems. De 'bodemvocht'gegevens zijn verkregen door de grondmonsters met verschillende elektrolyten in het laboratorium te schudden (o.a. demiwater, NaCl, CaCl₂, Ca(NO₃)₂ en NaNO₃; Römken et al., 2002, 2003). Dit is gebeurd bij verschillende pH niveaus waardoor een bestand met 1450 grond-bodemvocht combinaties is verkregen. Eerder onderzoek aan partitierelaties afgeleid van velddata toonde aan dat de kwaliteit en variatie (wat betreft bodemtype) van beschikbare velddata onvoldoende zijn om op basis hiervan betrouwbare veldpartitierelaties af te leiden (Otte et al., 2000).

Binnen de genoemde set van 60 bodems -resultierend in totaal ruim 110 verschillende monsters omdat van sommige locaties monsters uit verschillende bodemlagen aanwezig zijn- is een grote range in organische stof gehalte (1 - 60%), pH (3 - 8), klei gehalte (1 - 60%) en metaalgehalte aanwezig. Op basis van een statistische analyse kon niet worden vastgesteld dat er in de set van monsters uit de ondergrond (> 50 cm - maaiveld) een ander verband bestaat wat betreft het metaalevenwicht tussen de vaste fase en het bodemvocht dan voor monsters uit de bovengrond.

In tabel 2.1 staan de resultaten voor Cd, Cu, Ni, Pb en Cu waarbij de volgende relatie is gefit:

$$\text{Log}[(Q_{\text{bodem}})/(C_{\text{extract}})^n] = \alpha + \beta \cdot \log[\text{klei}] + \gamma \cdot \log[\text{SOM}] + \delta \cdot \text{pH} \quad [1]$$

- Q_{bodem} = metaalgehalte in de bodem in 0,43 N HNO₃ in mol kg⁻¹
 C_{extract} = metaalgehalte in CaCl₂- of CaNO₃-extract in mol m⁻³ (mmol L⁻¹)
Klei = kleigehalte (%)
SOM = organische stof gehalte (%)
pH = pH in 0,01 M CaCl₂ extract
n, α , β , γ , δ = regressieparameters

Uiteindelijk kan uit vergelijking 1 de concentratie (C_{extract}) berekend worden bij een gegeven gehalte (Q_{bodem}) van een metaal in de bodem.

Ofschoon deze vergelijking is gebaseerd op de gemeten gehalten aan metalen in verdunde zoutextracten (en dus niet in bodemvocht monsters genomen onder veld condities) wordt aangenomen dat de concentraties in de CaCl₂- en CaNO₃-extracten een maat zijn voor de direkt beschikbare hoeveelheid metalen en voor de concentratie in het bodemvocht (Degryse et al., 2003).

Ofschoon deze relatie sterk lijkt op de standaard Freundlich-isotherm, is bij de afleiding niet C dan wel Q als te verklaren variabele genomen, maar de ratio van Q en C waarbij tegelijk de optimale waarde voor n is gefit. Dit is onder meer gedaan omdat bij gebruik van partitie relaties die in 1 richting zijn afgeleid (dwz waarbij hetzij C hetzij Q wordt verklaard) het statistisch gezien niet verantwoord is om daarna de andere variabele te gaan voorspellen met de aldus gevonden functie. Wanneer bijvoorbeeld de klassieke functie $Q = f(\text{pH}, \text{klei}, \text{SOM}, C)$ wordt gefit is het

niet verantwoord om vervolgens C op te lossen voor een gegeven Q. Wanneer echter zowel Q als C bij de te verklaren variabelen staan is dit wel mogelijk. Een meer uitgebreidere bespreking van deze vorm van afleiden van partitierelaties wordt elders beschreven (Römken et al., 2003).

Tabel 2.1. Partitie relaties voor Cd, Cu, Ni, Pb en Zn met organische stof, pH en klei als voorspellende variabelen

Metaal	Intercept α	klei β	SOM γ	pH δ	n	R ²	se(Y)
Cd	-5,01	0,27	0,65	0,29	0,54	0,77	0,37
Cu	-3,67	0,18	0,50	0,17	0,45	0,63	0,35
Ni	-5,39	0,39	0,75	0,34	0,49	0,89	0,28
Pb	-3,06	0,02	0,85	0,26	0,67	0,58	0,55
Zn	-4,96	0,36	0,51	0,52	0,77	0,85	0,41

Omdat voor elementen als koper en lood de invloed van DOC op de verdeling tussen vaste fase en bodemvocht van belang is, zijn ook partitie relaties afgeleid waarbij DOC is meegenomen (zie verg. 2 en data in tabel 2.2).

$$\text{Log}[(Q_{\text{bodem}})/(C_{\text{extract}})^n] = \alpha + \beta \cdot \log[\text{klei}] + \gamma \cdot \log[\text{SOM}] + \delta \cdot \text{pH} + \varepsilon \cdot \log[\text{DOC}] \quad [2]$$

Ofschoon DOC bij alle elementen behalve Cd een duidelijk effect had op de regressie analyse bleek de invloed op uiteindelijk verklaarde variantie van de term $\text{Log}[(Q_{\text{bodem}})/(C_{\text{extract}})^n]$ niet al te groot.

Tabel 2.2. Partitie relaties voor Cd, Cu, Ni, Pb en Zn inclusief DOC

Metaal	Intercept (α)	Klei (β)	SOM (γ)	pH (δ)	DOC	n	R ²	se(Y)
Cd	-4,84	0,28	0,70	0,27	-0,09	0,54	0,78	0,37
Cu	-2,75	0,23	0,62	0,13	-0,26	0,57	0,66	0,34
Ni	-4,95	0,39	0,84	0,32	-0,17	0,53	0,90	0,28
Pb	-2,49	0,07	0,98	0,22	-0,23	0,71	0,59	0,56
Zn	-4,59	0,39	0,61	0,49	-0,19	0,78	0,86	0,40

Bij de berekeningen van de gehalten in het bodemvocht is gebruik gemaakt van de relaties zoals gegeven in tabel 2.2. Het model in zijn vorm huidige kan echter ook worden gebruikt om de berekening uit voeren met de partitierelaties als gegeven in tabel 2.1.

2.3 Hydrologische schematisatie en indeling van profielen

In deze fase van de studie is er voor gekozen het model voor de berekening van de uitspoeling van zware metalen in eerste instantie toe te passen op een selectie van representatieve combinaties van bodemtype, landgebruik en grondwatertrap. De uiteindelijke selectie moet echter wel representatief zijn voor de situatie in Nederland

(i.v.m. opschaling naar landelijk niveau) en de belangrijkste typen wat betreft landgebruik, bodemsamenstelling en hydrologie omvatten.

Voor modeltoepassingen op landelijke schaal zijn op dit moment verschillende indelingen in gebruik. Voor een schatting van metaalgehalten op landelijke schaal is door Brus et al. (2001) een indeling naar organische stof, klei, pH en zware metalen voor de bovengrond gemaakt. Deze indeling doet, op dit moment, waarschijnlijk het meeste recht aan de ruimtelijke variatie van bodemeigenschappen en metaalgehalten. Om dat de indeling zich nu echter nog beperkt tot de bovengrond is deze voor deze modelstudie niet geschikt. Voor de berekening van de N- en P uit- en afspoeling wordt gerekend met de modelketen STONE met in totaal 21 bodemtypen en 7 grondwatertrappen (analoog aan de gangbare indeling op de bodemkaart, Kroes et al., 2001). In deze studie is besloten ook aan te sluiten bij de indeling van STONE (Kroon et al., 2001), waarvoor voor elke beschreven combinatie van bodemtype - en landgebruik een schematisatie van de waterbalans voorhanden is, zowel op jaarbasis als op dagbasis (Kroes et al., 2001). Dit maakt ook in de toekomst een toepassing op regionale schaal mogelijk omdat in STONE de hydrologie voor heel Nederland al geschematiseerd is.

2.3.1 Selectie van representatieve eenheden en bodemchemische en hydrologische karakterisatie

Het hele STONE bestand is op dit moment ingedeeld in plots variërend in grootte van 25 tot meer dan 20000 hectare waarbij aan elk plot een representatief bodemtype en landgebruik is gekoppeld. De hele lijst van plots is in eerste instantie geclusterd tot een indeling op bodemtype waarbij voor elk bodemtype weer een indeling naar grondwatertrap (GT) is gemaakt; de totale lijst van bodemtype - GT combinaties is weergegeven in tabel 2.3.

Tabel 2.3. Overzicht van indeling naar bodemtype en grondwaterklasse in STONE met bijbehorende oppervlakken (in hectare) per onderscheiden eenheid

Bodemtype STONE	Code STONE	codering Bodemkaart 1:50000	Oppervlak per GT klasse (ha)						
			I	II	III	IV	V	VI	VII
Koopveen	1	hVb, hVc	3006	73088	7163	706	4881	819	0
Kpveenzd	2	aVz, hVz	1725	49913	48594	3769	1300	1638	213
Klveenol	3	pVb, kVb	3763	74556	6369	0	263	1325	819
Klveenzd	4	kVz	1063	9000	6269	900	2356	331	0
Meerveen	5	iWz, iWp	194	14231	58244	15106	43413	19063	681
Veenklei	6	W0	0	20063	7456	269	0	0	0
Stuifznd	7	Zd20, Zd21	0	15869	3781	17481	1131	8306	91944
PodzLZ12	8	Hd21	0	0	0	0	256	88	37250
PodzolZ8	9	Hn21	0	3150	40231	16363	122725	223494	89444
PodzLZ8g	10	Hn21g	0	0	6413	3556	12325	11725	5969
PodzLZ8x	11	Hn23x	0	275	7338	769	97063	14338	1456
Enkeerdz	12	zEZ21	0	556	8688	950	6600	46763	99838
Beekeerd	13	pZg23	356	4650	74138	13863	10613	14756	7844
PodzLZ13	14	gHd30	0	969	1238	1856	1106	3469	90938
Zavel_M8	15	Mn25A	988	2881	18694	12500	69181	179231	25663
Lichklei	16	Mn35A, Rd90A, Rd90C	0	10175	23594	24919	54231	140125	59463
Zwarklei	17	Rn44C, gMn83C, kMn48C, Rn47C	0	763	48875	5819	76388	26513	8225
Klveenu	18	RvO1C, Mv41C	1425	37775	35600	8044	6431	5750	206
Kleizand	19	Mn22A	94	7638	50863	22025	15463	47288	16431
Kleigznd	20	Rn52A	0	0	2650	1463	2144	8181	1813
Leemleem	21	BLd6	0	494	4231	0	1288	10781	26775

Op basis van deze indeling is vervolgens een selectie uit deze bodemtypen gemaakt waarbij als criterium een minimaal oppervlakte van 40000 hectare is genomen. Verder is getracht een zo breed mogelijke selectie te maken waarbij alle belangrijke bodemtypen (m.u.v. löss) in de uiteindelijke selectie aanwezig zijn. In Tabel 2.4 is een selectie gemaakt van de belangrijkste grondwatertrap (GT) voor elk bodemtype uit Tabel 2.3. In tabel 2.4 staat de procentuele verdeling van landgebruik over de uiteindelijk geselecteerde bodemtypen. Voor de modelberekening wordt zowel gewerkt met het dominante landgebruik per bodemtype als representatief landgebruik (vetgedrukte cijfers in Tabel 2.4) als met de verdeling van de gegeven landgebruikstypen.

Tabel 2.4. Overzicht van verdeling naar landgebruik binnen bodemtype

STONE			landgebruik (%)				gekozen
naam	Code	GT ¹	gras	maïs	bouwland	natuur	
koopveen	1	II	79	0	2	19	Gras
kpveenzd	2	III	64	6	18	13	Bouwland ²
klveenol	3	II	96	1	1	2	Gras
meerveen	5	V	31	5	56	8	Bouwland
stuifznd	7	VII	2	0	1	97	Natuur
podzolZ8	9	VI	51	15	17	17	Gras
podzolZ8	9	VI	51	15	17	17	Mais ²
podzolZ8	9	VI	51	15	17	17	Bouwland ²
podzolZ8	9	VII	28	7	20	45	Natuur
enkeerdz	12	VI	69	18	14	0	Gras
enkeerdz	12	VII	53	24	18	5	Mais ²
podzolZ13	14	VII	11	2	3	84	Natuur
zavel_M8	15	VI	19	1	78	2	Bouwland
lichklei	16	VI	35	4	56	5	Bouwland
zwarklei	17	III	88	5	4	4	Gras
kleizand	19	VI	24	2	70	4	Bouwland

¹: belangrijkste grondwatertrap binnen de geselecteerde eenheid

²: Ofschon deze combinaties niet de grootste zijn binnen de geselecteerde eenheden zijn ze toch van belang omdat ze hetzij een combinatie representeren waarvan het belang voor uitspoeling wellicht toch groot kan zijn of omdat het totale oppervlak van de eenheid dermate groot is (bijv. het geval bij eenheid podzolZ8) dat ook 15% van deze eenheid nog een groot oppervlak beslaat en tevens een typerende bodemtype-landgebruikcombinatie is.

2.3.2 Beschrijving van hydrologische input

Voor de geselecteerde bodemtype-Gt-landgebruikcombinaties is ook de hydrologie geschematiseerd per laag van 5 cm tot een totale diepte van 5 meter –mv (in totaal dus 100 segmenten per profiel). Per segment is daarbij aangegeven:

1. De hoeveelheid water die vanuit de bovenliggende laag het betreffende segment binnen komt;
2. De hoeveelheid water die door het gewas uit het betreffende segment wordt opgenomen;
3. De hoeveelheid water die het segment lateraal verlaat;
4. Het watergehalte.

Voor elk van de onderscheiden bodemtype - landgebruik combinaties is een zgn. 'hyd' file gemaakt waarin deze 100 segmenten beschreven staan. Voorwaarde voor het goed functioneren van het model is namelijk dat de bodemchemische karakterisatie wat betreft de profieldiepte exact overeen komt met de hydrologische schematisatie. Het aantal onderscheiden bodemchemische lagen hoeft echter niet gelijk te zijn aan het aantal segmenten, dwz een bodemhorizont kan bestaan uit meerdere segmenten die bodemchemisch identiek zijn, maar die hydrologisch gezien verschillen.

De berekeningen zijn op jaarbasis uitgevoerd worden met jaargemiddelde waarden voor drie reële jaren: een gemiddeld hydrologisch jaar (1985), een nat jaar (1988), en een droog jaar (1976).

In tabel 2.5 is een overzicht gegeven van de jaar gemiddelde waterbalansen over het hele profiel waarbij onderscheid gemaakt is in neerslag, de som van interceptie en bodemevaporatie, plantopname, en verticale en laterale stroming (zowel de fluxen op 120 cm als op 500 cm -mv zijn gegeven). Voor de hydrologische schematisatie geldt dat er, in tegenstelling tot die van de algemene bodemeigenschappen, wel onderscheid gemaakt is naar landgebruik (gras, maïs, bouwland, natuur) en (uiteeraard) GT. In tabel 2.5 zijn alleen de waterbalansen voor de belangrijkste landgebruikstypen weergegeven.

Tabel 2.5 Overzicht van enkele hydrologische kengetallen van de gebruikte bodemtypen voor een gemiddeld meteorologisch jaar (1985); alle fluxen in mm water per jaar

Bodemtype	Land gebruik	Neer slag	Bodem Evaporatie + Interceptie	Gewas verdamping + opname	Flux			
					120 cm -mv		500 cm -mv	
					Vert.	Lat.	Vert.	Lat.
koopveen	gras	864	199	271	21	373	18	375
koopveen op zand	bouwland	866	187	64	350	226	132	475
klei op veen	gras	864	199	255	-5	414	-11	420
Meerveen	bouwland	866	187	130	497	32	202	276
Stuifzand	natuur	803	173	320	279	0	351	0
Podzol Hn21	gras	776	176	317	276	6	210	64
Podzol Hn21	maïs	776	204	194	359	0	407	0
Podzol Hn21	bouwland	866	187	164	502	0	475	22
Podzol Hn21	natuur	803	178	335	261	0	324	0
Enkeerd	gras	785	178	352	223	18	172	69
Enkeerd	maïs	776	204	194	358	0	352	0
Podzol Hn23	natuur	803	178	321	274	0	354	0
Zavel	bouwland	866	187	155	421	80	25	495
lichte klei	bouwland	771	217	194	289	48	-6	361
zwarte klei	gras	885	178	314	290	86	-6	398
klei op zand	bouwland	771	210	212	299	22	132	202

De totale laterale flux kan onderverdeeld worden in de primaire, secundaire en tertiaire flux die verschillende verblijftijden en stroombanen kennen, variërend van heel kort in de tertiaire stromingsbaan (naar bijvoorbeeld greppels) tot langer in de primaire flux richting beken en kanalen. Over een jaar gezien wordt verondersteld dat (en in een evenwichtssituatie) deze hele flux (som van primaire, secundaire en tertiaire flux) het oppervlaktewater bereikt. Dit hoeft voor een gegeven jaar echter niet zo te zijn, want een deel van met name de primaire flux kan er langer over doen voordat deze het oppervlaktewater bereikt (langere verblijftijd). Echter, over meerdere jaren bezien zal deze uiteindelijk wel het oppervlaktewater bereiken en zal de orde van grootte van de totale flux die in een jaar het oppervlaktewater bereikt wel overeenkomen met de hier gebruikte fluxen. Wel zou het in dat geval kunnen zijn dat de condities die optreden in de stroombanen van de primaire flux zodanig zijn dat

een deel van de metalen als gevolg van adsorptie en, in natte systemen, sulfideprecipitatie het oppervlaktewater niet meer bereikt. Tevens is het zo dat een verandering in de bodemkwaliteit via de tertiaire stroombanen relatief snel consequenties kan hebben voor de oppervlaktewaterkwaliteit. In deze studie wordt daarom ook gekeken hoe groot de bijdrage van de verschillende fluxen is aan de berekende belasting van het oppervlaktewater.

De speciatie van de totale laterale waterflux over de primaire, secundaire en tertiaire flux, verder te noemen: flux naar kanaal, sloot en greppel is in tabel 2.6 gegeven. Te zien is dat de laterale flux naar de greppel een groot aandeel vormt van de totale afvoer in geval van de veen- en kleigronden. Het is te verwachten dat de relatie tussen de bodemkwaliteit en de invloed op de kwaliteit van het oppervlaktewater bij deze bodems relatief snel is.

Tabel 2.6 Overzicht van waterflux richting oppervlaktewater voor een gemiddeld jaar bij de gebruikte bodemtypen (alle fluxen in mm water per jaar)

Bodemtype	Land gebruik	Flux			
		verticaal <i>op 5 m -mv</i>	lateraal		
			<i>kanaal</i>	<i>sloot</i>	<i>greppel</i>
Koopveen	gras	16	5	47	324
Koopveen op zand	bouwland	132	5	40	430
Klei op veen	gras	-13	6	57	358
Meerveen	bouwland	202	222	36	18
Stuifzand	natuur	352	0	0	0
Podzol Hn21	gras	210	44	20	0
Podzol Hn21	maïs	407	0	0	0
Podzol Hn21	bouwland	475	20	2	0
Podzol Hn21	natuur	324	0	0	0
Enkeerd	gras	172	6	24	40
Enkeerd	maïs	353	0	0	0
Podzol Hn23	natuur	354	0	0	0
Zavel	bouwland	25	4	22	468
Lichte klei	bouwland	-6	2	3	355
Zware klei	gras	-6	1	2	394
Klei op zand	bouwland	132	3	3	197

Berekend is ook het effect van verschillende weerjaren op de verdeling over de verschillende typen grondwaterstromen. In Tabel 2.7 is de flux gegeven voor een nat jaar (1998), een gemiddeld jaar en een droog jaar (1976). Te zien is dat de verdeling over de verschillende typen fluxen (greppel, sloot en kanaal) niet constant is voor verschillende weerjaren. In natte jaren kan er bijvoorbeeld afvoer zijn via greppels, zie bijvoorbeeld bij bodemtype-landgebruikcombinatie: podzol Hn21-gras, terwijl er in een normaal jaar of droge jaren geen afvoer is via greppels.

Het is de vraag of inzicht nodig is in extreme jaren om een uitspraak te doen over perioden van 10 of 20 jaren. Over het algemeen zijn de verschillen tussen het droge, gemiddelde en natte jaar niet extreem. Wat de gevolgen zijn voor de afvoer van zware metalen wordt in hoofdstuk 3 besproken. Op basis van de hydrologie is nu al te verwachten dat voor perioden van 10 of 20 jaren geen speciaal inzicht nodig is in

extreme jaren. Dit speciaal inzicht is mogelijk voor specifieke bodemtype-landgebruikcombinaties en voor specifieke regio's wel nodig.

Tabel 2.7 Effect van neerslag op verdeling van laterale flux over relatief traag (kanaal), minder traag (sloot) en snel (greppel) door de bodem verplaatsend water naar oppervlaktewater (alle fluxen in mm water per jaar).

Bodemtype	Landgebruik	Greppel			Sloot			kanaal		
		Nat	Gem.	Droog	Nat	Gem.	Droog	Nat	Gem.	Droog
koopveen	gras	557	324	132	68	47	32	7	5	1
koopveen op zand	bouwland	648	430	117	41	40	14	5	5	2
klei op veen	gras	594	358	152	67	57	35	7	6	1
meerveen	bouwland	71	18	0	51	36	2	274	222	108
stuifzand	natuur	0	0	0	0	0	0	0	0	0
podzol Hn21	gras	132	0	0	73	20	0	57	44	1
podzol Hn21	mais	0	0	0	0	0	0	0	0	0
podzol Hn21	bouwland	5	0	0	46	2	0	55	20	1
podzol Hn21	natuur	0	0	0	0	0	0	0	0	0
enkeerd	gras	0	40	0	1	24	0	1	6	0
enkeerd	mais	0	0	0	0	0	0	5	0	0
podzol Hn13	natuur	0	0	0	0	0	0	0	0	0
zavel	bouwland	664	468	196	28	22	9	5	4	2
lichte klei	bouwland	633	355	93	5	3	1	2	2	1
zwarte klei	gras	554	394	185	5	2	1	1	1	0
klei op zand	bouwland	474	197	45	5	3	1	3	3	1

Om nog een beter inzicht te krijgen in bodemtypes waarbij de bijdrage van de afvoer naar greppels relevant is, is in Tabel 2.8 de laterale flux gegeven met daarbij specifiek de bijdrage uit de eerste 50 cm. Dit is relevant omdat de meeste zware metalen zich bovenin het bodemprofiel bevinden. In Tabel 2.8 is te zien dat bij de veengronden de bijdrage uit de eerste 50 cm zeer groot is. Regio's met veel veengronden, en in mindere mate de kleigronden, hebben waarschijnlijk een relatief snelle relatie tussen effecten in de bodem en effecten op de flux naar het oppervlaktewater.

Tabel 2.8. Bijdrage van water uit bovenste 50 cm van het bodemprofiel dat relatief snel naar oppervlaktewater beweegt (greppel)

Bodemtype	Landgebruik	Bijdrage (in mm jr ⁻¹)			Bijdrage bovenste 50 cm aan rest van flux naar greppel (in %)		
		Nat	Gen.	Droog	Nat	Gen.	Droog
koopveen	gras	547	315	131	98	97	100
koopveen op zand	bouwland	58	39	10	9	9	9
klei op veen	gras	569	335	148	96	94	97
meerveen	bouwland	22	3	0	32	16	-
stuifzand	natuur	0	0	0	-	-	-
podzol Hn21	gras	78	0	0	59		
podzol Hn21	mais	0	0	0	-	-	-
podzol Hn21	bouwland	0	0	0	-	-	-
podzol Hn21	natuur	0	0	0	-	-	-
enkeerd	gras	0	0	0	-	-	-
enkeerd	mais	0	0	0	-	-	-
podzol Hn13	natuur	0	0	0	-	-	-
zavel	bouwland	60	26	12	9	5	6
lichte klei	bouwland	99	11	0	16	3	-
zwarte klei	gras	104	40	20	19	10	11
klei op zand	bouwland	22	0	0	5	-	-

2.4 Bodemeigenschappen en metaalgehalten in de geselecteerde bodemprofielen

2.4.1 Metaalgehalten in onderscheiden Bodemtype - Landgebruikcombinaties

Gedurende de laatste decennia is uitgebreid aandacht besteed aan de inventarisatie van de kwaliteit en bodemeigenschappen van de bovengrond. Dit heeft geleid tot een goed, landsdekkend inzicht in de variatie in pH, organische stof, textuur en metaalgehalten in de bovengrond. Voor de ondergrond is deze informatie in veel gevallen niet landsdekkend aanwezig. Met name over de metaalgehalten in de ondergrond is op dit moment nog slechts beperkt informatie voorhanden. Omdat in deze studie gewerkt wordt met representatieve profielen per gegeven STONE combinatie van bodemtype en landgebruiksvorm, is die lacune op dit moment nog niet beperkend. Voor het maken van regionale voorspellingen van de variatie in zware metaalconcentraties in bodem- en grondwater is dit gebrek aan ruimtelijke informatie wel een beperking. In de profielen zoals gegeven in bijlage 1 is voor elk bodemtype een schematisatie van organische stof, klei, pH en DOC gegeven. Hierbij zijn de gegevens over organische stof, kleigehalte en pH afkomstig uit de STONE database.

Om aan elk van de in de modelberekening gebruikte bodemprofielen toch een metaalprofiel te kunnen toekennen is hier gebruik gemaakt van enkele databestanden zoals het RIVM bodemmeetnet, en is er anderzijds aanvullend laboratoriumwerk

verricht. In tabel 2.9 staan de gegevens van de totaalgehalten zoals bepaald in 256 monsters afkomstig uit een 60-tal profielen die geselecteerd zijn uit het monsterbestand van ALTERRA en die een redelijk beeld geven van de verschillende bodemtypen. In al deze monsters is zowel het (pseudo)totaalgehalte (Aqua Regia) als ook de potentieel beschikbare fractie (0,43 N HNO₃, zie tabel 2.10) bepaald omdat deze als invoer in het model is gebruikt. In deze tabel zijn naast de elementen die in deze studie aan de orde komen (Cd, Cu, Ni, Pb en Zn) tevens de gehalten aan As en Cr gegeven. Deze zullen hier verder niet worden gebruikt.

De gehalten als vermeld in de tabellen 2.9 en 2.10 worden aangetroffen in bodems uit niet-specifiek belaste gebieden. In eerste instantie is een clustering gemaakt in klassen met een bepaald kleigehalte, hierbij zijn veenmonsters (< 5% van het totaal) niet meegenomen. Uit tabel 2.9 en 2.10 blijkt dan dat er op basis van een indeling naar kleigehalte (<2 % klei, 2 - 10% klei, 10 - 20% klei, 20 - 30 % klei en > 30% klei) voor elementen als Ni en Zn een duidelijke relatie bestaat met het kleigehalte wat er op wijst dat in de hier onderzochte gronden Ni en Zn van nature in kleimineralen voorkomen. Daarnaast is dit ook een gevolg van het feit dat bij hoge kleigehalten sterkere vastlegging optreedt dan in lichtere (zand)gronden. De potentieel beschikbare fracties zoals bepaald in een 0,43 N HNO₃ extractie staan gegeven in tabel 2.10. Deze zijn voor alle elementen (uiteraard) lager dan de totaal Aqua Regia extraheerbare gehalten. Ofschoon voor de meeste metalen de verschillen in de bovengrond tussen 0,43 N HNO₃ en Aqua Regia klein zijn, neemt de verhouding [0,43]/[AR] met de diepte sterk af.

In tabel 2.11 is voor alle elementen de verhouding tussen 0,43 N HNO₃ en Aqua Regia te zien. Hieruit blijkt dat met de diepte in een profiel een steeds groter deel van de totale metalen pool in de bodem in een zodanige vorm zit dat deze zelfs bij pH 1 (dat is de pH van een 0,43 N HNO₃ extract) niet (chemisch) beschikbaar is. Dit feit illustreert dat het niet zinvol is om voor modelberekeningen (maar in feite ook voor normstelling) uit te gaan van totaalanalyses waarbij het 'inerte' deel van het totale metaalgehalte mee geëxtraheerd wordt. Het gebruik van mildere extractie als 0,43 N HNO₃ en of EDTA is voor dit soort toepassingen dan ook noodzakelijk.

Het feit dat de ratio [0,43 N]/[AR] afneemt met de diepte is een gevolg van het feit dat de belasting van bodems met metalen voornamelijk in de bovengrond is opgetreden en er weinig of geen transport naar diepere lagen is opgetreden.

Uit de gegevens in tabel 2.11 blijkt verder ook dat de textuur (i.e. het kleigehalte) geen eenduidige invloed heeft op de verhouding tussen de hoeveelheden geëxtraheerd met 0,43 N HNO₃ en Aqua Regia. Alleen voor Cu en Zn is een lichte afname van de ratio tussen 0,43 N HNO₃ en Aqua Regia te zien als functie van het kleigehalte in de bovengrond. Een mogelijke verklaring hiervoor is de specifieke belasting van een deel van de zandgronden met beide elementen; deze komen namelijk in verhoogde concentraties voor in dierlijke mest. Aangezien een groot deel hiervan op zandgronden is opgebracht is, zijn de beschikbare hoeveelheden daardoor sterker gestegen dan die van kleigronden die niet met dergelijke hoeveelheden zijn verrijkt.

In tabel 2.12 en 2.13 staan de gegevens van het bodemmeetnet van de Provincie Gelderland (Japenga et al., 2000) en die van het Bodemmeetnet van het RIVM (Groot et al., 1996 - 1998, 2000). Hierbij is meer onderscheid gemaakt naar

landgebruiktype. De gehalten voor de elementen Zn, Cu, Pb en Cd komen in grote lijnen goed overeen met de in tabel 2.9 (Aqua Regia) gepresenteerde gegevens. De gehalten die genoemd staan onder bos in tabel 2.12 hebben betrekking op de gehalten in de minerale laag onder de strooisellaag. In tabel 2.13 is wel onderscheid gemaakt tussen de gehalten in de strooisel laag en die in de minerale laag. Daarbij is duidelijk te zien dat er accumulatie in de strooisellaag optreedt: de gehalten in de strooisellaag zijn 5 a 10 keer zo hoog als die in de minerale laag.

In het algemeen zijn de verschillen tussen de verschillende bodemtypen (hier zand, klei en veen) duidelijk groter dan die tussen verschillende landgebruiktypen binnen een bodemtype. Zo zijn vooral de gehalten in zandgronden beduidend lager dan in klei- en veengronden. Voor een meer uitvoerige beschouwing over de effecten van landgebruik op metaalgehalten wordt echter verwezen naar de desbetreffende RIVM documenten (Groot et al., 1996-1998, 2000). Op basis van de gegevens 2.9 t/m 2.13 zijn de profielen van de verschillende bodemtype-landgebruikcombinaties vervolgens geschematiseerd (zie bijlage 1).

Wat betreft de indeling in bodemtypen is daarbij aangesloten op de schematisering die in STONE is toegepast (Kroon et al., 2001; Kroes et al., 2001) die een indeling in 21 bodemtypen kent. Deze indeling is gevolgd omdat daarmee ook een koppeling met de hydrologische gegevens (waterfluxen door het profiel) gemaakt kan worden; deze zijn namelijk ingedeeld in dezelfde bodemtypen waarbij ze nog verder onderverdeeld zijn naar grondwatertrap. Omdat voor elk bodemtype bekend is wat de gehalten aan klei en organische stof zijn (tot op 5 meter diepte), zijn deze gegevens gebruikt om voor de ondergrond de bijbehorende metaalgehalten te schatten.

Deze indirecte manier van afleiden van de metaalgehalten is noodzakelijk omdat regionale of bodemtype-afhankelijke informatie over metaalgehalten in de ondergrond in relatie tot de hier gekozen bodemtypen vrijwel niet voorhanden is.

Tabel 2.9 Gemiddelde totaal-gehalten in boven- en ondergrond: Aqua Regia (mg kg⁻¹)

Element:	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Zand (< 2 % klei)							
0 - 30 cm	3,0	0,16	7,5	7,6	2,6	16,3	16,3
30 - 60 cm	2,4	0,08	7,2	3,1	3,9	5,9	11,7
60 - 90 cm	1,8	0,02	6,2	1,3	3,8	3,7	7,6
Lemig zand (2 - 10 % klei)							
0 - 30 cm	5,6	0,23	10,8	8,0	4,4	13,4	24,0
30 - 60 cm	3,2	0,10	8,4	3,4	4,5	7,0	11,1
60 - 90 cm	1,5	0,03	6,3	1,5	2,9	3,1	6,3
zavel (10 - 20 % klei)							
0 - 30 cm	5,1	0,22	14,9	9,6	8,3	19,3	36,9
30 - 60 cm	3,5	0,08	14,5	4,8	8,2	8,8	17,6
60 - 90 cm	3,1	0,03	18,6	3,3	7,4	5,6	13,1
Lichte klei (20 - 30 % klei)							
0 - 30 cm	10,4	0,33	33,7	13,1	17,8	23,5	55,7
30 - 60 cm	7,6	0,16	28,9	9,1	16,2	13,9	35,7
60 - 90 cm	6,2	0,10	28,3	8,3	16,3	11,4	30,4
Zware klei (> 30 % klei)							
0 - 30 cm	11,3	0,27	44,0	21,4	26,2	63,5	62,5
30 - 60 cm	10,4	0,13	48,9	13,1	29,5	26,1	48,2
60 - 90 cm	7,5	0,07	26,0	4,9	15,0	16,4	23,0

Tabel 2.10 Gemiddelde reactieve metaalgehalten in boven- en ondergrond: 0.43 N HNO₃ (mg kg⁻¹)

Element:	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Zand (< 2 % klei)							
0 - 30 cm	0,49	0,12	0,75	4,7	0,57	11,9	9,9
30 - 60 cm	0,22	0,04	0,61	1,9	0,24	2,6	3,4
60 - 90 cm	0,13	0,01	0,33	0,35	0,11	1,0	1,0
Lemig zand (2 - 10 % klei)							
0 - 30 cm	3,08	0,20	1,09	5,3	1,4	10,9	13,5
30 - 60 cm	1,03	0,06	0,64	2,2	0,94	4,6	4,7
60 - 90 cm	0,23	0,01	0,34	0,67	0,32	1,2	1,2
zavel (10 - 20 % klei)							
0 - 30 cm	2,04	0,18	1,1	6,0	1,7	13,9	17,7
30 - 60 cm	0,68	0,05	0,87	2,9	1,3	4,4	4,6
60 - 90 cm	0,41	0,01	1,5	1,1	0,92	1,9	2,0
Lichte klei (20 - 30 % klei)							
0 - 30 cm	2,58	0,29	2,2	7,2	3,7	16,4	22,1
30 - 60 cm	1,39	0,13	1,9	4,5	3,1	8,2	11,7
60 - 90 cm	0,60	0,06	1,7	2,3	1,9	5,6	8,9
Zware klei (> 30 % klei)							
0 - 30 cm	2,08	0,26	2,1	11,7	6,4	47,1	22,3
30 - 60 cm	1,21	0,09	2,3	6,0	5,0	8,5	11,9
60 - 90 cm	0,95	0,02	1,4	1,8	3,8	3,5	6,2

Tabel 2.11 De verhouding tussen het gehalte extraheerbaar in 0.43 N HNO₃ en Aqua Regia per textuurklasse en diepte (waarde vermenigvuldigd met 100)

Element:	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Zand (< 2 % klei)							
0 - 30 cm	16	75	10	62	22	73	60
30 - 60 cm	9	50	9	60	6	44	29
60 - 90 cm	7	50	5	28	3	27	13
Lemig zand (2 - 10 % klei)							
0 - 30 cm	55	87	10	66	31	81	56
30 - 60 cm	32	60	8	64	21	65	42
60 - 90 cm	15	33	5	45	11	39	19
zavel (10 - 20 % klei)							
0 - 30 cm	40	82	8	63	21	72	48
30 - 60 cm	20	63	6	61	16	50	26
60 - 90 cm	13	33	8	35	12	35	16
Lichte klei (20 - 30 % klei)							
0 - 30 cm	25	88	6	55	21	70	40
30 - 60 cm	18	81	7	49	19	59	33
60 - 90 cm	10	60	6	28	12	49	29
Zware klei (> 30 % klei)							
0 - 30 cm	18	96	5	54	24	74	36
30 - 60 cm	12	69	5	46	17	33	25
60 - 90 cm	13	29	5	38	25	21	27

Tabel 2.12 Gemeten (gemiddelde) gehalte in de bovengrond (Aqua Regia in mg kg⁻¹) in zandgebieden van Gelderland (Japenga et al. 2000)

Regio	Landgebruik	Metaal			
		Cu	Zn	Cd	Pb
Westelijk zandgebied	Gras	13,4	38,1	0,27	14,3
Centraal zandgebied	"	10,3	31,0	0,28	16,1
Oostelijk zandgebied	"	12,5	37,4	0,31	15,0
Overig	"	15,5	42,7	0,29	14,8
Westelijk zandgebied	Naaldbos	3,7	9,9	0,06	14,9
Centraal zandgebied	"	2,6	7,2	0,08	11,8
Oostelijk zandgebied	"	3,4	11,0	0,05	18,8
Overig	"	3,0	7,0	0,05	12,2
Westelijk zandgebied	Akker	16,8	26,9	0,19	22,6
Centraal zandgebied	"	9,7	19,3	0,18	23,5
Oostelijk zandgebied	"	15,5	31,3	0,27	23,1
Overig	"	14,4	33,3	0,21	24,0

Tabel 2.13 Totaalgehalten (Aqua Regia) in de bovengrond per landgebruiktype (Bodemmeetnet RIVM, in mg kg⁻¹)

	Metaal				Metaal			
	Zn	Cd	Pb	Cu	Zn	Cd	Pb	Cu
	<i>Bos op zand (strooisellaag)</i>				<i>Akkerbouw op zand</i>			
Min	37,5	0,3	32,5	10,2	15,9	0,11	8,6	8,0
Max	317,7	3,2	220,5	34,6	73,4	0,43	65,2	42,0
Avg	92,1	1,1	90,0	16,9	31,6	0,27	32,4	19,5
Med	68,5	0,8	84,2	16,0	27,9	0,28	34,4	17,7
	<i>Bos op zand (minerale laag)</i>				<i>Gras (melkvee intensief) op zand</i>			
Min	5,4	0,13	11,7	0,98	17,8	0,14	10,2	8,7
Max	23,6	0,51	58,5	5,3	64,6	0,47	23,0	14,8
Avg	10,1	0,28	23,9	2,5	31,9	0,29	15,4	11,3
Med	7,8	0,26	19,5	2,2	32,1	0,26	14,5	11,4
	<i>Gras (melkvee extensief) op zand</i>				<i>Gras (melkvee intensief) op veen</i>			
Min	13,5	0,09	7,1	5,9	31,7	0,33	16,9	7,4
Max	52,2	0,71	64,5	22,8	233,6	1,06	328,7	109,6
Avg	28,6	0,28	17,3	11,6	126,2	0,73	92,2	42,1
Med	26,9	0,26	14,2	10,6	148,3	0,76	62,3	48,2
	<i>Gras (varkens intensief) op zand</i>				<i>Gras (veeteelt) op klei</i>			
Min	18,6	0,20	9,8	9,3	57,1	0,34	26,0	14,6
Max	53,1	0,97	32,2	22,5	398,2	2,31	144,4	43,8
Avg	30,4	0,42	16,1	14,4	158,8	0,71	55,6	32,1
Med	28,9	0,37	14,9	13,3	138,2	0,56	46,8	32,5
	<i>Akkerbouw op klei</i>							
Min	35,2	0,19	13,0	7,1				
Max	377,6	1,26	104,8	48,6				
Avg	71,1	0,31	22,1	14,2				
Med	51,8	0,26	16,5	11,9				

2.4.2 Koppeling met overige bodemchemische eigenschappen

De in tabel 2.9 vermelde eenheden zijn uiteindelijk gebruikt bij de modelberekeningen. Per bodemtype is in STONE reeds een schematisatie uitgewerkt wat betreft textuur, organisch stofgehalte en pH-KCl. Hierbij is echter geen onderscheid gemaakt naar grondwaterklasse. In bijlage 1 staat een overzicht van de algemene bodemeigenschappen zoals die in de simulatie gebruikt zijn. In deze tabel staan een aantal bodemeigenschappen die niet direct voorhanden waren maar die via regressie zijn afgeleid uit andere bodemkenmerken. Omdat de modelsimulatie werkt met pH-CaCl₂ (0,01 M), als de pH van de bodemoplossing, en deze pH niet beschikbaar was, is deze berekend m.b.v. pH-KCl omdat tussen beide een goed verband gevonden is. Op basis van data in een database waarin voor een groot aantal gronden zowel pH-KCl als pH-CaCl₂ is opgenomen, is de volgende relatie afgeleid:

$$\text{pH-CaCl}_2 = -0,37 + 1,13 \text{ pH-KCl}$$

$$R^2 = 0.90, \text{ se}(Y) = 0.05$$

Ook voor opgelost organisch koolstof (DOC) is een dergelijke procedure gevolgd. Hier zijn twee verschillende vergelijkingen gebruikt die zijn afgeleid uit verschillende databases (hetgeen de verschillen in R^2 verklaart):

$$\log(\text{DOC}) = 2,04 + 0,73 \log(\text{OM}) - 0,17 \text{ pH CaCl}_2 \quad [3]$$

$$R^2 = 0.68, \text{ se}(Y) = 0.31$$

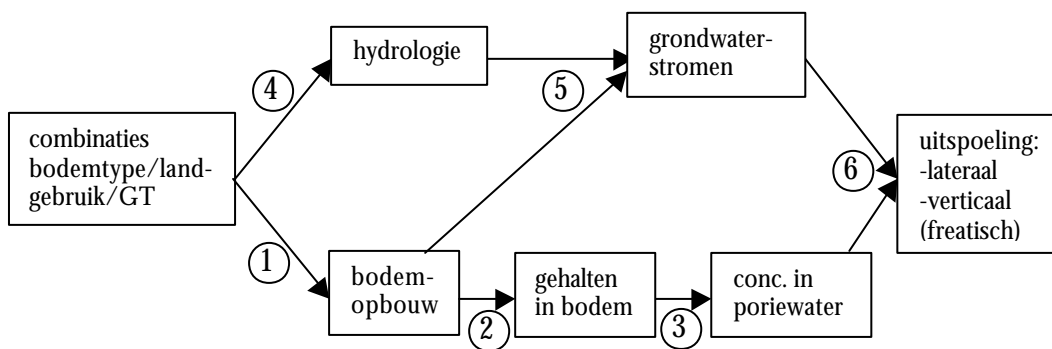
$$\log(\text{DOC}) = 2,51 + 0,88 \log(\text{OM}) + 1,39 \log(\text{SOL}) - 0,07 \text{ pH}_{\text{CaCl}_2} - 0,30 \log(\text{Fe}+\text{Al}) \quad [4]$$

$$R^2 = 0.56, \text{ se}(Y) = 0.37$$

Met (OM) = organische stof gehalte (%), (SOL) = verhouding vast : vloeibaar (m:m) in schudexperimenten, en (Fe + Al) = oxalaat-extraheerbaar Fe en Al in mmol kg^{-1} . Zoals te zien in bijlage 1 is de schatting voor DOC in de minerale bodems (d.w.z. alle bodems behalve de veengronden) van dezelfde orde van grootte. Voor veenbodems geeft verg. 4 waarbij ook het Fe-Al-ox gehalte wordt meegenomen een beduidend lagere, maar meer realistische schatting dan verg. 3 op basis van pH en organische stof alleen (overschatting). Voor veenbodems is dan ook gebruik gemaakt van verg. 4 terwijl voor de minerale bodems het gemiddelde gebruikt is van beide vergelijkingen.

In bijlage 1 is ook de indeling in bodemhorizonten gegeven waarbij elk profiel is ingedeeld in segmenten van 5 cm. De diepte van elke laag is aangegeven met twee segmentnummers die corresponderen met begin- en einddiepte.

2.5 Samenvatting modelopbouw



Figuur 2.2 Schematische weergave van de modelwerking (gelijk aan Figuur 2.1)

- de STONE-database van ALTEERRA, geeft een landdekkend beeld van de Nederlandse bodem, met behulp van 21 bodemtypen met elk 7 grondwatertrappen. Hieruit is een selectie gemaakt van de 14 meest voorkomende bodemtype-grondwatertrap combinaties;
- de fysische (doorlatendheid) en chemische bodemeigenschappen (klei-, organisch stofgehalte, pH) zijn geschematiseerd (1) in lagen met een dikte van 5 cm voor

- elke geselecteerde bodemtype-grondwatertrap combinatie tot een diepte van 5 m –mv;
- aan de hand van veldgegevens van het RIVM bodemmeetnet en veldgegevens van 60 bodemprofielen van ALTERRA zijn voor elk bodemtype de metaalgehalten in de bodem geschematiseerd (2) per bodemlaag van 5 cm. Deze schematisatie sluit aan bij de schematisatie van de bodemchemische eigenschappen;
 - de concentraties van zware metalen in het grondwater zijn berekend (3) uit de gehalten in de grond met behulp van partitierelaties op basis van kleigehalte, organisch stofgehalte, pH en DOC-concentratie. Deze partitierelaties zijn afgeleid door ALTERRA uit metingen van bodemgehalten en bodemvochtconcentraties in 110 verschillende monsters uit 60 verschillende bodemprofielen met een grote variatie in chemische bodemeigenschappen;
 - voor elk van de geselecteerde bodemtype-GT combinaties is een hydrologie opgelegd (4) voor vier verschillende vormen van grondgebruik (bouwland, mais, natuur en veeteelt) en drie verschillende meteorologische jaren (nat, droog en gemiddeld, resp. 1998, 1977 en 1985);
 - op basis van de opgelegde hydrologie en de fysische bodemeigenschappen zijn voor elk bodemtype-GT-landgebruik-meteo combinatie per 5 cm de laterale en verticale grondwaterstroom uitgerekend (5); tevens zijn de groottes van laterale stromen naar greppels, sloten en kanalen en de verticale stroom naar het diepe grondwater uitgerekend;
 - de grondwaterstromen per bodemlaag samen met de concentraties in het bodemvocht per bodemlaag geven de uitspoeling per bodemlaag (6). De gesommeerde laterale uitspoeling naar greppels, sloten en kanalen en de verticale uitspoeling naar het diepere grondwater is eveneens berekend;
 - de modelresultaten zijn vergeleken met veldmetingen van verschillende meetnetten van de zware metaalconcentraties in grondwater en oppervlaktewater.

3 Modevaluatie en vergelijking modelberekeningen – data

3.1 Evaluatie modelberekeningen

3.1.1 Berekende gehalten in lateraal, freatisch en verticaal uittredend water.

In tabel 3.1 staan de resultaten van de berekeningen van de gemiddelde metaalconcentraties in de laterale, verticale fluxen, en in het freatische (=bovenste) grondwater. Het betreft hier de berekende fluxen voor het dominante landgebruik waarbij in eerste instantie geen rekening is gehouden met de variatie *binnen* de gekozen eenheden (variatie in GT, bodemtype en landgebruik)

De concentratie in de laterale flux (naar greppel, beek en kanaal) is het gewogen gemiddelde dat berekend is uit de fluxen van de hier onderscheiden lagen (waarbij rekening is gehouden met de hoeveelheid water die uit elke laag stroomt, het is dus niet het gemiddelde van de berekende concentraties alleen). Het aandeel van de individuele lagen wordt hier niet weergegeven.

De concentratie in de verticale flux is de berekende concentratie op 5 meter (bij segment 100), hetgeen ruwweg overeenkomt met de concentratie die onder veldomstandigheden in het eerste watervoerende pakket aangetroffen wordt (ondiep grondwater, niet te verwarren met freatisch grondwater dat veelal minder diep begint).

De concentratie in het freatische water is de gemiddelde concentratie van de bovenste meter van het grondwater uitgaande van een gemiddelde grondwaterstand bij een gemiddeld hydrologische jaar (1985). De berekende concentraties in het freatische grondwater zijn niet van belang voor de uiteindelijke berekening van de uitspoeling. Echter in veel meetnetten van de bodem- en grondwaterkwaliteit wordt het freatische grondwater bemonsterd. Om een vergelijking te kunnen maken tussen modelresultaten en meetgegevens is daarom ook de concentratie in het freatische grondwater berekend en weergegeven in tabel 3.1.

De berekende gehalten in de laterale stroming (naar greppel) zijn vaak (veel) hoger dan die in de verticale stroming (Tabel 3.1). De berekende gehalten in het freatische water liggen meestal daartussen in of zijn als de gehalten in de verticale stroming. Het grote verschil tussen de gehalten in de laterale en verticale stroming komt in de eerste plaats doordat de gehalten aan zware metalen in de hier opgenomen profielen vrijwel altijd afnemen met de diepte. Zoals werd opgemerkt in paragraaf 2.2 neemt de hoeveelheid potentieel beschikbare metalen (zoals bepaald met 0,43 N HNO₃) extra af met de diepte (ten opzichte van de totale hoeveelheid als geëxtraheerd met Aqua Regia) vanwege de afnemende bijdrage van de belasting (mest, atmosfeer) met de diepte.

Tabel 3.1. Overzicht van berekende fluxgewogen concentraties aan Cd, Zn, Ni, Pb en Cu in lateraal (specifiek naar greppel), freatisch en verticaal uitspoelend water (mg/l)

Bodemtype	Landgebruik	Cd			Zn			Ni		
		Lat.	Freat.	Vert.	Lat.	Freat.	Vert.	Lat.	Freat.	Vert.
koopveen	gras	0,2	0,02	0	179	16	5	7,6	0,3	0,03
kpveenzd	bouwland	0,1	0,1	0,05	51	55	14	3,5	4	0,9
klveenol	gras	0,3	0,03	0	90	32	21	3,7	0,8	0,2
meerveen	bouwland	0,4	0,6	0,4	129	125	101	3,5	5	3
stuifznd	natuur		1,0	1,0		174	174		8	8
podzolZ8	gras		0,6	0,6		56	56		1,6	1,6
podzolZ8	maïs		*	1,4		*	95		*	1,6
podzolZ8	bouwland		1,4	1,4		95	95		0,3	0,3
podzolZ8	natuur		*	0,3		*	23		*	0,1
enkeerdz	gras	1,3	1,3	1,3	95	60	48	6,6	1,3	1,4
enkeerdz	maïs		1,3	1,3		48	48		0,2	0,2
podzlZ13	natuur		*	0,3		*	69	0,5	*	0,1
zavel_M8	bouwland	0,01	0,01	0,01	2	2	2	0,5	0,4	0,4
lichklei	bouwland	0,01	0,01	0,01	3	3	3	0,8	0,8	0,8
zwarklei	gras	0,02	0,001	0	15	3	3	3,3	0,4	0,4
kleizand	bouwland	0,007	0,007	0,01	0,2	0,2	0,2	0,02	0,007	0,01

Bodemtype	Landgebruik	Cu			Pb		
		Lat.	Freat.	Vert.	Lat.	Freat.	Vert.
koopveen	Gras	24	1,3	0,2	6,5	0,4	0,1
kpveenzd	bouwland	4,1	3,5	0,5	2,0	2,0	0,8
klveenol	gras	9,1	2,4	1,2	4,3	0,9	0,3
meerveen	bouwland	4,8	2,4	1,2	4,3	5,0	3,4
stuifznd	natuur		2,3	2,3		6,6	6,6
podzolZ8	gras		1,0	1,0		2,5	2,5
podzolZ8	maïs			2,0		*	2,8
podzolZ8	bouwland		2,0	2,0		2,8	2,8
podzolZ8	natuur		*	0,3		*	0,6
Enkeerdz	gras	2,3	1,3	0,9	2,0	1,4	1,2
Enkeerdz	maïs		0,9	0,9		3,2	3,2
podzlZ13	natuur		*	1,2		*	1,4
zavel_M8	bouwland	0,6	0,5	0,5	0,5	0,3	0,3
Lichklei	bouwland	1,3	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
Zwarklei	gras	5,7	3,3	3,3	2,7	0,9	0,9
Kleizand	bouwland	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1

*berekend grondwaterpeil lager dan 5 m -mv zodat geen berekening mogelijk is

Vanwege de veelal lagere gehalten in de ondergrond, in combinatie met soms een hogere pH in de ondergrond, zijn de modelberekeningen van de gehalten in de verticale fluxen voor vrijwel alle elementen laag. Toch is de spreiding in bijvoorbeeld de Cd concentraties in overeenkomst met de verwachte verschillen tussen zand-, veen- en kleigronden. De hier gepresenteerde gegevens hebben betrekking op de concentratie in een gegeven jaar. Er is daarom weinig of geen invloed van de

samenstelling van de bovengrond op de concentraties in het bodemwater in de ondergrond. Wanneer echter meerjarige simulaties worden uitgevoerd dan zal er op den duur wel degelijk een invloed merkbaar worden van de verschillen in de gehalten in de bovengrond (en landgebruik) op de concentraties in de ondergrond.

Ook voor de berekende concentraties in de verticale fluxen geldt dat die in zandgronden veelal hoger zijn dan die in veen- en kleigronden. Binnen de verschillende vormen van landgebruik op zandgronden (zie tabel 3.1) vallen vooral de hoge concentraties in landbouwgronden op in zowel de podzolen als de enkeerdgronden (incl. de maïspcelen). Dit is een gevolg van de combinatie van verhoogde gehalten als gevolg van mestgift en (met name) de licht zure pH. Daarnaast komt het effect van de zeer lage pH ook naar voren in de hoge berekende concentraties in de zandgronden met natuur (stuifzand en podz13).

3.1.2 Verschillende laterale bijdragen aan oppervlaktewater

Een aantal verschillende aspecten worden geïllustreerd aan de hand van cadmium. De hoge berekende gehalten in het lateraal uittredende water leiden niet automatisch tot grote laterale verliezen in de desbetreffende bodemeenheid. Zoals te zien is in Tabel 3.2 bedraagt de Cd concentratie in de meeste fluxen uit zandgronden ongeveer 0,5-1,3 $\mu\text{g l}^{-1}$ en uit de veengronden ongeveer 0,05-0,5 $\mu\text{g l}^{-1}$. Uiteindelijk is de laterale flux aan Cd uit zandgronden veel lager dan bij de veengronden omdat er maar een geringe laterale waterstroming in deze (droge) zandgronden optreedt.

De hier gerapporteerde gehalten in de laterale stroming komen overeen met eerder gerapporteerde gehalten aan Cd, Zn en Cu in bodemvocht (Römkens en Salomons, 1998 zie ook paragraaf 3.2) dat verkregen was door centrifugatie van bodemmonsters.

Interessant is verder dat gaat bij een aantal kleigronden en veengronden het aandeel van de laterale flux welke via de greppel zeer groot is. Bij dergelijke bodems is daarom de verwachting dat de relatie tussen het bodemvocht en de flux naar het oppervlaktewater heel direct is.

Tabel 3.2. Overzicht van Cd concentratie en flux richting oppervlaktewater voor een gemiddeld jaar via de verschillende stroombanen voor de dominante vormen van bodemgebruik

Bodemtype	Landgebruik	Concentraties ($\mu\text{g l}^{-1}$)				Fluxen (mg ha^{-1})			
		Vert.		Lateraal		Vert.		Lateraal	
		op 5 m -mv	kanaal	sloot	greppel	op 5 m -mv	kanaal	sloot	greppel
koopveen	gras	0,003	0,05	0,16	0,25	0,41	2,6	77	794
koopveen op zand	bouwland	0,05	0,06	0,06	0,13	64	3,2	25	559
klei op veen	gras	0,003	0,03	0,15	0,27	-0,3	1,99	87	965
meerveen	bouwland	0,42	0,44	0,46	0,43	838	986	166	75
stuifzand	natuur	0,96				3370			
podzol Hn21	gras	0,56	0,57	0,64		1170	254	129	
podzol Hn21	mais	1,43				5810			
podzol Hn21	bouwland	1,43	1,43	1,44		6790	290	22	
podzol Hn21	natuur	0,26				847			
enkeerd	gras	1,27	1,27	1,27	1,30	2170	71	300	519
enkeerd	mais	1,27				4460			
podzol Hn13	natuur	0,32				1140			
zavel	bouwland	0,01	0,01	0,01	0,02	2,7	0,50	2,5	75
lichte klei	bouwland	0,01	0,01	0,01	0,01	-0,74	0,27	0,43	49
zware klei	gras	0,001	0,01	0,01	0,02	-0,08	0,05	0,25	88
klei op zand	bouwland	0,01	0,01	0,01	0,01	9,2	0,19	0,23	15

3.1.3 Effecten van landgebruik

Landgebruik heeft naar verwachting enige invloed op de zware metaalgehalten in bodems. Dit is maar zeer gedeeltelijk meegenomen aangezien de kennis hiervan gering is. Wel is eenvoudig te zien dat landgebruik invloed heeft op het type beplanting en daardoor ook op de verdamping en hydrologie. In Tabel 3.3 wordt dit geïllustreerd voor Cd in koopveengronden. De verschillende typen landgebruik resulteren bijvoorbeeld in relatief grote verschillen in de laterale flux via de greppel bij grasland en bouwland.

Tabel 3.3. Cd-flux richting oppervlaktewater voor een gemiddeld jaar (mg/ha) bij koopveen op zand (GT III) per landgebruikvorm: de verschillen worden veroorzaakt door verschillen in hydrologie

Landgebruik	lateraal			verticaal
	kanaal	sloot	greppel	
Gras	27	290	75	-127 ¹
Mais	2	46	385	85
Bouwland	3	25	559	64
Natuur	97	179	417	-246

¹ negatieve fluxen betekenen kwelfluxen waarbij een netto waterbeweging richting profiel optreedt i.p.v. van de bodem ri. grond- en oppervlaktewater

Het meenemen in de berekening van de verschillende typen van landgebruik per bodemtype is rekenkundig eenvoudig. Hierbij dient rekening gehouden te worden met het eerder genoemde gebrek aan informatie over verschillen in metaalgehalten als gevolg van historisch landgebruik. In Tabel 3.4 zijn de verschillen weergegeven

tussen de resultaten indien gerekend wordt met enkel het dominante landgebruiktype of met de verdeling van de verschillende landgebruiktypen per bodemtype.

Te zien is dat bij de meeste bodemtypen de berekening met een representatief landgebruiktype vrijwel zeer vergelijkbare resultaten levert als de berekening met alle landgebruikstypen per bodemtype. De verschillen in de berekeningswijze hebben nauwelijks invloed op de totale laterale flux per bodemtype. De vergelijking is alleen ongunstig voor specifieke laterale fluxen in de gevallen dat het gekozen representatieve landgebruik niet representatief is (gekozen was bouwland op koopveen op zand, terwijl er meer gras voorkomt; gekozen is mais op enkeerd, terwijl ook hier meer gras voorkomt). Bij deze twee bodemtypen was gekozen voor deze niet-representatieve bodemgebruiken omdat deze bodemtypen wel belangrijk zijn, maar niet representatief, teneinde deze bodemgebruiken in de modelberekeningen toch mee te nemen (zie ook opm. 2. bij tabel 2.4). In een aantal andere gevallen is de vergelijking ongunstig omdat de specifieke laterale specifieke laterale waterflux zeer klein of nihil is bij het representatieve landgebruik terwijl er wel een flux is in de berekening met meerdere landgebruiktypen (overal waar 0 mg.ha⁻¹ staat in de “2” kolommen). Geconcludeerd wordt dan ook dat voor de berekening van de totale laterale en verticale flux aan zware metalen per bodemtype het gebruik van de meeste belangrijke landgebruikvorm in plaats van alle vier landgebruikvormen geen problemen geeft.

Tabel 3.4. Cd flux richting oppervlaktewater voor een gemiddeld jaar (mg/ha) berekend met gedetailleerde landgebruikvormen per bodemtype (1) en berekend op basis van “dominante” landgebruikvorm (2)

Bodemtype	“dominant” Landgebruik	Lateraal						Verticaal	
		kanaal		sloot		greppel		1	2
		1	2	1	2	1	2		
koopveen	gras	2	3	62	77	701	794	0.4	0.4
koopveen op zand	bouwland	30	3	214	25	223	559	-95	64
klei op veen	gras	2	2	84	87	943	965	0	0
meerveen	bouwland	854	986	390	166	78	76	497	838
stuifzand	natuur	3	0	0.8	0	44	0	3326	3370
podzol Hn21	gras	187	254	81	129	21	0	2847	1170
podzol Hn21	natuur	11	0	0	0	0	0	923	847
enkeerd	gras	65	71	329	300	668	519	2642	2170
enkeerd	mais	9	0	13	0	2	0	4140	4460
podzol Hn13	natuur	0.3	0	2	0	0	0	1154	1140
zavel	bouwland	0.7	0.5	2	3	67	75	4	3
lichte klei	bouwland	0.4	0.3	2	0.4	52	49	0.2	-1
zware klei	gras	0.1	0.1	0.3	0.2	98	88	0	0
klei op zand	bouwland	0.3	0.2	1	0.2	27	16	6	9

3.1.4 Effecten van hydrologisch verschillende jaren

Overwogen is of het gebruik van een gemiddeld hydrologisch jaar representatief is voor de metaalflux over periodes die voor beleidsvragen relevant zijn: 5-20 jaren. Dergelijke perioden bevatten natte en droge jaren en het is mogelijk dat natte of droge jaren extreem sterk meewegen indien een gemiddelde zou worden opgesteld voor dergelijke periodes.

In eerste instantie is gekeken wat de invloed is van natte en droge jaren ten opzichte van een hydrologisch gemiddeld jaar. Niet is meegenomen dat in natte of droge jaren de gebruikte partitierelaties kunnen veranderen. De gebruikte partitierelaties gelden voor de geoxideerde bovengrond van bodems. In geval van zeer natte jaren is het mogelijk dat reductie optreedt en dat met het oplossen van ijzer(hydr)oxiden ook zware metalen oplossen en dus minder sterk gebonden raken. Reductie kan in een sommige situaties, bij voldoende zwavel, ook een versterkte vastlegging geven in de vorm van metaalsulfides.

In Tabel 3.5 is het effect te zien van de veranderde hydrologie in natte en droge jaren op de Cd-flux ten opzichte van een gemiddeld jaar. De verschillen zijn vooral dan groot als een bepaalde flux in een bepaald hydrologisch jaar nihil is en in een ander jaar wel bijdraagt: bijvoorbeeld bodemtype podzol met gras heeft alleen in een nat jaar een belangrijke laterale flux.

Tabel 3.5. Effect van neerslag op verdeling van de Cd-flux over flux die zich relatief traag (kanaal), minder traag (sloot) en snel (greppel) verplaatst van bodemprofiel naar oppervlaktewater (alle fluxen in kg per jaar)

bodemtype	landgebruik	Greppel			Sloot			Kanaal		
		Nat	Gem.	Droog	Nat	Gem.	Droog	Nat	Gem.	Droog
koopveen	gras	82	46	20	8	4	3	0,27	0,15	0,09
koopveen op zand	bouwland	7	5	1	0,2	0,22	0,078	0,03	0,03	0,01
klei op veen	gras	125	69	33	9,6	6,2	4,7	0,23	0,14	0,09
meerveen	bouwland	8	2	0	5,6	4,0	0,3	29,6	24	12
stuifzand	natuur	0	0	0	0	0	0	0,32	0	0
podzol Hn21	gras	306	0	0	56	15	0	40	28,9	0,7
podzol Hn21	mais	0	0	0	0	0	0	0	0	0
podzol Hn21	bouwland	5	0	0	28	0,84	0	31	11	0,3
podzol Hn21	natuur	0	0	0	0	0	0	0	0	0
enkeerd	gras	0	*17	0	0,3	*10	0	0,34	*2,3	0,07
enkeerd	mais	0	0,0	0	0	0	0	1,6	0	0
podzol Hn13	natuur	0	0,0	0	0	0	0	0	0	0
zavel	bouwland	19	11	5	0,5	0,36	0,15	0,08	0,07	0,04
lichte klei	bouwland	9	4	1	0,1	0,03	0,01	0,02	0,02	0,01
zware klei	gras	9	4	2	0	0,011	0,005	0,005	0,002	0,001
klei op zand	bouwland	1,9	0,5	0,1	0	0,008	0,003	0,008	0,006	0,003

*onduidelijk is waarom de opgegeven hydrologie hier sterk afwijkt van de verwachting

Gesommeerd voor heel Nederland zijn de effecten van verschillende meteorologische jaren gegeven in Tabel 3.6. Het is duidelijk dat een droog jaar en een nat jaar samen niet hetzelfde is als de som van twee gemiddelde jaren. Dit heeft te maken met het feit dat de uiteindelijke flux van metalen naar het oppervlaktewater niet lineair toe- of afneemt met de hoeveelheid water die netto naar het

oppervlaktewater gaat. In een nat jaar neemt namelijk niet alleen de netto waterflux toe, maar met name ook de waterflux uit de hogere bodemlagen. In deze bodemlagen zijn de metaalgehalten hoger waardoor de flux van metalen (= Σ volume water laag i * concentratie in laag i) meer dan lineair stijgt met toenemende waterflux. In hoeverre dit effect de netto belasting beïnvloedt heeft sterk te maken met de verdeling van de waterfluxen uit de verschillende bodemlagen (hydrologische schematisatie). Wanneer een hogere waterflux (nat jaar) alleen betekent dat er meer water uit *dezelfde* bodemlagen (als in een droog jaar) uitspoelt dan zal de netto belasting lineair stijgen met de waterflux. Indien een hogere waterflux ook betekent dat er meer water (lateraal) uitspoelt uit de hogere bodemlagen dan stijgt de netto belasting van het oppervlaktewater meer dan lineair.

De uiteindelijke verschillen zijn echter niet heel groot en de schattingen van de orde van grootte van de uitspoeling gebaseerd op de gedetailleerde berekeningen leiden daardoor dan ook niet tot sterk gewijzigde belastingen van het oppervlaktewater voor de verschillende jaren.

Tabel 3.6. Totale flux voor Cd, Cu, Pb en Zn (ton jaar⁻¹)

		laterale stroming			Totaal	verticaal
		kanaal	sloot	greppel		
Cd	Gem.	0,19	0,16	0,43	0,78	3,6
	Droog	0,045	0,037	0,15	0,232	3,2
	Nat	0,27	0,31	1,39	1,97	3,8
Zn	Gem.	30	35	166	231	348
	Droog	11	14	68	93	289
	Nat	43	66	553	662	370
Cu	Gem.	0,6	2,2	23	25,8	6
	Droog	0,2	1,3	9	10,5	4
	Nat	0,9	3,7	57	61,6	6
Pb	Gem.	1,1	1,6	9	11,7	12
	Droog	0,4	0,7	4	5,1	10
	Nat	1,5	2,6	21	25,1	13

3.2 Vergelijking modelberekeningen met meetgegevens van het grondwater

3.2.1 Overzicht van gebruikte datasets

Voor de vergelijking van de modelresultaten met veldmetingen moet onderscheid worden gemaakt tussen meetgegevens voor het freatische grondwater (het grondwater direct onder het grondwatervniveau), het ondiepe grondwater (5-15 m -mv), en het oppervlaktewater.

Door verschillende provincies (o.a. Drenthe, Gelderland, Zuid-Holland) zijn op dit moment meetnetten ingericht om de gehalten aan zware metalen in het grondwater te monitoren. In veel gevallen betreft dit echter grondwaterputten die dieper (>10 m -mv) zijn dan de diepte waarop de modelvoorspelling die hier gepresenteerd wordt betrekking heeft.

Daarnaast komt het regelmatig voor dat de gemeten gehalten twijfelachtig zijn in verband met verontreiniging via bodem en/of filter. Bovendien is de regelmaat waarmee in de meeste gevallen gemeten wordt te laag om in te kunnen schatten of de waarde van een meting al dan niet als 'uitschieter' betiteld kan worden.

Freatisch grondwater

Wat betreft het freatische grondwater (<5 m -mv) zijn er drie meetnetten die wel voldoende gegevens bevatten om in ieder geval voor een deel van de bodemeenheden de vergelijking te kunnen maken tussen modelberekeningen en veldgegevens. Het betreft hier de gegevens van:

1. het bodemmeetnet van het RIVM (Groot et al., 1996 - 1998, 2000);
2. een onderzoek naar de kwaliteit en samenstelling van het freatische grondwater in de Provincie Gelderland (Japenga et al., 2000). Een beperking van deze laatste dataset is echter wel dat deze voornamelijk betrekking heeft op zandgrond;
3. een meetnet voor de grondwaterkwaliteit van uitspoelinggevoelige gronden in landbouwgebieden (Bonten, 2003). Evenals de voorgaande dataset betreft het voornamelijk metingen op zandgrond.

De bovengenoemde meetgegevens voor het freatische grondwater worden vergeleken met de berekende concentraties voor het freatische grondwater en de berekende concentraties voor de laterale flux.

Ondiep grondwater

Gegevens van dieper grondwater zijn gerapporteerd in een landelijk onderzoek door van Drecht et al. (1996) waarbij onderscheid is gemaakt tussen het grondwater van 5 tot 15 meter -mv (ondiep grondwater) en dat van 15 tot 30 meter -mv (middeldiep grondwater). De gegevens in dit onderzoek zijn gebaseerd op metingen van:

1. het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (RIVM), met filters op 10, 15 en 25 m -mv;
2. vijf provinciale meetnetten grondwaterkwaliteit (Gr, Gld, NH, ZH, NB), met filters met variërende filterdiepte.

De meetgegevens van de filters op 10 m -mv van het Landelijke Meetnet Grondwaterkwaliteit worden vergeleken met de berekende concentraties van de verticale flux.

Oppervlaktewater

Tenslotte wordt een beknopt overzicht gegeven van de kwaliteit van de belangrijkste oppervlaktewateren in 1998 (CIW, 2001). Hierbij moet wel worden bedacht dat de samenstelling van deze wateren zeker niet alleen door regionale factoren bepaald wordt, maar ook door (inter)nationale.

3.2.2 Vergelijking meetgegevens met modelberekening: freatisch grondwater

Meetgegevens

Een overzicht van de resultaten van metaalconcentraties in het freatische grondwater van het grondwatermeetnet voor uitspoelingsgevoelige gronden, het bodemmeetnet van het RIVM en het grondwatermeetnet van Gelderland is gegeven in Tabellen 3.7, 3.8 en 3.9.

Tabel 3.7 Overzicht van gemeten concentraties aan zware metalen in freatisch grondwater voor uitspoelingsgevoelige gronden (Bonten et al., 2003)

	Metaal				
	Zn (µg/l)	Cu (µg/l)	Ni (µg/l)	Cd (µg/l)	Pb (µg/l)
<i>Akkerbouw op zand (n=179)</i>					
10-percentiel	5,0	1,5	3,8	0,01	0,06
mediaan	43,5	10,1	7,2	0,15	0,67
90-percentiel	175,5	35,1	34,7	0,74	3,9
<i>Gras op zand (n=145)</i>					
10-percentiel	5,0	2,3	1,4	0,03	0,04
mediaan	26,7	10,3	4,4	0,14	0,66
90-percentiel	204,1	34,4	36,6	0,81	3,2
<i>Akkerbouw op veen (n=2)</i>					
10-percentiel	37,9	3,1	11,6	0,05	0,55
mediaan	58,9	7,0	13,7	0,12	1,16
90-percentiel	79,8	11,0	15,8	0,18	1,8
<i>Gras op veen (n=4)</i>					
10-percentiel	28,3	1,9	7,1	0,07	0,28
mediaan	33,9	4,6	18,3	0,08	0,65
90-percentiel	36,7	12,8	25,1	8,9	4,8
<i>Akkerbouw op klei (n=3)</i>					
10-percentiel	5,0	1,5	3,1	0,01	0,10
mediaan	5,0	1,9	8,6	0,041	0,15
90-percentiel	11,2	1,9	9,0	0,08	0,19
<i>Gras op klei (n=1)</i>					
10-percentiel	-	-	-	-	-
mediaan	59,2	3,4	33,6	0,36	0,05
90-percentiel	-	-	-	-	-

Tabel 3.8 Gemeten (gemiddelde) concentraties in het bovenste grondwater en/of bodemvocht (in **µg l⁻¹**) in zandgebieden van Gelderland (Japenga et al. 2000)

Regio	Landgebruik	Metaal			
		Cu (µg/l)	Zn (µg/l)	Cd (µg/l)	Pb (µg/l)
Westelijk zandgebied	Gras	10,1	18	0,2	1,3
Centraal zandgebied	"	5,5	32	0,3	1,6
Oostelijk zandgebied	"	12,9	36	0,5	1,3
Overig	"	9,6	19	0,1	1,3
Westelijk zandgebied	Naaldbos	12,3	158	2,3	18,0
Centraal zandgebied	"	9,2	138	2,2	10,1
Oostelijk zandgebied	"	15,1	413	5,2	13,3
Overig	"	11,0	250	3,9	15,2
Westelijk zandgebied	Akker	32,3	165	1,1	9,7
Centraal zandgebied	"	23,9	150	1,3	9,4
Oostelijk zandgebied	"	28,9	124	1,6	10,2
Overig	"	26,1	197	1,7	9,2

Tabel 3.9 Overzicht van gemeten concentraties van Cd, Cu, Pb, Ni en Zn in freatisch grondwater (RIVM, n=20 voor iedere vorm van landgebruik, Groot et al., 1996 - 1998, 2000)

	DOC (mg C/l)	Metaal				
		Zn (µg/l)	Cd (µg/l)	Pb (µg/l)	Cu (µg/l)	Ni (µg/l)
<i>Bos op zand</i>						
Min	n.a.	88	0,28	0,47	1,27	3,08
Max	n.a.	2,46	23,4	4,7	34,5	260,1
Avg	n.a.	419	2,8	1,65	8,0	26,6
Med	n.a.	282	0,70	1,10	5,1	10,0
<i>Akkerbouw op zand</i>						
min	14	13	0,10	1,28	7,6	2,5
max	77	98	0,49	3,3	24,8	37,0
avg	47	41	0,25	2,3	13,6	12,0
med	50	33	0,25	2,3	12,1	7,3
<i>Gras (melkvee extensief) op zand</i>						
min	7	24	0,06	0,50	0,69	n.a.
max	59	306	1,70	4,8	21,8	n.a.
avg	20	110	0,59	1,57	9,7	n.a.
med	19	97	0,45	1,50	10,0	n.a.
<i>Gras (melkvee intensief) op zand</i>						
min	7	5	0,05	0,50	5,4	n.a.
max	61	260	1,55	7,5	16,3	n.a.
avg	22	98	0,69	2,2	10,3	n.a.
med	17	93	0,68	1,56	10,3	n.a.
<i>Gras (varkens intensief) op zand</i>						
min	n.a.	23	0,10	0,57	3,7	1,89
max	n.a.	242	1,43	6,2	28,4	105,9
avg	n.a.	82	0,48	1,98	13,8	16,3
med	n.a.	64	0,38	1,58	11,4	10,6
<i>Gras (melkvee intensief) op veen</i>						
min	n.a.	13	0,01	1,51	0,67	1,58
max	n.a.	78	0,09	22,2	89,6	10,3
avg	n.a.	34	0,04	7,4	14,6	5,5
med	n.a.	33	0,03	5,5	6,1	4,7
<i>Akkerbouw op klei</i>						
min	6	<6,5	<0,06	<0,2	<0,7	0,8
max	22	183,1	1,25	12,8	17,2	159,3
avg	n.a.	15,3	0,10	2,2	4,0	7,2
med	7					
<i>Melkvee op klei</i>						
min	2	<6,5	<0,06	<0,2	<0,7	1,0
max	27	45,8	0,37	4,1	44,8	21,4
avg	n.a.	14,1	0,07	0,86	7,1	3,9
med	12					

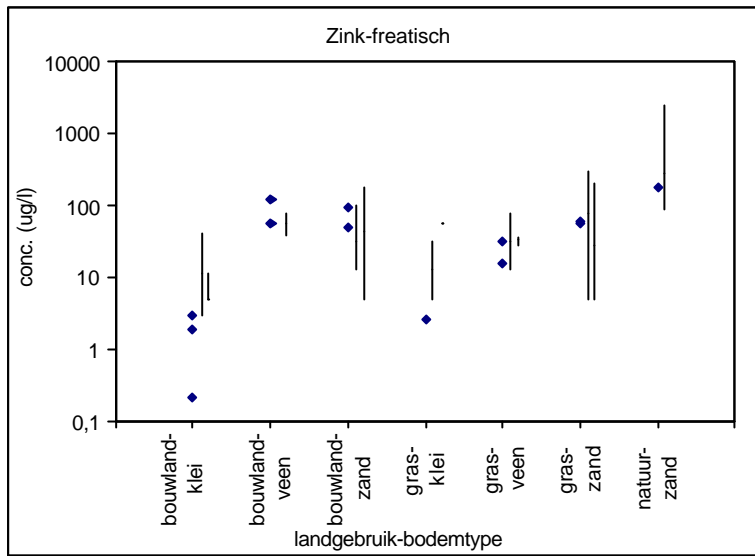
Tabel 3.10 Criteria voor de beoordeling van de kwaliteit van grond- en oppervlaktewater

Systeem	Norm	Pakket	Metaal (Concentratie in $\mu\text{g l}^{-1}$)				
			Zn	Cu	Cd	Pb	Ni
Grondwater	Streefwaarde	Ondiep	65	15	0,4	15	15
		Diep	24	1,3	0,06	1,7	2,1
	Interventiewaarde	-	720	190	12	530	210
Oppervlakte water	Streefwaarde	-	12	1,1	0,4	5,3	4,1
	MTR	-	40	3,8	2	220	6,3

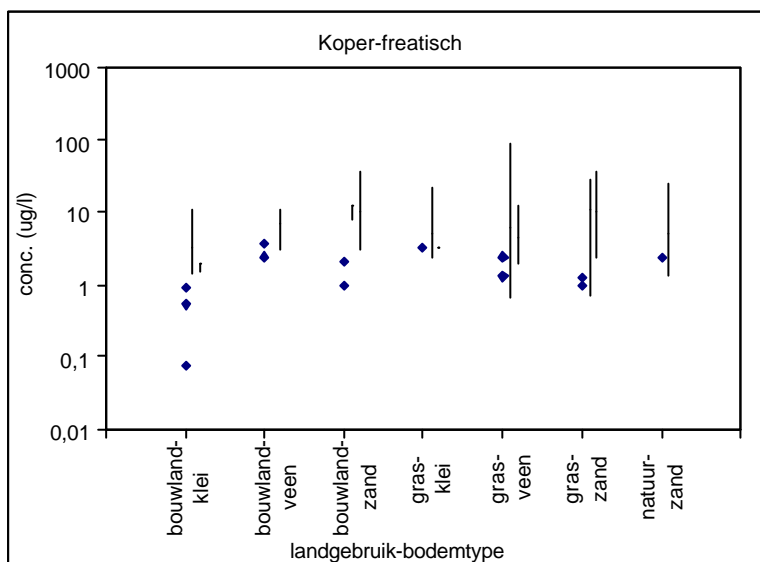
Uit de resultaten van de drie meetnetten blijkt dat in het algemeen dat de concentraties in het Gelders meetnet hoger zijn dan die in het Bodemmeetnet van het RIVM en het Alterra-meetnet voor uitspoelinggevoelige gronden. De voornaamste reden hiervoor is dat in het Gelders meetnet slechts een beperkt aantal bodemtypen zijn bemonsterd vergeleken met het Bodemmeetnet van het RIVM en het ALTERRA meetnet voor uitspoelinggevoelige gronden. De bodems in het Gelders meetnet hebben in het algemeen een relatief hoge grondwaterstand, waardoor meer monsters zijn genomen van meer oppervlakkige bodemlagen, welke hogere gehalten aan zware metalen hebben. Wanneer de gevonden concentraties vergeleken worden met de huidige streefwaarden voor het ondiepe grondwater (Tabel 3.10) dan blijken deze voor de metalen Zn en Cd en in mindere mate Ni en Cu regelmatig boven de streefwaarde te liggen. Onder bos en natuur wordt bovendien regelmatig de interventiewaarde voor Cd en Zn overschreden als gevolg van de lage pH en de daaruit voortvloeiende hoge mobiliteit van de genoemde elementen.

Vergelijking meetgegevens en modelberekeningen

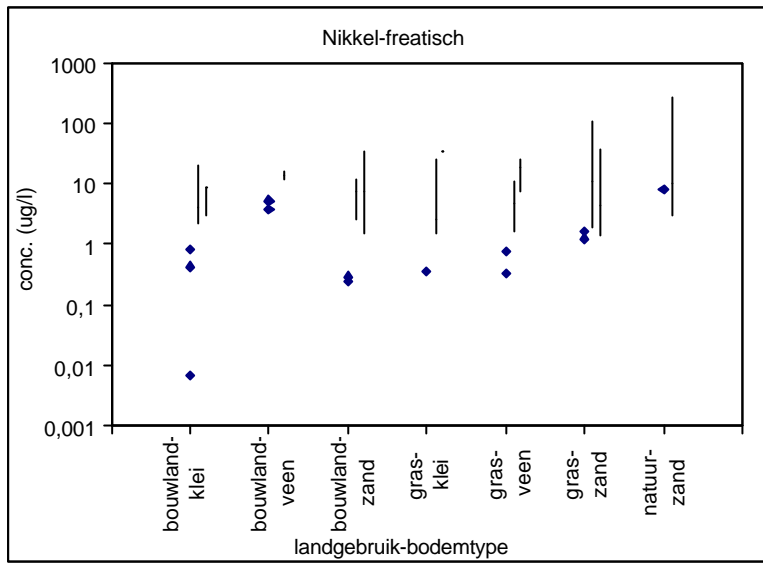
In figuren 3.1 en 3.2 worden de berekende concentraties voor de verschillende combinaties van bodemgebruik en bodemtype vergeleken met de veldgegevens uit het bodemmeetnet van het RIVM en het meetnet voor uitspoelinggevoelige gronden. De berekende concentraties zijn weergegeven als symbolen. De veldgegevens van de bodemmeetnetten zijn weergegeven als verticale balken rechts van de berekende concentraties. De eerste balk betreft de metingen van het bodemmeetnet van het RIVM, waarbij de onder- en bovenzijde van de balk overeenkomen met respectievelijk de minimale en maximale gemeten concentraties. De tweede balk betreft de metingen van het meetnet voor uitspoelinggevoelige gronden, waarbij de onder- en bovenzijde overeenkomen met respectievelijk de 10-percentiel en 90-percentiel van de gemeten concentraties. In figuren 3.1a-e zijn de berekende concentraties in het freatische grondwater weergegeven.



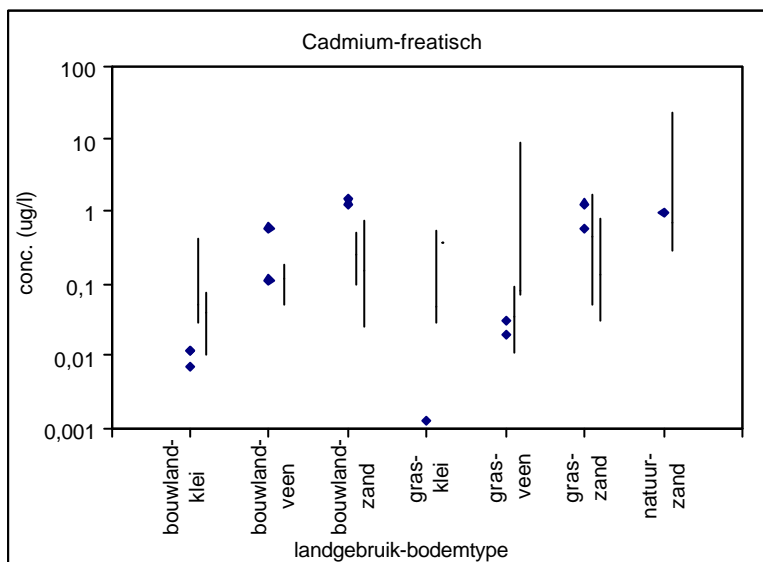
Figuur 3.1a Berekened concentraties aan zink in het freatische grondwater (◆) t.o.v. metingen van het RIVM bodemmeetnet en het meetnet uitspoelingsgevoelige gronden (⊙).



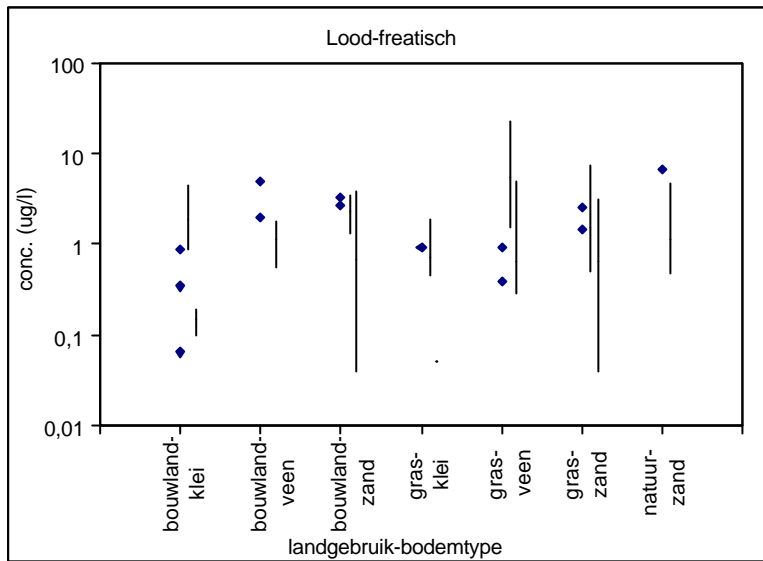
Figuur 3.1b Berekened concentraties aan koper in het freatische grondwater (◆) t.o.v. metingen van het RIVM bodemmeetnet en het meetnet uitspoelingsgevoelige gronden (⊙)



Figuur 3.1c Berekende concentraties aan nikkel in het freatische grondwater (◆) t.o.v. metingen van het RIVM bodemmeetnet en het meetnet uitspoelingsgevoelige gronden (⊙)

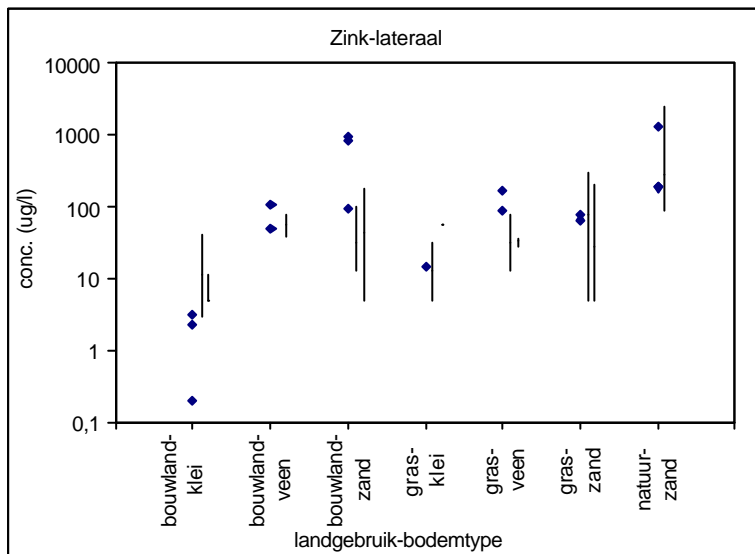


Figuur 3.1d Berekende concentraties aan cadmium in het freatische grondwater (◆) t.o.v. metingen van het RIVM bodemmeetnet en het meetnet uitspoelingsgevoelige gronden (⊙)

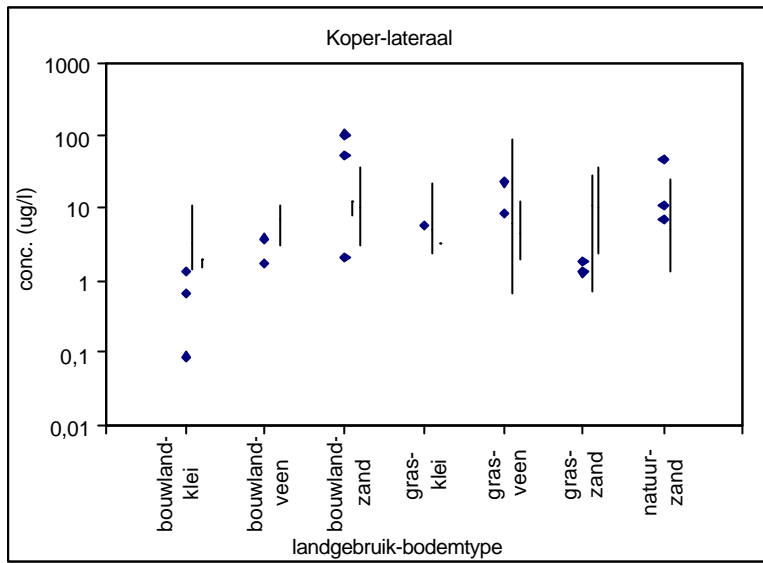


Figuur 3.1e Berekende concentraties aan lood in het freatische grondwater (◆) t.o.v. metingen van het RIVM bodemmeetnet en het meetnet uitspoelingsgevoelige gronden (⊙)

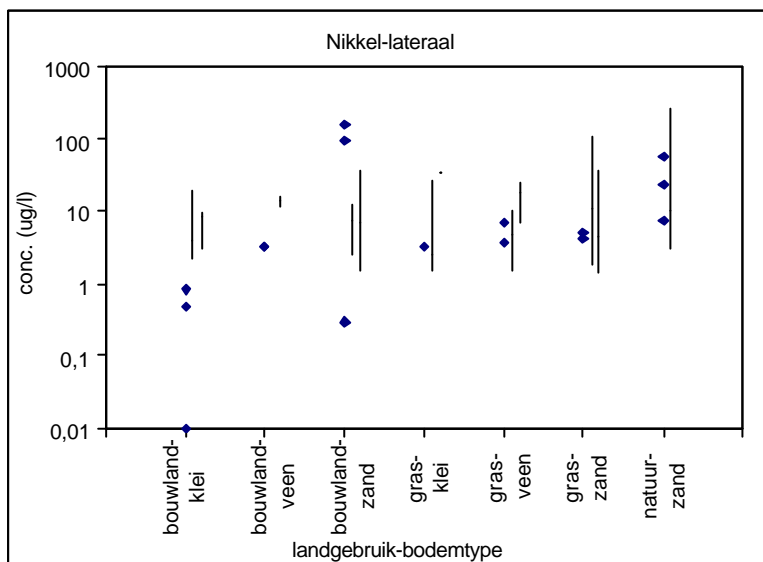
In figuren 3.2a-e zijn de berekende concentraties in de laterale flux uitgezet tegen veldgegevens.



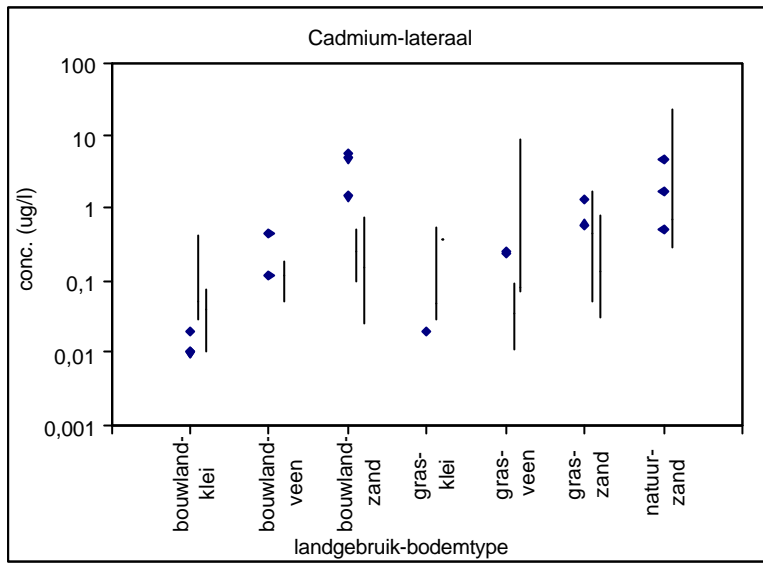
Figuur 3.2a Berekende concentraties aan zink in de laterale flux (◆) t.o.v. metingen van het RIVM bodemmeetnet en het meetnet uitspoelingsgevoelige gronden (⊙)



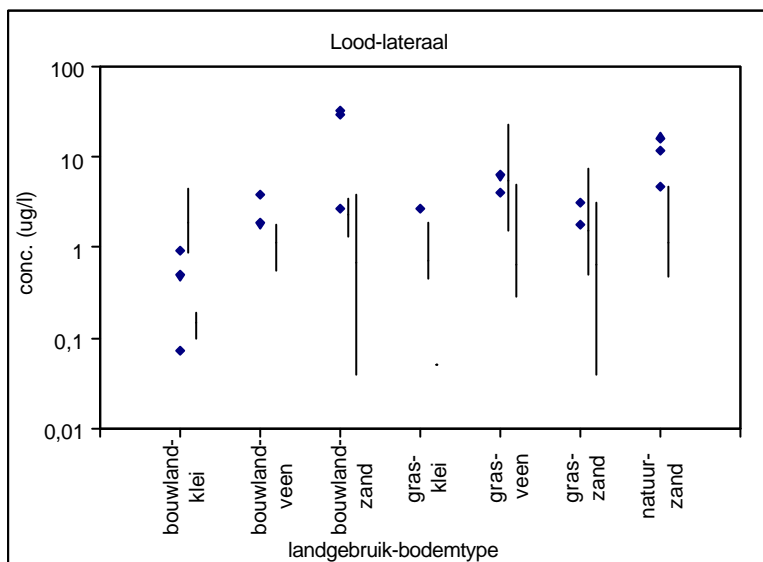
Figuur 3.2b Berekende concentraties aan koper in de laterale flux (◆) t.o.v. metingen van het RIVM bodemmeetnet en het meetnet uitspoelingsgevoelige gronden (⊙)



Figuur 3.2c Berekende concentraties aan nikkel in de laterale flux (◆) t.o.v. metingen van het RIVM bodemmeetnet en het meetnet uitspoelingsgevoelige gronden (⊙)



Figuur 3.2d Berekende concentraties aan cadmium in de laterale flux (◆) t.o.v. metingen van het RIVM bodemmeetnet en het meetnet uitspoelingsgevoelige gronden (○)



Figuur 3.2e Berekende concentraties aan lood in de laterale flux (◆) t.o.v. metingen van het RIVM bodemmeetnet en het meetnet uitspoelingsgevoelige gronden (○)

Uit figuren 3.1 en 3.2 volgt dat voor de meeste metalen de berekende concentraties van zowel het freatische grondwater als de laterale flux redelijk tot goed overeenkomen met de range van gemeten concentraties in het bodemmeetnet van het RIVM en het meetnet voor uitspoelinggevoelige gronden.

In enkele gevallen vallen de berekende concentraties echter buiten de range van de gemeten waarden.

- Bij bouwland op klei zijn voor de metalen zink, koper, nikkel en cadmium de berekende concentraties van zowel het freatische grondwater als de laterale flux één tot twee orden lager dan de gemeten concentraties.
- Bij bouwland op zand echter zijn de berekende concentraties in de laterale flux van cadmium, koper, zink en lood hoger dan de gemeten concentraties. Dit wordt mogelijk veroorzaakt doordat de bijdrage van de hogere gehalten in de ondiepe lagen relatief zwaar meetelt in de uiteindelijke berekening van de laterale flux. De ondiepe lagen dragen alleen bij aan de laterale flux bij een (incidentele) hoge grondwaterstand.
- Voor nikkel geldt dat berekende concentraties in het freatische grondwater voor bijna alle combinaties van bodemtype en landgebruik lager zijn dan de gemeten concentraties. De concentraties in de laterale flux komen echter redelijk overeen met de gemeten concentraties. Een belangrijke oorzaak voor de afwijkende gehalten in de verticale flux is de schematisatie van de profielen voor Ni. Met name voor de ondergrond (die de verticale uitspoeling in hoge mate bepaalt) is deze gebaseerd op beduidend minder data dan voor de overige metalen en is voor een deel van de eenheden gebaseerd op schattingen.

3.2.3 Vergelijking meetgegevens met modelberekening: ondiep grondwater

Meetgegevens

Een overzicht van de resultaten van metaalconcentraties in het ondiepe grondwater (10 m –mv) van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit van het RIVM is gegeven in Tabel 3.11. In het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit wordt onderscheid gemaakt tussen noord en zuid Nederland.

Tabel 3.11 Overzicht van gemeten concentraties van zware metalen in het ondiepe grondwater, 10m -mv (RIVM, van Drecht et al., 1996)

	Metaal				
	Zn (µg/l)	Cu (µg/l)	Ni (µg/l)	Cd (µg/l)	Pb (µg/l)
<i>Landbouw op zand, noord Nederland (n=74)</i>					
10-percentiel	< 6,5	< 0,63	< 0,59	< 0,01	<0,02
mediaan	< 6,5	< 0,63	0,7	< 0,01	<0,02
90-percentiel	29	2,3	10	0,29	0,35
<i>Landbouw op zand, zuid Nederland (n=48)</i>					
10-percentiel	< 6,5	< 0,63	< 0,59	< 0,01	<0,02
mediaan	< 6,5	< 0,63	1,0	< 0,01	<0,02
90-percentiel	131	4,4	41	1,8	2,2
<i>Natuur op zand, noord Nederland (n=39)</i>					
10-percentiel	< 6,5	< 0,63	< 0,59	< 0,01	<0,02
mediaan	< 6,5	< 0,63	0,7	< 0,01	<0,02
90-percentiel	33	0,89	12	0,36	0,29
<i>Natuur op zand, zuid Nederland (n=19)</i>					
10-percentiel	< 6,5	< 0,63	< 0,59	< 0,01	<0,02
mediaan	< 6,5	< 0,63	1,0	< 0,01	<0,02
90-percentiel	492	14	163	6,8	2,2
<i>Klei en veen, noord Nederland (n=55)</i>					
10-percentiel	< 6,5	< 0,63	< 0,59	< 0,01	<0,02
mediaan	< 6,5	< 0,63	< 0,59	< 0,01	<0,02
90-percentiel	18	< 0,63	1,1	< 0,01	2,0
<i>Klei en veen, zuid Nederland (n=19)</i>					
10-percentiel	< 6,5	< 0,63	< 0,59	< 0,01	<0,02
mediaan	< 6,5	< 0,63	< 0,59	< 0,01	<0,02
90-percentiel	8,4	< 0,63	< 0,59	<0,01	0,75

Uit bovenstaande tabel volgt dat bij de meeste metingen de aangetroffen concentraties beneden de detectiegrens waren. Dit geldt in sterkere mate voor de klei- en veengronden. Verder zijn de 90-percentielen van concentraties van zware metalen in het grondwater van zandgronden hoger in zuid Nederland dan in noord Nederland, hetgeen verwacht wordt aangezien de gehalten in de bodem in zuid Nederland hoger zijn dan in noord Nederland. Tenslotte zijn de 90-percentielen van concentraties in het grondwater bij natuur op zand gemiddeld hoger dan bij landbouw op zand hetgeen verklaard kan worden doordat bij natuur op zand lagere pH-waarden worden aangetroffen.

Wanneer de gevonden concentraties vergeleken worden met de huidige streefwaarden (Tabel 3.10) voor het diepe grondwater dan blijken de gemeten concentraties voor alle metalen op zandgronden regelmatig boven de streefwaarde te liggen. Overschrijdingen van de interventiewaarden zijn niet waargenomen voor het diepe grondwater.

De bemonsteringsdiepten van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (RIVM) zijn 10, 15 en 25 m -mv. Bij een grotere bemonsteringsdiepte worden in het algemeen lagere concentraties gemeten. Zo laten de metingen in het grondwater (van Drecht et al., 1996) zien dat er in de zandgebieden een duidelijke afname op treedt van de gehalten met de diepte wanneer het grondwater van 5 - 15 meter -mv

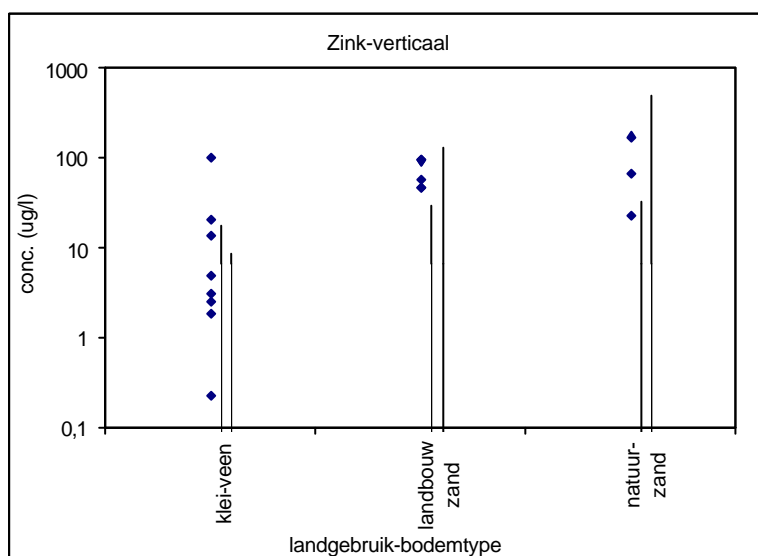
vergeleken wordt met dat van 15 - 30 meter -mv. In het bijzonder voor elementen als Cd en Zn is de afname groot.

De berekende gehalten in de verticale flux hebben echter allen betrekking op een diepte van 5 m -mv. Hierdoor kan verwacht worden dat de berekende concentraties op 5 m -mv gemiddeld hoger zijn ten opzicht van de gemeten concentraties op 10 m -mv, zoals weergegeven in bovenstaande tabel.

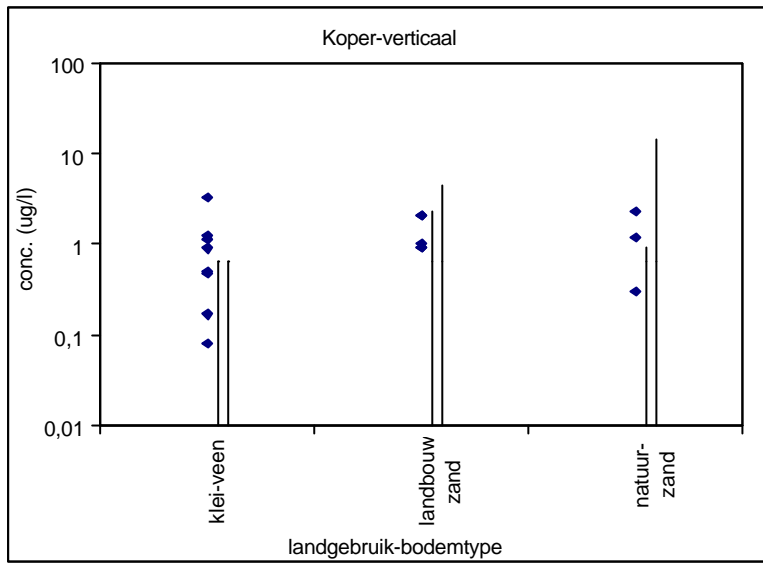
Uit de gegevens van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit blijkt dat er grote regionale verschillen kunnen zijn tussen de concentraties van zware metalen. Bij de berekening van de concentraties in het grondwater wordt er echter voor een bepaald bodemtype uitgegaan van één gehalte per bodemlaag.

Vergelijking meetgegevens en modelberekeningen

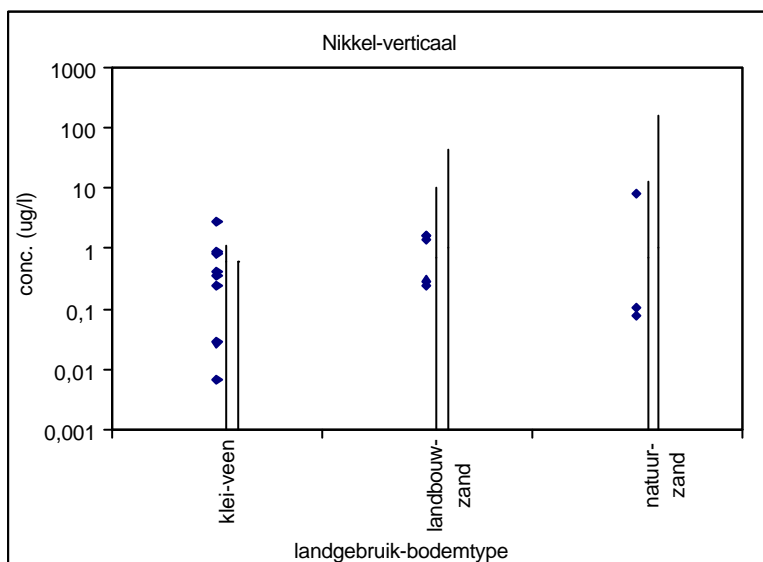
In figuren 3.3a-e worden de berekende concentraties van de verticale flux voor de verschillende combinaties van bodemgebruik en bodemtype vergeleken met de veldgegevens van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit van het RIVM. De berekende concentraties zijn weergegeven als symbolen. De veldgegevens van de bodemmeetnetten zijn weergegeven als verticale balken rechts van de berekende concentraties. De eerste balk betreft de metingen voor noord Nederland, de tweede balk betreft de metingen voor zuid Nederland. De bovenzijde van de balk komt overeen met de 90-percentiel van de gemeten waarden. De 10-percentiel is voor alle metalen beneden de detectiegrens, daarom is de onderzijde van de balken doorgetrokken tot de x-as.



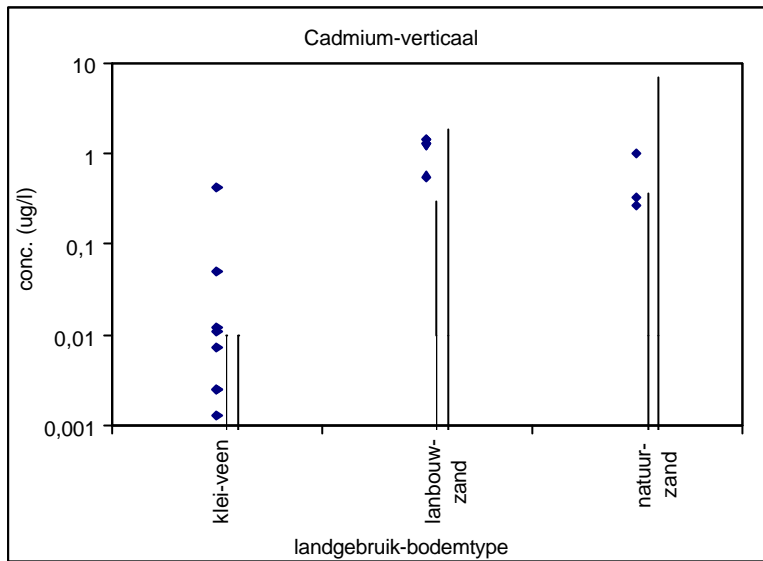
Figuur 3.3a Berekende concentraties aan zink in het grondwater op 5m -mv (◆) t.o.v. metingen van het Landelijk Meetnet grondwaterkwaliteit (RIVM) (⊖)



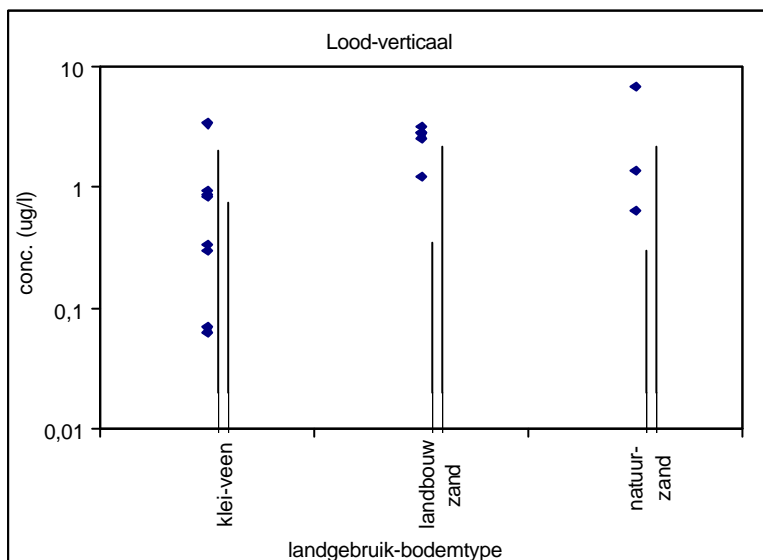
Figuur 3.3b Berekende concentraties aan koper in het grondwater op 5m –mv (◆) t.o.v. metingen van het Landelijk Meetnet grondwaterkwaliteit (RIVM) (⊙)



Figuur 3.3c Berekende concentraties aan nikkel in het grondwater op 5m –mv (◆) t.o.v. metingen van het Landelijk Meetnet grondwaterkwaliteit (RIVM) (⊙)



Figuur 3.3d Berekende concentraties aan cadmium in het grondwater op 5m –mv (◆) t.o.v. metingen van het Landelijk Meetnet grondwaterkwaliteit (RIVM) (○)



Figuur 3.3e Berekende concentraties aan lood in het grondwater op 5m –mv (◆) t.o.v. metingen van het Landelijk Meetnet grondwaterkwaliteit (RIVM) (○)

De meeste berekende concentraties van alle vijf de zware metalen in de verticale flux vallen binnen de range van gemeten concentraties in het ondiepe grondwater. Voor zandgronden zijn de berekende waarden echter wel hoger dan de mediaan van de gemeten concentraties. Dit is mogelijk een gevolg van het feit dat de gemeten concentraties afkomstig zijn van monsters die op 10 m –mv genomen zijn, terwijl de berekende concentraties uitgaan van 5 m –mv.

Voor klei- en veengronden zijn bij enkele berekeningen de concentraties vele malen hoger dan de range van gemeten concentraties. Dit wordt veroorzaakt doordat

gronden met een bovengrond bestaande uit klei of veen en een ondergrond van zand gegroepeerd zijn bij de klei- en veengronden. De bindingscapaciteit voor zware metalen in de zandige ondergrond is relatief gering wat leidt tot hoge berekende concentraties. De berekende concentraties in de verticale flux zijn voor deze gronden dan ook vergelijkbaar met de berekende concentraties voor zandgronden. Voor gronden, waarbij ook de ondergrond uit veen of klei bestaat zijn de berekende concentraties veel lager en binnen de range van gemeten waarden.

3.2.4 Vergelijking meetgegevens met modelberekening: oppervlaktewater

Meetgegevens

Hoewel de hier berekende concentraties in de laterale stroming zeker niet rechtstreeks kunnen worden vergeleken met de gehalten in het oppervlaktewater, is in tabel 3.12 toch een overzicht gegeven van de 90-percentiel waarden van metaalconcentraties in het oppervlaktewater. Deze zijn afgeleid uit meetdata van alle meetpunten die in de (zoete) wateren aanwezig zijn. Hierbij moet worden bedacht dat hierin niet alleen de invloed van activiteiten in Nederland teruggevonden wordt maar ook van die in het buitenland. Zeker voor de grotere rivieren zoals Rijn en Maas geldt dat de gehalten sterk beïnvloed worden door industriële activiteiten in het buitenland (resp. Duitsland, België en Frankrijk)

Tabel 3.12 90-percentielen van de concentratie in oppervlaktewater (CIW, 2001)

Jaar	Metaal				
	Zn (µg/l)	Cu (µg/l)	Cd (µg/l)	Pb (µg/l)	Ni (µg/l)
1990	91.8	7.3	0.4	8.5	6.0
1991	44.6	9.3	0.4	6.1	5.5
1992	68.7	8.8	0.3	6.8	6.0
1993	59.3	8.2	0.2	6.6	7.7
1994	46.6	6.2	0.2	6.9	5.8
1995	101.5	6.5	0.3	8.5	6.1
1996	69.9	6.4	0.2	6.7	8.1
1997	44.3	7.0	0.3	8.2	5.8
1998	38.7	8.8	1.1	6.5	7.0
1999	35.3	7.6	0.3	5.7	5.6

Vergelijking

Wanneer de 90-percentiel waarden vergeleken worden met de gemeten waarden in het bovenste grondwater en de berekende concentraties in de laterale flux (tabellen 3.7-9 en 3.1) dan blijkt dat voor de elementen Zn, Cd, Cu, Pb en Ni deze in dezelfde orde van grootte liggen. Dat feit alleen betekent echter nog niet dat de concentratie in het oppervlaktewater sterk beïnvloed wordt door het uittredende bodem- en grondwater, maar wel dat deze een wezenlijke bijdrage kan leveren.

Wanneer de concentratie in het oppervlaktewater namelijk veel hoger geweest zou zijn dan de gevonden en berekende concentraties in het bodemwater en grondwater dan is het niet aannemelijk dat de bijdrage van uittredend water in belangrijke mate bijdraagt aan de belasting van oppervlaktewater.

Omdat de gegevens in Tabel 3.12 echter 90-percentiel waarden voor heel Nederland zijn, moet bedacht worden dat lokaal of regionaal het belang van het grondwater sterk kan verschillen (geen of juist dominante bijdrage).

3.3 Beknopte model gevoeligheidsanalyse

Ofschoon de hier gepresenteerde modelberekeningen redelijk tot goed overeenkomen met gemeten gehalten in het bovenste en diepere grondwater is ook duidelijk dat de beperkte range aan invoerparameters (bij de schematisatie van de verschillende bodemeenheden) nooit de variatie aan gehalten in het grondwater kan verklaren.

Echter, om een beeld te schetsen van de omvang van de modelonzekerheid wordt hier geprobeerd de verschillende onderdelen die bijdragen aan de totale modelonzekerheid toe te lichten. In principe is de modelvoorspelling van het gehalte in het uittredende grondwater afhankelijk van:

1. *Model onzekerheden (par. 3.3.1 en 3.3.2).* De schatting van de concentratie in het poriewater die als basis gebruikt wordt om de totale flux te berekenen is afhankelijk van de kwaliteit van de gebruikte modellen (hier de partitieverhoudingen). Middels een onzekerheidsanalyse wordt een beeld geschetst van de omvang van deze onzekerheid.
2. *Invoer onzekerheden (par. 3.3.3 en 3.3.4).* De uiteindelijke schatting van de concentratie hangt naast de modelonzekerheid af van de grootte van de invoerparameters en dus van de kennis van o.a. de metaalgehalten in de bodem en de bijbehorende bodemeigenschappen. Om de grootte van de 'ruis' als gevolg van de variatie in bodemgehalten vast te stellen, wordt een overzicht gegeven van de effecten van de range in bodemeigenschappen die in een bepaalde bodemeenheid kunnen voorkomen
3. *Effecten van opschaling* Er is reeds aangetoond (zie par. 3.1.3) dat voor de hier onderscheiden eenheden het effect van opschaling niet al te groot is.

3.3.1 Modelonzekerheidsanalyse partitievergelijkingen

Met modelonzekerheden worden die onzekerheden bedoeld die optreden als gevolg van het niet perfect zijn van de modelbenaderingen. Een van de belangrijkste is de bijdrage van de onzekerheid in de berekende metaal concentratie (onzekerheidsanalyse van de partitievergelijkingen).

Ofschoon de in deze studie gepresenteerde modelberekeningen redelijk tot goed overeenkomen met gemeten concentraties in het bovenste en diepere grondwater kan de beperkte range aan invoergegevens (zoals gebruikt bij de verschillende bodemeenheden) nooit de variatie in concentraties metalen van het grondwater kan verklaren. Met een beknopte gevoeligheidsanalyse zal het effect van variatie in de invoer op de variatie in de modeluitkomsten bekeken worden.

Om een beeld te krijgen van de onzekerheid in de modeluitkomsten worden hier de verschillende bijdragen aan de modelonzekerheid toegelicht. Onzekerheden in de berekende uitspoeling van metalen naar grond- en oppervlaktewater zijn vooral het gevolg van onzekerheden in de grootte van de flux van het uittredende grondwater en de concentraties van zware metalen in dit uittredende grondwater. Met behulp van een beknopte onzekerheidsanalyse zullen de onzekerheden in de concentraties van zware metalen in het uittredende grondwater geanalyseerd worden.

Onzekerheden in modeluitkomsten zijn het gevolg van een combinatie van:

1. *onzekerheid over de modelstructuur*, zijn de processen op de juiste manier beschreven?, is een adequate temporele resolutie toegepast?
2. *onzekerheid in modelparameters* (procesconstanten e.d.)
3. *onzekerheid in modelinvoer* (bodemeigenschappen e.d.) Naast de onzekerheden in het gebruikte model (punten 1 en 2) wordt de onzekerheid in de voorspellingen mede bepaald door de onzekerheid in de invoerparameters zoals de metaalgehalten in de bodem en bodemeigenschappen. Om een idee te krijgen van de 'ruis' als gevolg van variatie in bodemeigenschappen wordt een overzicht gegeven van de effecten van variatie in de bodemeigenschappen die binnen een bodemeenheid voor kunnen komen.
4. *onzekerheden ten gevolge van opschaling*. In eerdere paragrafen is aangetoond dat voor de in deze studie onderscheiden eenheden het effect van opschaling niet al te groot is.

3.3.2 Modelonzekerheid

Modelonzekerheid komt voort uit onzekerheden in de modelstructuur en onzekerheden in de waarden van de gebruikte modelparameters. In het geval van metaalpartitie betreft dit bijvoorbeeld de aanname dat de concentratie van een metaal in het uittredende bodemwater te beschrijven is met een evenwichtsreactie. De mate van procesaggregatie en de toegepaste temporele resolutie zijn eveneens van belang voor de uiteindelijk berekende metaalfluxen. Dergelijke bronnen van onzekerheid zijn met een onzekerheidsanalyse niet te kwantificeren, hiervoor zijn afzonderlijke studies nodig. In het geval van metaalpartitie is de onzekerheid als gevolg van de gekozen modelbeschrijving eenvoudig te kwantificeren. Dit omdat de partitievergelijkingen statistisch afgeleide empirische relaties zijn. De onzekerheid van het model is namelijk gelijk aan de restvariantie, dit is het onverklaarde deel van de regressie. Een tweede bron van onzekerheid is de onzekerheid in de waarde van de modelparameters (de regressie coëfficiënten in het regressiemodel).

Restvariantie

De restvariantie van de regressievergelijking is de som van de variantie als gevolg van meetfouten in de verklaarde variabele, in dit geval de metaalconcentratie in oplossing, en een variantie als gevolg van onvolmaaktheid van het model. Omdat we alleen geïnteresseerd zijn in de fout in de metaalconcentratie als gevolg van het model moet de restvariantie gecorrigeerd worden voor de variantie als gevolg van de meetfout (Brus, 2003). Dit is gedaan door de meetfout te kwantificeren met de variantie in gemeten duplo's en deze vervolgens af te trekken van de totale restvariantie van de regressie.

Onzekerheid modelparameters

De onzekerheid in de waarde van de modelparameters is het gevolg van spreiding van deze stochastische parameters. De grootte van de spreiding volgt direct uit de regressie-analyse waarmee de partitieverhoudingen afgeleid zijn en is gekwantificeerd met de variantie van de modelparameters. Bij de onzekerheidsanalyse moet rekening gehouden worden met de correlatie tussen de verschillende modelparameters. Deze correlatie volgt eveneens direct uit de regressie-analyse.

Methode onzekerheids-analyse

De onzekerheidsanalyse is uitgevoerd door middel van een Monte Carlo analyse. Met behulp van het statistische pakket GENSTAT zijn random sets met waarden getrokken voor de modelparameters en een afwijking ten gevolge van de restvariantie. Voor deze sets input is de modeluitkomst (concentratie in oplossing) berekend. De variatie in modeluitkomsten is geëvalueerd tezamen met de variatie in input om de bijdrage in de onzekerheid van de input te bepalen. De bijdrage aan de totale onzekerheid is opgesplitst in een bijdrage ten gevolge van de restvariantie van de partitievergelijking en in een bijdrage ten gevolge van de onzekerheid in de grootte van de modelparameters. Onzekerheden in modelinvoer (pH, organische stof, metaalgehalte in de bodem) zijn hierbij buiten beschouwing gelaten.

Resultaten

Uit de resultaten van de Monte Carlo analyse blijkt dat de variatie in de berekende metaalconcentraties volledig is toe te schrijven aan de restvariantie van het regressiemodel. De variatie in de metaalconcentraties als gevolg van onzekerheid in de waarde van de modelparameters is te verwaarlozen. Dit betekent dat:

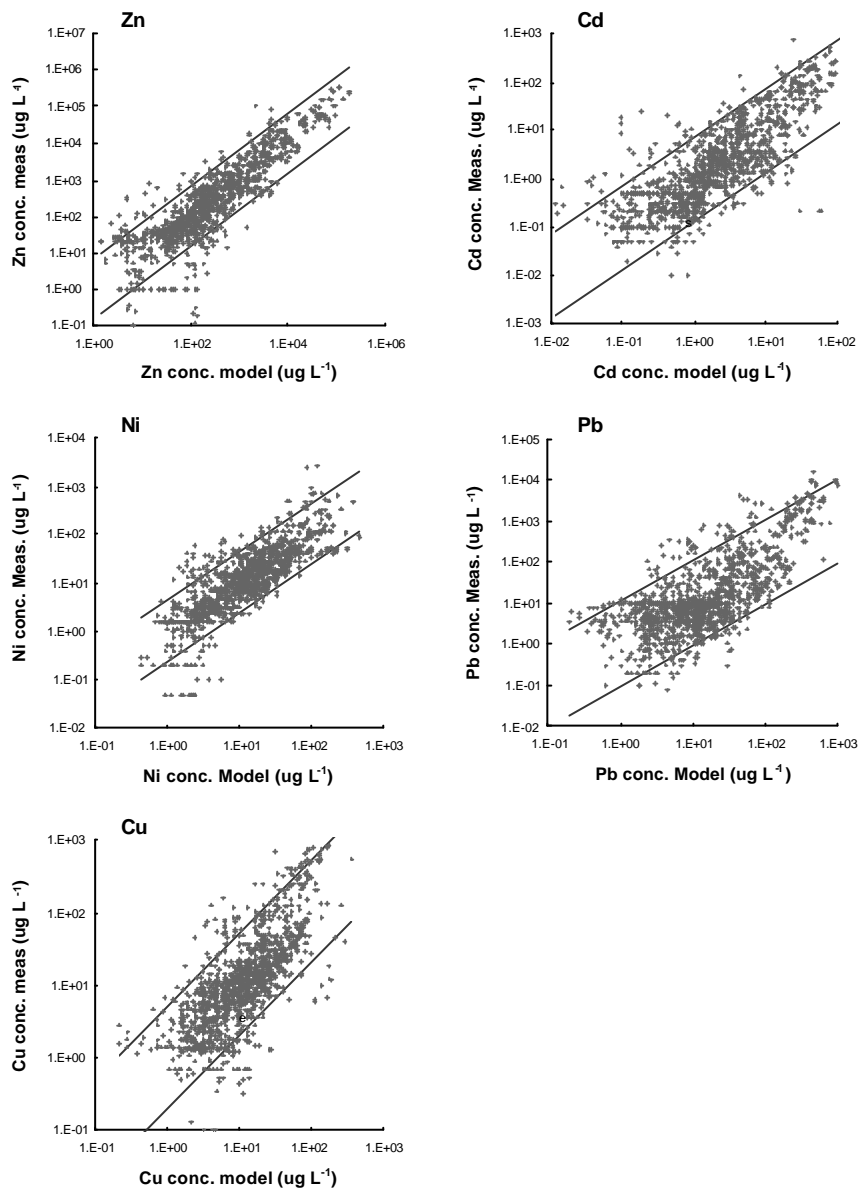
- De onzekerheid in de berekende metaalconcentratie voor elk punt (combinatie van metaalgehalte in de bodem, pH, klei- en organische stofgehalte) even groot is. Het gebruikte regressiemodel een perfecte schatting geeft voor de gemiddelde concentratie voor een combinatie van metaalgehalte, pH, klei- en organische stofgehalte.

- Het regressiemodel voor de metaalpartitie niet te verbeteren valt door middel van het uitbreiden van de dataset waarmee het regressiemodel afgeleid is.

De onzekerheid in de partitievergelijkingen is weergegeven in figuur 3.3 met behulp van de onder- en bovengrens van het 90% betrouwbaarheidsinterval. Het betrouwbaarheidsinterval is berekend volgens:

$$BI(90\%) = E_y \pm t_{n-2}(0.1) \cdot se_y$$

met:	BI(90%)	=	90% betrouwbaarheidsinterval
	E_y	=	met regressie geschatte waarde voor y
	$T_{n-2}(0.1)$	=	tweezijdig kritieke waarde Student verdeling ($\alpha=0.1$)



Figuur 3.3 Berekende en gemeten concentratie in het bodemvocht (extract) incl. 90% betrouwbaarheidsintervallen voor de metalen Cd, Cu, Ni, Pb en Zn

Uit de figuur blijkt dat het betrouwbaarheidsinterval op log-schaal ongeveer 1 eenheid boven en onder de regressielijn ligt (1.06 voor Cd, 0.86 voor Cu, 0.78 voor Ni en 1.0 voor Zn). Dit betekent dat de concentraties met een factor 10 (zowel naar boven als naar beneden) ten opzichte van de met regressie berekende waarde kan variëren. De factor 10 in de voorspelde concentratie metalen betekent niet direct dat de berekende uitspoeling van metalen ook met een factor 10 naar boven en beneden kan variëren. De hier bepaalde onzekerheid betreft de onzekerheid berekend voor een individueel punt. Voor de uitspoeling van metalen zijn we echter niet geïnteresseerd in de uitspoeling van een individueel punt maar in de uitspoeling vanuit een bepaald gebied. De spreiding van metaalconcentraties binnen een gebied

als gevolg van variaties in ruimte en in tijd zullen deels samenvallen met de spreiding voortkomend uit de onzekerheid van de transferfuncties. De onzekerheid in de met behulp van de transferfuncties voorspelde uitspoeling zal daarom kleiner zijn dan de onzekerheid van de transferfunctie welke geldt voor een specifiek punt. Een uitgebreidere onzekerheidsanalyse is nodig om de onzekerheid in de berekende uitspoeling te kwantificeren.

3.3.3 Effect van variatie in invoer parameters op de schatting van de concentratie in het poriewater

Om een beeld te krijgen van de invloed die een verandering in de invoer heeft op de berekende gehalten in de laterale en verticale flux, is voor zink een tweetal variaties aangebracht in een deel van de invoer parameters. Hierbij is zowel voor maïs op zand als voor gras op veen uitgerekend hoe de concentraties veranderen als gevolg van deze variatie in de invoer. In tabel 3.13 staan de wijzigingen evenals het effect op de berekende concentraties. De orde van grootte van de range in invoerparameters (de 'nieuwe waarde' in tabel 3.13) komt ruwweg overeen met de onder veldcondities aanwezige range in bodemparameters in de beide bodemeenheden. Het is bijvoorbeeld in geval van maïs op zand niet realistisch aan te nemen dat de pH die gemiddeld op 5.1 is gezet veel hoger dan 6 of veel lager dan 4.5 wordt. Het testen van het effect van een wijziging in de pH van 5.1 naar 3.5 of 8 of een organisch stofgehalte van 30% is daarom in deze bodemeenheid niet realistisch

Tabel 3.13 Effect van wijzigingen in invoerparameters op de berekende Zn concentraties in de verticale en laterale flux voor maïs op zand en voor gras op veen

Parameter	Horizont	Oude waarde	Nieuwe waarde	C-lateraal	C-verticaal
Maïs op zand					
Normaal ¹	-	-	-	942.5	94.9
pH	A	5.1	4.6	1650.0	94.9
pH	A	5.1	6	297.0	94.9
pH	C	4.8	4.3	942.0	196.0
pH	C	4.8	5.2	942.0	53.2
SOM	A	5	8	681.0	94.9
SOM	A	5	2	1700.0	94.9
klei	A	3	6	704.0	94.9
klei	A	3	1	1450.0	94.9
Me	A	45	60	1340.0	94.9
Me	A	45	25	456.0	94.9
Me	C	1.5	5	456.0	444.0
Me	C	1.5	0.2	456.0	7.2

Tabel 3.13 vervolg

Parameter	Horizont	Oude waarde	Nieuwe waarde	C-lateraal	C-verticaal
Gras op Veen					
Normaal ¹		-	-	170.0	5.0
pH	A	5.2	4.7	325.0	5.0
pH	A	5.2	6	68.2	5.0
pH	C	5.3	4.7	170.0	11.9
pH	C	5.3	6	170.0	1.8
SOM	A	25	35	135.0	5.0
SOM	A	25	18	213.0	5.0
klei	A	45	60	150.0	5.0
klei	A	45	30	203.0	5.0
Me	A	85	110	228.0	5.0
Me	A	85	50	96.6	5.0
Me	C	8.2	15	170.0	10.8
Me	C	8.2	2	170.0	0.8

¹ waarde in uitgangssituatie

Uit tabel 3.13 blijkt dat:

1. De wijzigingen in de invoerparameters in de bovengrond beïnvloeden de concentratie in de verticale flux niet. Dit is een logisch gevolg van het feit dat hier slechts de resultaten van 1 jaar zijn weergegeven. In geval van een berekening over meerdere jaren zal er waarschijnlijk op termijn wel een effect optreden in de ondergrond als gevolg van wijzigingen in pH of organische stof gehalte in de bovengrond. De uiteindelijke grootte van dit effect hangt echter sterk af van de mate van adsorptie in het profiel dwz van de pH, textuur en organische stofgehalte.
2. Daarnaast is ook te zien dat de wijzigingen in de C-horizont de uitspoeling naar de laterale flux niet of nauwelijks beïnvloeden. In dit geval betekent dit dat de laterale uitspoeling geheel uit de bovenliggende bodemlagen plaatsvindt. Daarentegen is de invloed van variatie in de samenstelling van de ondergrond op de verticale uitspoeling groot. Een goede inschatting van de gehalten in het bovenste grondwater staat of valt dus met een gedegen karakterisering van de ondergrond. Afwijkingen tussen gemeten en berekende gehalten in het bovenste grondwater zoals eerder geconstateerd voor onder andere Ni kunnen daarom voor een groot deel teruggevoerd worden op de karakterisatie (of het ontbreken daarvan) van de ondergrond.
3. De range in concentraties die na de verschillende wijzigingen gevonden wordt komt ruwweg overeen met de gevonden range in gemeten gehalten binnen een bepaald type landgebruik. Dat kan betekenen dat de hier opgelegde range in invoerfactoren inderdaad de 'ruimte' omspant die onder veldcondities voorkomt (er van uit gaand dat de modelvoorspellingen betrouwbaar zijn). Het feit dat er als gevolg van het opleggen van een beperkte variatie in invoer een redelijke mate van variatie in de concentratie wordt berekend, kan echter ook betekenen dat het

model erg gevoelig is voor verschillen. Dit zal in de vervolgfase waarin een modelonzekerheidsanalyse uitgevoerd wordt aan de orde komen.

4. De orde van grootte van de effecten elkaar niet veel ontlopen: het effect van de wijziging van de pH met een halve eenheid komt redelijk overeen met een wijziging in het organische stof gehalte. Hierbij moet bedacht worden dat de orde van grootte van de verschillende wijzigingen bepaald is op basis van de range in bodemeigenschappen die binnen een bepaalde bodemeenheid verwacht mag worden.
5. Het effect van de wijzigingen in beide (sterk verschillende) bodemtypen op de grootte van de flux in de meest gevallen beperkt blijft tot een factor 2 in het resultaat (dwz hoger of lager). Een uitzondering hierop vormt het effect van de wijziging van het metaalgehalte in de ondergrond in de zandgronden op de verticale flux. Het is echter de verwachting is dat de hoeveelheid metalen die via het grondwater (dus via de verticale flux) het oppervlaktewater bereikt gering is als gevolg van retentie in de aquifer. Onzekerheden in de grootte van de verticale flux zullen daarom uiteindelijk minder sterk doorwerken op de uiteindelijke (modelberekende) variatie in de belasting van het oppervlaktewater dan onzekerheden in de laterale flux.

4 Potentiële bijdrage van uitspoeling aan de belasting van oppervlaktewater in verhouding tot externe bronnen

4.1 Belasting van oppervlaktewater via externe bronnen: Veranderingen tussen 1990 en 2001.

In tabel 4.1 staat een overzicht van de bijdrage van externe bronnen aan de belasting van het oppervlaktewater. Hieruit blijkt dat voor meeste metalen gedurende de laatste 10 jaar een significante reductie is bereikt. De afname van belasting in 2001 t.o.v. 1990 bedraagt resp. 82% (Cd), 42% (Cu), 38% (Zn), 42% (Pb) en 47% (Ni). Vooral de sterke reductie in emissie door de chemische industrie van Cd heeft er voor gezorgd dat de belasting van Cd naar het oppervlaktewater sterk is afgenomen. Door deze reductie is op dit moment voornamelijk de belasting via rioleringen en waterzuiveringsinstallaties een van de belangrijkste bronnen voor metalen. Daarnaast zijn vooral de bijdrage van het verkeer en de chemische industrie nog steeds belangrijk.

Tabel 4.1 Bijdrage van externe bronnen aan de metaalbelasting van oppervlaktewater en de veranderingen daarin van 1990 tot 2001 in ton per jaar (bron: CCDM, 2002)

Bron	Jaar					
	1990	1995	1999	2000	2001	
CADMIUM	Energie sector	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Verkeer en Vervoer	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
	Chemische Industrie	3.46	0.45	0.08	0.10	0.10
	Consumenten	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
	Overige Industrie	0.31	0.13	0.16	0.13	0.12
	Raffinaderijen	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01
	Landbouw	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	Handel, Diensten en Overheid	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Afvalverwijderingsbedrijven	0.02	0.03	0.02	0.02	0.02
	Riolering en Waterzuivering	0.99	0.45	0.49	0.42	0.42
	Bouw	n.a.	0.00	n.a.	n.a.	n.a.
	Overig	0.21	0.21	0.21	0.21	0.21
	Totaal	5.02	1.29	0.98	0.91	0.89
KOPER		1990	1995	1999	2000	2001
	Energie sector	0.80	0.00	0.01	0.01	0.01
	Verkeer en Vervoer	24.62	26.27	27.01	26.33	25.14
	Chemische Industrie	8.44	7.38	7.77	4.51	4.03
	Consumenten	2.62	2.65	3.21	2.50	2.53
	Overige Industrie	20.49	9.11	9.43	9.96	9.91
	Raffinaderijen	0.03	0.03	1.56	2.34	2.34
	Landbouw	n.a.	n.a.	0.00	0.00	0.00
	Handel, Diensten en Overheid	0.12	0.05	0.03	0.03	0.03
	Afvalverwijderingsbedrijven	0.04	0.16	0.14	0.17	0.17
	Riolering en Waterzuivering	53.57	28.96	21.93	19.63	19.59
	Bouw	0.01	0.01	0.19	0.03	0.03
	Overig	2.04	2.04	2.04	2.04	2.04
Totaal	112.78	76.66	73.31	67.54	65.82	

Tabel 4.1 Vervolg

		<i>Jaar</i>				
		1990	1995	1999	2000	2001
ZINK	Energie sector	0.22	0.01	0.02	0.12	0.11
	Verkeer en Vervoer	49.82	49.54	46.94	47.28	47.51
	Chemische Industrie	55.99	23.08	21.63	24.10	23.48
	Consumenten	11.90	9.59	8.02	7.90	7.49
	Overige Industrie	51.55	18.32	12.34	8.76	8.50
	Raffinaderijen	0.36	0.76	0.98	1.30	1.31
	Landbouw	2.43	2.91	4.27	4.29	4.23
	Handel, Diensten en Overheid	3.60	2.39	2.06	1.95	1.83
	Afvalverwijderingsbedrijven	0.19	1.11	0.64	0.81	0.72
	Riolering en Waterzuivering	235.46	185.06	163.87	156.52	156.48
	Bouw	0.03	0.11	0.33	0.23	0.23
	Overig	8.09	8.09	8.09	8.09	8.09
	Totaal	419.64	300.96	269.20	261.35	259.98
		<i>Jaar</i>				
		1990	1995	1999	2000	2001
LOOD	Energie sector	0.01	0.00	0.01	0.01	0.01
	Verkeer en Vervoer	8.95	7.90	6.25	6.24	6.55
	Chemische Industrie	12.22	4.75	3.16	1.50	1.32
	Consumenten	2.33	1.66	1.31	1.18	1.07
	Overige Industrie	5.93	1.02	1.25	1.58	1.56
	Raffinaderijen	0.03	0.03	0.27	0.55	0.55
	Landbouw	61.90	35.54	34.40	34.59	34.82
	Handel, Diensten en Overheid	0.11	0.02	0.00	0.01	0.01
	Afvalverwijderingsbedrijven	0.16	0.29	0.17	0.13	0.13
	Riolering en Waterzuivering	62.74	41.74	37.75	38.40	38.40
	Bouw	0.01	0.00	0.04	0.00	0.00
	Overig	10.72	10.72	10.72	10.72	10.72
	Totaal	165.10	103.67	95.31	94.92	95.15
		<i>jaar</i>				
		1990	1995	1999	2000	2001
NIKKEL	Energie sector	0.04	0.00	0.01	0.01	0.01
	Verkeer en Vervoer	0.12	0.13	0.13	0.13	0.13
	Chemische Industrie	13.16	5.59	4.13	3.48	3.40
	Consumenten	0.12	0.09	0.07	0.06	0.06
	Overige Industrie	3.03	2.20	1.78	1.95	1.95
	Raffinaderijen	0.04	0.03	0.28	0.31	0.31
	Landbouw	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	Handel, Diensten en Overheid	0.08	0.02	0.04	0.03	0.03
	Afvalverwijderingsbedrijven	0.19	0.55	0.26	0.19	0.19
	Riolering en Waterzuivering	22.44	14.83	17.30	13.57	13.44
	Bouw	0.00	0.04	0.15	0.00	0.00
	Overig	3.10	3.10	3.10	3.10	3.10
	Totaal	42.31	26.58	27.24	22.83	22.61

4.2 Bijdrage van uitspoeling van zware metalen in verhouding tot externe bronnen in 2001

In tabel 4.2 staat een overzicht van de absolute vrachten evenals de relatieve bijdrage van elk van de afzonderlijk externe bronnen in 2001. Daarnaast ook de totale berekende vracht die via laterale en verticale uitspoeling de bodem verlaat. Van de laterale en verticale flux wordt in tabel 4.2 een drietal hoeveelheden gegeven:

1. De som van de berekende hoeveelheid metalen die voor elk van de onderscheiden bodemtype - landgebruikcombinaties via uitspoeling de bodem verlaat. Voor cadmium is dat bijvoorbeeld 264 kg Cd via laterale stroming resp. 1206 kilo via verticale stroming. Hierbij wordt tevens vermeld hoe groot deze bijdrage is t.o.v. het totaal van de externe bronnen in 2001 (30 en 135% voor resp. de laterale en verticale flux).
2. De berekende hoeveelheid metalen die de bodem verlaat wanneer de hoeveelheid berekend onder 1 wordt opgeschaald naar het totale oppervlak van de desbetreffende bodemeenheid, dwz het totale oppervlak van de bodemeenheid wordt verondersteld het zelfde landgebruiktype te hebben. De afwijking t.o.v. de werkelijkheid is hierbij acceptabel omdat reeds bij de selectie het dominante landgebruik is gekozen. Een extreem voorbeeld is de eenheid stuifzand die voor 97% uit natuur bestaat. In de meerderheid van de gevallen is de bijdrage van het dominante landgebruik in de hier onderscheiden categorieën meer dan 60% (zie ook par. 2.3.1 en 3.1.3). Bovendien geldt dat de verschillen tussen de verschillende vormen van landgebruik binnen een bodemtype weliswaar gevolgen hebben voor de metaalgehalten in het profiel maar dat deze verschillen niet van dien aard zijn dat dat resulteert in significant andere uitkomsten. Dit is temeer zo omdat de verschillen in metaalgehalte in de ondergrond die in hoge mate de uitspoeling sturen wat betreft verticale uitspoeling nog geringer zijn dan die in de bovengrond.
3. De berekende hoeveelheid die de bodem verlaat wanneer de onder 2 berekende fluxen worden opgeschaald naar Nederland. Hierbij is aangenomen dat de selectie representatief is voor Nederland wat betreft bodem en landgebruik. De in de berekening opgenomen bodemtypes beslaan in totaal bijna de helft van het areaal van het landelijke gebied ($2.8 \cdot 10^6$ ha) waardoor de fluxen die onder 3 genoemd staan uiteindelijk nog met een factor 2 opgehoogd zijn t.o.v. die genomen onder 2.

Bij de interpretatie van de gegevens wordt op dit moment verondersteld dat de hoeveelheid die via de laterale flux uitspoelt ook daadwerkelijk in datzelfde jaar in het oppervlaktewater terecht komt. Hierbij is dus geen onderscheid gemaakt in de verschillende verblijftijden van de laterale fluxen. Ofschoon deze verschillen aanzienlijk kunnen zijn en variëren van weken tot jaren is de aanname bij deze berekening (die immers niet voor een bepaalde tijd is uitgevoerd maar slechts voor 1 jaar) dat de uitkomsten zoals hier gegeven de 'evenwicht' situatie benaderen bij de huidige gehalten. Hierbij geldt dat in dat geval ook de bijdragen van de fluxen met langere verblijftijd op termijn dus per jaar gaan bijdragen.

In tabel 4.3 staan de berekende (absolute) vrachten in de laterale en verticale flux uitgesplitst naar bodemtype - landgebruikcombinatie. Ook hier zijn weer de drie totalen (totaal berekend, opgeschaald naar bodemeenheid en opgeschaald naar Nederland) gegeven evenals de verhouding tussen de laterale en verticale flux om het belang van de een t.o.v. van de ander weer te kunnen geven.

In tabel 4.4 tenslotte is het aandeel van elk van de hier onderscheiden bodemtype-landgebruikcombinaties in de totale verticale en laterale flux weergegeven. De percentages in tabel 4.4 zijn berekend op basis van de naar Nederland opgeschaalde hoeveelheden (laatste twee regels in tabel 4.2 en 4.3). Daarnaast zijn een tweetal clusteringen gemaakt, een naar (hoofd)bodemtype: klei, zand en veen en een naar landgebruik waarbij maïsteelt apart genomen is en niet bij bouwland is ingedeeld.

Tabel 4.2 Absolute en relatieve bijdrage van verschillende bronnen (in 2001) aan totale belasting (zonder uitspoeling) en hoeveelheid laterale en verticale uitspoeling (bron: CCDM, 2002)

	Cd		Cu		Pb		Zn		Ni	
	kg	%	ton	%	ton	%	ton	%	ton	%
Energie sector	1	0.1	0.01	0.0	0.01	0.0	0.11	0.0	0.01	0.0
Verkeer en Vervoer	6	0.7	25.14	38.2	6.55	6.9	47.51	18.3	0.13	0.6
Chemische Industrie	101	11.3	4.03	6.1	1.32	1.4	23.48	9.0	3.40	15.1
Consumenten	6	0.7	2.53	3.8	1.07	1.1	7.49	2.9	0.06	0.2
Overige Industrie	121	13.5	9.91	15.1	1.56	1.6	8.50	3.3	1.95	8.6
Raffinaderijen	5	0.6	2.34	3.6	0.55	0.6	1.31	0.5	0.31	1.4
Landbouw	n.a.	n.a.	0.00	0.0	34.82	36.6	4.23	1.6	n.a.	n.a.
Handel, Diensten en Overheid	1	0.1	0.03	0.0	0.01	0.0	1.83	0.7	0.03	0.1
Afvalverwijderingsbedrijven	21	2.4	0.17	0.3	0.13	0.1	0.72	0.3	0.19	0.8
Riolering en Waterzuivering	422	47.3	19.59	29.8	38.40	40.4	156.48	60.2	13.44	59.4
Bouw	n.a.	n.a.	0.03	0.0	0.00	0.0	0.23	0.1	0.00	0.0
Overig	210	23.5	2.04	3.1	10.72	11.3	8.09	3.1	3.10	13.7
Totaal	893	100.0	65.82	100.0	95.15	100.0	259.98	100.0	22.61	100.0
Laterale stroming berekend ¹	264	30 ⁴	9.78	15	4.2	4	84.4	32	4.5	20
Verticale stroming berekend	1206	135	2.15	3	4.5	5	131.6	51	3.4	15
Lateraal tot oppervlak bodemtype ²	347	39	12.59	19	5.6	6	112.3	43	6.2	27
Verticaal tot oppervlak bodemtype	1663	186	2.63	4	5.8	6	159.3	61	3.8	17
Lateraal Nederland ³	772	86	27.99	43	12.4	13	249.6	96	13.8	61
Verticaal Nederland	3697	414	5.84	9	12.9	14	354.1	136	8.4	37

¹ de berekende hoeveelheid voor elk van de onderscheiden bodem landgebruiktypen, dwz voor het desbetreffende oppervlak dat daadwerkelijk door deze combinaties wordt ingenomen

² de berekende hoeveelheid vermenigvuldigd met het totale oppervlak van de desbetreffende bodemeenheid (incl. andere landgebruikvormen binnen deze eenheid)

³ de totale belasting op Nederlandse schaal ervan uitgaand dat de selectie qua oppervlakte representatief is voor Nederland

⁴ percentage van de totale externe belasting

Tabel 4.3. Bijdrage van verschillende bodemtypen aan uitspoeling via laterale (lat) en verticale flux (vert)

Stroming: Bodem	Cd		Zn		Cu		Pb		Ni	
	lat kg	vert kg	lat kg	vert kg	lat kg	vert kg	lat kg	vert kg	lat kg	vert kg
koopveen	50.4	0.0	36800.0	52.6	4950.0	1.7	1340.0	0.7	1560.0	0.3
kpveenzd	5.1	0.6	1990.0	155.0	159.0	5.5	75.5	9.4	138.0	9.9
klveenol	75.4	0.0	26000.0	-168.0	2590.0	-9.3	1220.0	-2.7	1080.0	-1.9
meerveen	29.8	20.4	7180.0	4940.0	113.0	60.5	250.0	166.0	218.0	137.0
stuifznd	0.0	300.0	0.0	54600.0	0.0	716.0	0.0	2070.0	0.0	2470.0
podzolZ8	43.6	133.0	4880.0	13500.0	93.5	239.0	230.0	607.0	305.0	384.0
podzolZ8	0.0	195.0	0.0	12900.0	0.0	277.0	0.0	377.0	0.0	219.0
podzolZ8	11.8	258.0	787.0	17100.0	16.8	367.0	22.9	498.0	2.5	51.3
podzolZ8	0.0	34.1	0.0	3020.0	0.0	38.5	0.0	83.0	0.0	10.0
enkeerdz	28.7	70.1	1800.0	2680.0	42.2	51.5	39.0	66.6	108.0	76.3
enkeerdz	0.0	107.0	0.0	4080.0	0.0	78.5	0.0	269.0	0.0	20.6
podzlZ13	0.0	87.4	0.0	18700.0	0.0	318.0	0.0	368.0	0.0	28.0
zavel_M8	11.0	0.4	1560.0	63.0	450.0	17.7	340.0	10.4	334.0	14.2
lichklei	3.9	-0.1	897.0	-14.5	376.0	-4.3	264.0	-4.1	233.0	-3.9
zwarklei	3.8	0.0	2520.0	-6.9	982.0	-8.8	462.0	-2.5	560.0	-1.0
kleizand	0.5	0.3	15.7	9.6	6.1	3.4	4.6	2.8	0.8	0.3
Totaal ¹ :	264	1206	84430	131611	9779	2152	4248	4519	4539	3414
Fractie ² :	0.18	0.82	0.39	0.61	0.82	0.18	0.48	0.52	0.57	0.43
Totaal ³ :	347	1663	112306	159280	12593	2628	5581	5810	6201	3761
Fractie	0.17	0.83	0.41	0.59	0.83	0.17	0.49	0.51	0.62	0.38
Totaal ⁴ :	772	3697	249648	354070	27994	5842	12407	12915	13785	8361

¹ totale berekende hoeveelheid op basis van het oppervlak van de desbetreffende bodem - landgebruikcombinatie

² aandeel van laterale resp. verticale uitspoeling voor elk element

³ totale hoeveelheid omgerekend naar totaal oppervlak van desbetreffende bodemeenheid

⁴ totale hoeveelheid omgerekend naar Nederland op basis van een totaal oppervlak van 2.8 10⁶ ha.

Tabel 4.4. Bijdrage van de onderscheiden bodemtypen en vormen van landgebruik aan de berekende uitspoeling

Bodemtype	LATERAAL					VERTICAAL				
	Cd	Zn	Cu	Pb	Ni	Cd	Zn	Cu	Pb	Ni
koopveen	18	41	50	30	32	0	0	0	0	0
kpveenzd	8	10	7	8	12	0	1	1	1	1
klveenol	23	24	21	23	18	0	0	0	0	0
meerveen	15	11	2	8	6	2	6	4	5	7
stuifznd	0	0	0	0	0	19	35	28	37	68
podzolZ8	13	4	1	4	5	8	8	9	10	10
podzolZ8	0	0	0	0	0	12	8	11	6	6
podzolZ8	3	1	0	0	0	16	11	14	9	1
podzolZ8	0	0	0	0	0	5	4	3	3	1
enkeerdz	12	2	0	1	3	6	2	3	2	3
enkeerdz	0	0	0	0	0	27	11	12	19	2
podzlZ13	0	0	0	0	0	6	14	14	8	1
zavel_M8	4	2	5	8	7	0	0	1	0	0
lichtklei	2	1	5	8	7	0	0	0	0	0
zwarklei	1	3	9	9	10	0	0	0	0	0
kleizand	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bodemtype	Cd	Zn	Cu	Pb	Ni	Cd	Zn	Cu	Pb	Ni
zand	28	7	1	6	7	98	94	95	94	92
klei	8	6	19	26	24	0	0	0	0	0
veen	65	87	80	69	69	2	6	5	6	8
Landgebruik	Cd	Zn	Cu	Pb	Ni	Cd	Zn	Cu	Pb	Ni
gras	67	75	81	68	68	14	11	11	12	13
maïs	0	0	0	0	0	39	19	23	26	8
akker	33	25	19	32	32	18	17	20	15	10
natuur	0	0	0	0	0	29	54	46	47	69

Op basis van de resultaten gepresenteerd in de tabellen 4.2 t/m 4.4 kunnen de volgende conclusies getrokken worden

1. de bijdrage van *laterale* uitspoeling die gedacht wordt op korte termijn (binnen een jaar) bij te dragen aan de belasting van het oppervlaktewater varieert van 13% voor lood tot 96 % voor Zn (percentage t.o.v. de totale externe belasting). De verschillen tussen de geschatte bijdrage van de verschillende metalen komen overeen met de 'gemiddelde' mobiliteit van deze metalen in de bodem. Deze neemt ruwweg af in de volgorde: $Zn \approx Cd > Ni > Cu \gg Pb$. Het feit dat alle hier berekende fluxen in dezelfde orde van grootte liggen als die van de externe bijdragen geeft aan dat uitspoeling via laterale stroming mogelijk net zo belangrijk is als de bijdrage van de dominante bron genoemd in tabel 4.1. (externe bronnen)
2. De bijdrage van de *verticale* uitspoeling voor de elementen Cu, Pb en Ni zal niet wezenlijk bijdragen aan de belasting van het oppervlaktewater. De geschatte bijdrage van Cu, Pb en Ni via verticale uitspoeling varieert van 9% voor Cu tot 37% voor Ni, maar omdat de verwachting is dat gedurende het transport van metalen door de aquifer als gevolg van adsorptie en reductie reacties deze flux sterk zal afnemen, is de te verwachten netto bijdrage aan de belasting van het oppervlaktewater gering. In het bijzonder in zwaar belaste gebieden als de Kempen, moet echter voorzichtigheid betracht worden met bovenstaande stelling gezien de geringe retentie capaciteit van zandige, zure aquifers in combinatie met de, voor Nederlandse begrippen, extreem hoge belasting van de aquifer met Cd en Zn uit de bodem. Op dit moment is in de berekening niet specifiek rekening gehouden met deze mogelijke bijdrage.

Wat betreft de verschillen tussen de hier onderscheiden bodem-landgebruikseenheden wordt geconcludeerd dat:

1. Laterale uitspoeling vooral gerelateerd is aan de uitspoeling uit veengronden en in mindere mate aan kleigronden. Dit feit is vooral het gevolg van de grootte van de laterale grondwaterstromen die in zandgronden relatief klein is t.o.v. nattere klei- en veengronden.
2. Verticale uitspoeling voor meer dan 90% afkomstig is uit zandgronden. Hier valt ook de relatief grote bijdrage van uitspoeling onder natuurterreinen op (stuifzand en podz/Z13). Dit komt overeen met de hoge gemeten concentraties onder bos en heide waarbij voor Cd en Zn vaak waarden ver boven de streef- en interventiewaarden voor grondwater aangetroffen worden. In de meeste gevallen is deze flux een gevolg van de lage tot zeer lage (< 4) pH van de natuurterreinen.
3. Wanneer de uitkomsten geclusterd worden tot op hoofd-bodentypen resp. zand, klei en veen (tabel 4.4) dan komt een zelfde beeld als eerder geschetst naar voren, namelijk een hoge uitspoeling lateraal uit veen gronden gevolgd door kleigronden en voornamelijk uitspoeling verticaal uit zandgronden.
4. Wanneer de resultaten geclusterd worden naar landgebruik (Zie tabel 4.4) dan blijkt dat voor de laterale uitspoeling deze voornamelijk optreedt onder grasland en in mindere mate onder akkerbouwland. Dat heeft te maken met het feit dat

zowel de gronden waarop maïs verbouwd wordt als de categorie natuur vrijwel uitsluitend op de drogere zandgronden voorkomen. Wanneer echter regionaal maïsteelt op nattere zandgronden voorkomt, betekent dat, gezien de hoge berekende gehalten in de laterale stroming onder maïs, dat laterale verliezen aanzienlijk kunnen zijn.

5. De uitspoeling in verticale richting is meer verdeeld over de verschillende categorieën waarbij het aandeel van natuur samen met dat van maïsteelt in de meeste gevallen ruwweg 70% van de totale verticale flux bedraagt.

Vergelijking resultaten ICPR methodiek en deze aanpak

Analoog aan de aanpak die is gevolgd voor de schatting van de belasting van het oppervlaktewater via uitspoeling voor het Rijn bekken (ICPR, 1996) is voor de metalen Cd, Cu en Zn voor Nederland een schatting gemaakt van de totale vracht die via uitspoeling het oppervlaktewater zou kunnen bereiken (Römkens et al., 2002). Deze schatting is gebaseerd op (landelijke) gemiddelde gehalten in het bovenste grondwater en maakt geen onderscheid tussen bijdragen via laterale en verticale fluxen. Bovendien houdt deze methode geen rekening met de verschillen tussen bodemtypen en vormen van landgebruik.

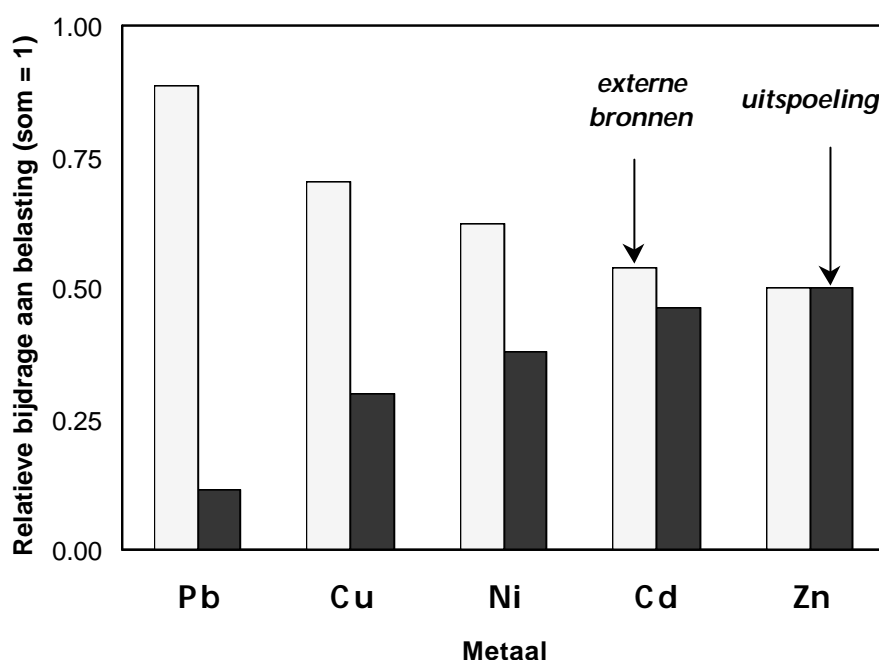
Voor Cd, Cu en Zn bedragen de berekende fluxen volgens de ICPR methode respectievelijk 1.6, 35.6 en 316.8 ton per jaar voor heel Nederland. Ofschoon deze waarden hoger zijn dan de hier berekende waarden, liggen ze in dezelfde orde van grootte van de hier berekende (laterale) fluxen van respectievelijk 0.77 (Cd), 28 (Cu) en 250 (Zn) ton per jaar.

Echter, wanneer bedacht wordt dat de totale belasting sterk gerelateerd is aan bepaalde vormen van landgebruik en, meer nog, bodemtype dan volgt daaruit dat op basis van de ICPR methode geen uitspraak gedaan kan worden over de effectiviteit van maatregelen terwijl de berekeningen in de voorliggende studie ieder geval wel inzicht geven in de bijdrage van de verschillende bodem-landgebruiktypen.

5 Conclusies en Aanbevelingen

De in de vorige hoofdstukken gepresenteerde data en modelberekeningen geven aan dat uitspoeling van zware metalen uit de bodem via laterale stroming een wezenlijke bijdrage kan leveren aan de belasting van het oppervlaktewater in Nederland.

Wanneer de bijdrage van laterale stroming vergeleken wordt met de momenteel bekende externe belasting (gegevens tabel 4.1) dan ontstaat het beeld zoals weergegeven in figuur 5.1.



Figuur 5.1 Bijdrage van externe bronnen (som van alle bekende belastingen, weergegeven in lichtgrijs, data CCDM 2002) en uitspoeling (berekende laterale flux in donkergrijs, data uit tabel 4.2) aan de belasting van oppervlaktewater voor Pb, Cu, Ni, Cd en Zn (som van beide is gelijk aan 1)

Uit figuur 5.1 blijkt dat vooral de mobiele elementen als Cd en Zn en in mindere mate Ni en Cu een zeer wezenlijke bijdrage kunnen leveren aan de belasting van het oppervlaktewater. Voor Pb geldt dat de mobiliteit zo laag is dat uitspoeling slechts een kleine bijdrage kan leveren. De bijdrage van uitspoeling in verticale richting is in deze beschouwing niet meegenomen omdat in eerste instantie aangenomen wordt dat de retentie van metalen in het diepere grondwater zal leiden tot een sterke afname van de concentraties die het oppervlaktewater uiteindelijk bereiken.

Kanttelingen bij het modelconcept, de toepasbaarheid en de orde van grootte van de resultaten

De uitkomsten zoals die in dit rapport gepresenteerd worden, zijn in meer of mindere mate afhankelijk van enkele aannames die gemaakt zijn. Dit betreft o.a. de keuze van de representatieve bodemtypen en landgebruikvormen en de daarbij behorende hydrologische condities. Zo is de berekening uitgevoerd met hydrologische gegevens uit de jaren 1975 (droog jaar), 1985 (gemiddeld jaar) en 1998 (nat jaar). De verschillen tussen de natte en droge condities zijn sterk afhankelijk van de grondwaterstand in een gekozen bodemeenheid. Zo is het effect op de laterale uitspoeling in droge gronden minimaal terwijl in de gronden met GT I, II en III de uitspoeling via de flux naar greppels sterk toeneemt. Het feit dat de uitspoeling via de laterale flux sterk wordt beïnvloed door de samenstelling (en metaalgehalten) in de bovengrond, betekent ook dat de flux gerelateerd is aan landgebruik. Wanneer het landgebruik een invloed heeft op de gehalten in de bovengrond (denk aan gebruik van dierlijke mest of historische verhoogde atmosferische depositie) dan zal dit in bepaalde bodemtypes (in dit geval die met een hoge grondwaterstand) sneller leiden tot verhoogde gehalten in het oppervlaktewater dan in niet-belaste gebieden.

Ofschoon de gemeten gehalten in het freatische grondwater sterk uiteenlopen voor de verschillende bodemtypen, blijkt ook dat voor bepaalde bodemtypen (o.a. zand) de gemeten ranges in de verschillende meetnetten goed vergelijkbaar zijn. Wel is het zo dat de diepte waarop gemeten wordt van grote invloed is op de concentratie in het grondwater. Om de modelberekeningen beter te kunnen vergelijken met de data zijn de berekeningen van de concentraties in het freatische grondwater aangepast aan de hydrologische condities in de profielen, d.w.z. van elk profiel is de grondwaterstand in een gemiddeld jaar bepaald en is voor die diepte de bijbehorende concentratie berekend.

Daarnaast is ook het gebruikte modelconcept beperkt in die zin dat specifieke processen die lokaal erg belangrijk kunnen zijn (denk aan stroming via krimpscheuren in kleigronden of via preferente stroombanen in zandgronden) niet meegenomen zijn. Echter, het belang van dergelijke processen in combinatie met de complexiteit ervan - in termen van modellering - maakt dat het meenemen ervan in een aanpak die geschikt moet zijn voor toepassing op nationale of regionale schaal op dit moment niet aan de orde is.

Wanneer echter bedacht wordt dat de berekende concentraties een goede weergave van de gemiddelde condities lijken te zijn dan kan de aanpak zoals hier gepresenteerd gebruikt worden om op een relatief eenvoudige manier de bijdrage van uitspoeling te kwantificeren anders dan door tijdrovende metingen van gehalten in het grond- en oppervlaktewater. Bovendien kan de hier gepresenteerde systematiek tevens gebruikt worden om na te gaan of de gehalten zoals aangetroffen in grondwater te verwachten zijn op basis van de belasting vanuit de bodem of dat deze aanleiding geven tot nader onderzoek vanwege mogelijk vervuiling.

Enkele specifieke kanttekeningen die verder een rol spelen zijn:

1. De totale belasting (via uitspoeling) berekend is door opschaling van enkele representatieve bodemtype - landgebruikcombinaties naar Nederland als geheel. Dat betekent dat gebieden met sterk afwijkende bodemkenmerken of gehalten (denk aan de Kempen) in deze beschouwing niet specifiek zijn meegenomen
2. De bijdrage van de verticale stroming is op dit moment niet meegenomen. Doordat de verblijftijden van de waterstromendoor de diepere ondergrond groot zijn, is het aannemelijk dat de uiteindelijke bijdrage van de verticale stroming inderdaad beperkt blijft. Dit hangt echter sterk af van de chemische eigenschappen van de aquifers: in geval van reductie en of hoge pH waarden zal de concentratie van de metalen in het grondwater zeer laag zijn en de uiteindelijke bijdrage aan het oppervlaktewater dientengevolge zeer gering.
3. De belasting is bepaald op basis van gemiddelde bodemschematisaties en met modelberekeningen. Hoewel de invloed van de range in bodemeigenschappen in beperkte mate is bepaald voor Zn, geldt dat variatie in bodemeigenschappen een grotere range in concentraties zal bewerkstelligen dan hier is weergegeven. In principe leidt dat dus automatisch tot grotere of kleinere fluxen. Wat het effect zal zijn van het opschalen van verschillende (meer of minder sterk) afwijkende kleinere eenheden voor de totale flux is nu nog niet duidelijk. De verwachting is dat, omdat de afwijking zowel naar beneden als naar boven zal optreden (in sommige gevallen hogere dan wel lagere uitspoeling) de uiteindelijke uitkomst binnen acceptabele marges zal veranderen.
4. De invoer is gebaseerd op basis van bodemkaarten en bestaande schematisaties. Voornamelijk wat betreft de metaalgehalten en bodemeigenschappen in de ondergrond lijkt de hoeveelheid bestaande informatie nog te gering om op grotere schaal een betrouwbare uitspraak te kunnen doen.
5. In het algemeen geldt dat er over de metaalgehalten en overige bodemeigenschappen in de bovengrond voldoende informatie voorhanden is. Ook over de gehalten van metalen in het grondwater bestaat informatie om uitspoeling in verticale zin te kunnen valideren op regionaal niveau. Over metaalconcentraties in het bodemvocht en in het lateraal uitspoelende water zijn echter nog weinig geschikte meetgegevens beschikbaar. Om de berekende laterale fluxen te kunnen valideren zou daarom een aantal representatieve meetlocaties moeten worden ingericht om de veranderingen in de metaalconcentratie van de bovengrond tot aan het oppervlaktewater te monitoren.
6. Op dit moment wordt gewerkt met generieke partitievergelijkingen die voor alle bodemtypen gelijk zijn. Ofschoon het gedrag van zware metalen in aërobe bodems waarschijnlijk in alle gevallen door adsorptie gekenmerkt zal worden (hetgeen dus de toepassing van een generiek model voor alle bodems aannemelijk maakt), is het gebruik van partitievergelijkingen gekoppeld aan de bandbreedte van de data waar het model op is gebaseerd. Alhoewel de hier gebruikte dataset een groot aantal bodems bevat en een weerspiegeling vormt van de bodems zoals deze in Nederland voorkomen, is het niet uitgesloten dat het gedrag (verdeling vast - vloeibaar) in sommige bodemtypen (zwarte klei, veen) beter beschreven zou kunnen worden wanneer aanvullende data uit deze bodems beschikbaar komen.

7. De rol van DOC bij de beschrijving van de verdeling tussen vaste fase en bodemvocht is op dit moment zeer generiek meegenomen. De aard en samenstelling van DOC is van belang bij het voorspellen van de verdeling van met name Cu en Pb over de vaste en vloeibare fase. Op dit moment wordt het effect van DOC zeer generiek meegenomen in de partitievergelijking maar het is waarschijnlijk dat de samenstelling van DOC is bijv. veengronden anders is dan die in zandgronden. Ook de rol van de hydrologie in relatie tot de samenstelling van DOC (bijvoorbeeld onder natte versus droge omstandigheden in een bodem) kan om praktische redenen niet worden meegenomen. Het is een feit dat er op landelijke schaal onvoldoende gegevens zijn van de variatie in DOC zowel tussen bodemtypen als ook in een jaar of als gevolg van wisselende hydrologische omstandigheden.
8. Momenteel is voornamelijk gekeken naar de effecten van de variatie agv de bodem schematisatie. De rol van de onzekerheid in de hydrologische schematisatie (STONE) is hierbij buiten beschouwing gelaten. Wanneer in een vervolg stap een verdere verfijning doorgevoerd gaat worden waarbij niet gewerkt wordt met representatieve eenheden maar met alle STONE plots zal dit effect wel meegenomen moeten worden.

Al met al zullen de hier genoemde kanttekeningen mogelijk leiden tot een gewijzigde schatting van de bijdrage van uitspoeling aan de belasting van het oppervlaktewater met metalen. Omdat een deel van de effecten die hier genoemd worden tegengestelde werken (hetzij een verhoging van de uitspoeling dan wel een verlaging) is het op dit moment onmogelijk een uitspraak te doen over de uiteindelijk omvang van de wijziging wanneer alle lacunes opgevuld zouden worden. Wanneer bedacht wordt dat een zeer eenvoudige schatting gedaan volgens de ICPR methode ongeveer dezelfde resultaten oplevert (orde van grootte) als die berekend volgens de hier beschreven methode dan zou daaruit afgeleid kunnen worden dat de uitkomsten zoals hier gepresenteerd tamelijk robuust zijn.

Voor toepassing op lokale dan wel regionale schaal geldt echter wel dat aan een deel van de hier genoemde 'tekortkomingen' tegemoet gekomen moet worden. Op lokale schaal kunnen de hier genoemde effecten en kanttekeningen (samenstelling van DOC, schematisatie profielen, gebruik van een generiek empirisch model) wel leiden tot grotere afwijkingen t.o.v. van de hier gepresenteerde gegevens.

Aanbevelingen voor toekomstig werk

Tot op heden is vnl. gewerkt aan de huidige versie van het model op basis van bestaande gegevens. Een vergelijking tussen grondwater data en modelberekeningen toont aan dat het gekozen concept in voldoende mate de range in metingen kan benaderen. Voor sommige elementen en bodemtypen echter worden afwijkingen gevonden die verschillende oorzaken kunnen hebben.

Een aantal belangrijke redenen hiervoor zijn:

1. De modelaanpak is niet (voldoende) geschikt om de variatie in de concentratie te berekenen;
2. De invoer data van de bodemeigenschappen zijn niet voldoende gedetailleerd voor de gekozen eenheden en/of de gekozen eenheden zijn onvoldoende representatief voor de daadwerkelijke situatie op landelijke schaal;
3. De concentratie in het bodemvocht en uittredend water varieert dermate in de tijd (gedurende het jaar) dat de gemiddelde berekende concentratie de uiteindelijke flux niet voldoende benadert.

Om deels aan de hier genoemde beperkingen tegemoet te komen wordt in de toekomst aan een aantal concrete punten gewerkt. Dit betreft onder andere:

1. Verbetering bestaand model en koppeling met mechanistische modellen

Naast de hier gekozen partitievergelijkingen is een begin gemaakt met het toepassen van meer mechanistische modellen (NICA-Donnan, CD-MUSIC) om de concentratie in bodemvocht te berekenen. In eerste instantie is gekeken hoe de voorspelling op basis van deze modellen zich verhoudt tot die van de partitiemodellen. Een eerste analyse toont aan de verschillen beperkt zijn. Het voordeel van meer mechanistische modellen is dat deze de mogelijkheid bieden specifiek processen indien gewenst in de berekeningen mee te nemen. Zo werd al duidelijk dat precipitatie van lood fosfaat in een deel van de monsters uit de dataset een rol speelt. Dit kan met de partitievergelijkingen niet aangepast worden. Uiteindelijk zal op grond van een aantal argumenten (met name beschikbaarheid benodigde data) een keuze gemaakt worden waarbij het niet onwaarschijnlijk is dat voor een deel een keuze optie ingebouwd wordt die de gebruiker de keus tussen partitiemodellen en mechanistische modellen geeft.

Daarnaast wordt momenteel experimenteel werk verricht met als doel een verbetering van beide modelconcepten. Dit gebeurt dmv metingen van de verdeling tussen vaste fase en bodemvocht (desorptie) waarbij zowel concentratie als ook activiteit bepaald wordt (mbv Donnancellen en ion selectieve elektroden)

2. Kwaliteit en ruimtelijke variatie in invoerdata

Op dit moment wordt de uitspoeling berekend op basis van een aantal representatieve eenheden. Ofschoon deze zodanig gekozen zijn dat ze inderdaad een groot deel van Nederland bestrijken is ook al duidelijk dat er enkele eenheden zijn die nu niet of onvoldoende zijn meegenomen maar die wellicht ondanks hun beperkte geografische omvang toch een relevante bijdrage vormen. Dat betreft met name de natte zandgronden (GTII en III). De resultaten van dit moment laten zien dat de uitspoeling uit zandgronden beperkt is (althans de laterale uitspoeling). Ofschoon dat voor droge zandgronden niet onrealistisch is, is verondersteld dat met name de laterale uitspoeling uit de genoemde nattere zandgronden groter is dan tot nu toe in de modelberekeningen naar voren komt. Een oplossing voor dat probleem is het

model runnen voor meerdere eenheden. In 2004 wordt daarom een volledige koppeling met de 6000 STONE eenheden gemaakt. Hierdoor is er geen opschaalslag meer nodig omdat deze samen het Nederlandse oppervlak omvatten. Dat betekent dus wel dat er voor de schematisatie meer eenheden moeten worden ingevuld, met name voor zware metalen. Voor de bodemeigenschappen zijn namelijk alle STONE plots al geschematiseerd. Voor zware metalen geldt dat voor de bovengrond voor Cd, Zn, Cu en Pb er reeds een landsdekkend beeld bestaat dat voor deze schematisatie kan worden gebruikt. Voor de ondergrond bestaat deze echter nog niet waardoor de schematisatie van de profielen daar deels aan bodemtypen gekoppeld zal worden.

3. Concentratie bodemvocht in de tijd

De concentratie van metalen gedurende het jaar varieert. Het is bekend dat met name in de winter en het vroeg voorjaar de concentraties hoger zijn dan in de zomer en herfst. Ofschoon dit effect al impliciet in het model verwerkt zit (bij een hogere grondwaterstand worden hogere concentraties berekend), is de huidige versie niet geschikt om de variatie binnen een jaar te benaderen. Daartoe zou de rekenperiode verkort moeten worden tot maanden of weken. Om na te gaan hoe groot het effect van deze variatie in het jaar is, loopt een meetcampagne waarbij voor zand- en veengronden de concentratie in het bodemvocht gedurende 2003 gemeten wordt. De meetfrequentie hangt onder meer af van de hoeveelheid uittredend drainagewater en de neerslag intensiteit maar bedraagt minimaal 7 tot 10 keer per jaar. Naast de samenstelling van het bodemvocht en drainagewater worden tevens de bodemeigenschappen van de percelen bepaald om te gemeten concentraties met de modellen te kunnen simuleren. Daarmee wordt ook een modelvalidatie gedaan.

Aan het eind van de meetcampagne (voorjaar 2004 met mogelijkheid tot doorloop tot begin 2005) wordt nagegaan of het gewenst dan wel noodzakelijk is om voor deze eenheden kleinere tijdstappen in de berekening van de uitspoeling in te bouwen. In principe zijn de hydrologische data die nodig zijn om deze berekeningen uit te voeren voorhanden. Alleen zal de modelstructuur aangepast moeten worden en zal er een veel grotere datastroom gegenereerd worden, te meer omdat dan deze berekeningen in principe voor alle ruim 6000 eenheden gedaan moeten worden.

Literatuur

- Boekhold, A.E. 1992. Field scale behaviour of cadmium in soils. PhD thesis Wageningen University, Wageningen, the Netherlands.
- Bonten, L.T.C., P.F.A.M. Römken, R.P.J.J. Rietra. 2003. Gehalten aan zware metalen in het bovenste grondwater onder landbouwgronden op zand in Nederland, H₂O artikel in voorbereiding
- Brus, D.J., J.J. de Gruijter, D.J. Walvoort, P.F.A.M. Römken, F. de Vries, en W. de Vries. 2001. Landelijke kaarten met overschrijdingsrisico's van landbouwkundige bodemnormen voor zware metalen. *In* W. de Vries et al. Risico's van bodemverontreiniging in het landelijk gebied. ALTERRA rapport 244, Wageningen.
- CIW. 2001. Water in Beeld 2001: voortgangsrapportage over het waterbeheer in Nederland. Commissie Integraal Waterbeheer, Den Haag (zie ook: http://wib2001.waterland.net/Rapport/titel____pag1.html).
- CCDM. 2002. Emissie-monitor. Jaarcijfers 2000 en ramingen 2001 voor emissies en afval. Rapportagereeks milieumonitor no.6, november 2002. http://dm.milieumonitor.net/pls/portal30/docs/FOLDER/ERCMETADATA/NSV_2002_RAPPORTDEF6.PDF
- Degryse, F., K. Broos, E. Smolders, and R. Merckx. 2003. Soil solution concentration of Cd and Zn can be predicted with a CaCl₂ soil extract. *Eur. J. Soil Sci.* 54(1): 149-157.
- Drecht, van, G., H.F.R. Reijnders, L.J.M. Boumans, en W. van Duijvenbouden. 1996. De kwaliteit van het Nederlandse grondwater op een diepte tussen 5 en 30 meter in Nederland en de verandering daarvan in de periode 1984 - 1993. RIVM rapport 714801005.
- Fraters, B., L.J.M. Boumans, en H.P. Prins. 2001. Achtergrondconcentraties van 17 sporenelementen in het grondwater. Notitie t.b.v. het afleiden van streefwaarden. RIVM rapport in voorbereiding.
- Groot, M.S.M., J.J.B Bronswijk, W.J. Willems, T. de Haan, en P. del Castilho. 1996. Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit. Resultaten 1993. RIVM rapport 714801007.
- Groot, M.S.M., J.J.B Bronswijk, W.J. Willems, T. de Haan, en P. del Castilho. 1997. Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit. Resultaten 1994. RIVM rapport 714801017.
- Groot, M.S.M., J.J.B Bronswijk, W.J. Willems, T. de Haan, en P. del Castilho. 1998. Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit. Resultaten 1995. RIVM rapport 714801024.
- Groot, M.S.M., J.J.B Bronswijk, en T.C van Leeuwen. 2000. Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit. Resultaten 1996. RIVM rapport 714801026.
- International Commission for the Protection of the Rhine (ICPR). 1996. Procedure, basics and models for the inventory of diffuse contributions. C -d 1/96, rev. 13.02.98. Published by the UN-ECE Convention on the protection and use of transboundary watersources and international lakes. Task force on monitoring and assessment.
- Janssen, 1988. Invloed van de landbouw op de kwaliteit van oppervlaktewater. Zware metalen en organische microverontreinigingen. ICW rapport no. 30/III, Wageningen.

- Japenga, J., J. Bril, en W. Schuurmans. 2000. Het meetnet bodemkwaliteit van de provincie Gelderland. Opzet en resultaten 1997-1999. ALTERRA rapport 138.
- Kroes, J.G., P.J.T. van Bakel, J. Huygen, T. Kroon, en R. Pastoors. 2001. Actualisatie van de hydrologie voor STONE 2.0. Reeks Milieuplanbureau 16, ALTERRA rapport 298, Wageningen.
- Kroon, T. P. Finke, I. Peereboom, en A. Beusen. 2001. Redesign STONE. De nieuwe schematisatie voor STONE: de ruimtelijke indeling en de toekenning van hydrologische en bodemchemische parameters. RIZA rapport 2001.017, RIZA, Lelystad.
- Kros, J., G.J. Reinds, W. de Vries, J.B. Latour and M.J.S. Bollen, 1995. Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology. Wageningen, SC-DLO Report 95.
- Otte, J.G., P.F.A.M. Römkens, A. Tiktak, en W. de Vries. 2000. Partitierelaties voor zware metalen (Cd, Cu, Pb, Zn) voor diffuus verontreinigde Nederlandse bodems. PGBO rapport no. 30. Wageningen.
- Rietra, R.P.J.J. 2001. The relationship between the molecular structure and ion adsorption on goethite. PhD thesis Wageningen University, Wageningen the Netherlands.
- Römkens, P.F.A.M. 1998. Effects of land use changes on organic matter dynamics and trace metal solubility in soils. PhD thesis University of Groningen, Groningen, the Netherlands.
- Römkens, P.F.A.M., and W. Salomons. 1998. Cd, Cu and Zn solubility in arable soils and forest soils: consequences of land use changes for metal mobility and risk assessment. *Soil Science*, 163(11):859-871.
- Römkens, P.F.A.M. en W. de Vries. 2001. Bijdrage van uitspoeling van zware metalen aan de belasting van het oppervlaktewater. Rapportage fase 1a. ALTERRA rapport 85124-1.
- Römkens, P.F.A.M., A.C.C. Plette, and G.G.C Verstappen. 2002. Contribution of agriculture to the heavy metal loads of Dutch surface waters. J. Steenvoorden, F. Claessen, and J. Willems (eds). *Agricultural effects on ground and surface waters: research at the edge of science and society*. IAHS publication no. 273, Oxfordshire, UK, p 337 - 342.
- Römkens, P.F.A.M., J.E. Groenenberg, J. Bril en W. de Vries. 2002. Uitspoeling van zware metalen uit landbouwgronden. ALTERRA rapport 459.
- Römkens, P.F.A.M., J.E. Groenenberg, and W. de Vries. 2003. Derivation of partition relationships to calculate Cd, Cu, Pb, Ni and Zn solubility and activity in soil solutions. ALTERRA rapport, in voorbereiding.
- Seuntjens, P. 2000. Reactive solute transport in heterogeneous porous media: Cadmium leaching in acid sandy soils. University of Antwerp, Antwerp, België.
- Temminghoff, E.J.M. 1998. Chemical speciation of heavy metals in sandy soils in relation to availability and mobility. PhD thesis Wageningen University, Wageningen, the Netherlands.
- Tiktak, A. 1999. Modeling non-point source pollutants in soils. Applications to the leaching and accumulation of pesticides and Cadmium. PhD thesis University of Amsterdam, Amsterdam, the Netherlands.

- Weerd, van de, H. 2000. Transport of reactive carriers and contaminants in groundwater systems. A dynamic competitive happening. PhD thesis Wageningen University, Wageningen, the Netherlands.
- Wit, de, J.C.M. 1992. Proton and metal ion binding to humic substances. PhD thesis Wageningen University, Wageningen, the Netherlands.

Aanhangsel 1 Bodemeigenschappen, zware metaalgehalten¹ en zware metaalconcentraties in de geselecteerde bodemtype - landgebruikcombinaties

Koopveen (BT1, hVb, hVc)

Van Seg#	tot seg#	pH CaCl2	DOC ppm	SOM %	klei %	gehalten in grond					concentraties in poriewater				
						Zn ppm	Cu ppm	Ni ppm	Cd ppm	Pb ppm	Zn ppb	Cu ppb	Ni ppb	Cd ppb	Pb ppb
1	5	5.2	111	25	45	85	34	8.5	0.7	67.2	205	28.0	8.9	0.28	7.38
6	7	5.3	93	22	47	60.9	24	6.1	0.6	48.1	120	15.0	4.6	0.21	4.81
8	10	5.3	99	55	31	32	13	3.2	0.4	25.3	32	2.3	0.4	0.04	0.58
11	15	5.3	79	60	28	10.5	4.2	1.05	0.2	8.3	7	0.3	0.0	0.009	0.10
16	20	5.3	67	60	28	10.4	4.2	1.04	0.1	8.24	7	0.3	0.0	0.003	0.10
21	100	5.3	67	60	28	8.2	3.3	0.8	0.1	6.5	5	0.2	0.0	0.003	0.07

Kpveenzda (hVz, Vz)

van seg#	tot seg#	pH CaCl2	DOC ppm	SOM %	klei %	gehalten in grond					concentraties in poriewater				
						Zn ppm	Cu ppm	Ni ppm	Cd ppm	Pb ppm	Zn ppb	Cu ppb	Ni ppb	Cd ppb	Pb ppb
1	4	5.3	156	30	8	80	32	8	1	63.2	367	46.0	20.5	0.98	6.49
5	7	5.3	103	60	8	60	24	6	0.9	47.4	133	10.8	3.5	0.31	1.45
8	15	5.3	117	70	8	35	14	3.5	0.3	28	61	3.8	1.0	0.03	0.58
16	20	5.5	30	1	4	4	1.6	0.4	0.05	3.2	80	5.4	11.7	0.27	5.78
21	100	5.5	30	1	4	1	0.4	0.1	0.02	0.8	13	0.5	0.9	0.05	0.82

¹ Voor alle metalen geldt dat dit de 'reactieve' metaalgehalten zijn. Deze worden gemeten als de hoeveelheid extraheerbaar in 0,43 N HNO₃.

Klveenolp (KVb, Vb)

van seg#	tot seg#	pH CaCl2	DOC ppm	SOM %	klei %	gehaltes in grond					concentraties in poriewater				
						Zn ppm	Cu ppm	Ni ppm	Cd ppm	Pb ppm	Zn ppb	Cu ppb	Ni ppb	Cd ppb	Pb ppb
1	4	5.2	70	15	47	40	16	4	0.6	32	102	10.4	4.0	0.37	4.51
5	7	5.2	51	10	50	35	14	3.5	0.4	28	106	10.8	5.1	0.27	5.86
8	10	5.3	99	55	31	30	12	3	0.2	24	30	2.0	0.4	0.010	0.54
11	15	5.3	79	60	28	30	12	3	0.1	24	27	1.7	0.3	0.003	0.45
16	20	5.3	67	60	28	25	10	2.5	0.1	20	21	1.2	0.2	0.003	0.33
21	100	5.3	67	60	28	25	10	2.5	0.1	20	21	1.2	0.2	0.003	0.33

Meerveeni (Iwp, Wz)

van seg#	tot seg#	pH CaCl2	DOC ppm	SOM %	klei %	gehaltes in grond					concentraties in poriewater				
						Zn ppm	Cu ppm	Ni ppm	Cd ppm	Pb ppm	Zn ppb	Cu ppb	Ni ppb	Cd ppb	Pb ppb
1	4	5.3	50	10	4	35	14	0.5	0.2	28	322	28.0	0.7	0.25	6.95
5	10	4.9	75	85	4	25	10	2.5	0.1	20	77	2.2	1.0	0.007	0.34
11	15	4.8	30	85	4	15	6	1.5	0.1	12	37	0.6	0.3	0.007	0.13
16	20	4.8	18	0.5	3	3	1.2	0.17	0.05	2.4	266	9.0	19.5	1.60	14.42
21	100	4.4	10	0.5	3	1	0.4	0.05	0.02	0.8	101	1.2	2.8	0.42	3.37

Stuifznd (Zd20, Zd21)

van seg#	tot seg#	pH CaCl2	DOC ppm	SOM %	klei %	gehaltes in grond					concentraties in poriewater				
						Zn ppm	Cu ppm	Ni ppm	Cd ppm	Pb ppm	Zn ppb	Cu ppb	Ni ppb	Cd ppb	Pb ppb
1	20	4.4	8	0.3	2	2	0.8	0.2	0.07	1.6	423	7.7	107.7	9.86	17.55
21	100	4.4	8	0.3	2	1	0.4	0.05	0.02	0.8	174	2.3	7.9	0.97	6.61

PodzolZ8 (Hn21 grasland)

van seg#	tot seg#	pH CaCl2	DOC ppm	SOM %	klei %	gehaltenes in grond					concentraties in poriewater				
						Zn ppm	Cu ppm	Ni ppm	Cd ppm	Pb ppm	Zn ppb	Cu ppb	Ni ppb	Cd ppb	Pb ppb
1	4	5.1	49.1	5	3	35	14	3.5	0.35	20	849	73.7	138.6	2.48	13.30
5	10	4.6	40.4	3	3	20	8	2	0.2	10	1214	57.3	203.9	2.94	13.60
11	15	4.6	30	2	3	10	4	1	0.1	6	638	23.0	95.3	1.31	10.52
16	20	4.8	10	0.5	3	3	1.2	0.3	0.05	3	231	6.9	47.1	1.45	16.32
21	100	4.8	10	0.5	3	1	0.4	0.05	0.03	0.8	56	1.0	1.6	0.56	2.54

PodzolZ8 (Hn21 mais)

van seg#	tot seg#	pH CaCl2	DOC ppm	SOM %	klei %	gehaltenes in grond					concentraties in poriewater				
						Zn ppm	Cu ppm	Ni ppm	Cd ppm	Pb ppm	Zn ppb	Cu ppb	Ni ppb	Cd ppb	Pb ppb
1	4	5.1	49.1	5	3	45	18	3.5	0.6	35	1172	114.6	138.6	6.73	29.24
5	10	4.6	40.4	3	3	38	15.2	3.5	0.4	16	2764	176.6	586.1	10.60	26.36
11	15	4.6	30	2	3	15	6	1.5	0.25	5	1072	46.9	204.8	7.15	8.14
16	20	4.8	10	0.5	3	4	1.6	0.5	0.1	2	334	11.4	123.5	5.23	9.22
21	100	4.8	10	0.5	3	1.5	0.6	0.05	0.05	0.85	95	2.0	1.6	1.45	2.76

PodzolZ8 (Hn21 akkerbouw)

van seg#	tot seg#	pH CaCl2	DOC ppm	SOM %	klei %	gehaltenes in grond					concentraties in poriewater				
						Zn ppm	Cu ppm	Ni ppm	Cd ppm	Pb ppm	Zn ppb	Cu ppb	Ni ppb	Cd ppb	Pb ppb
1	4	5.1	49.1	5	3	35	14	2.5	0.3	22	849	73.7	73.4	1.86	15.21
5	10	4.6	40.4	3	3	15	6	1.5	0.2	11	840	34.6	118.5	2.94	15.55
11	15	4.6	30	2	3	10	4	1	0.1	5	638	23.0	95.3	1.31	8.14
16	20	4.8	10	0.5	3	4	1.6	0.4	0.1	2	334	11.4	81.0	5.23	9.22
21	100	4.8	10	0.5	3	1.5	0.6	0.02	0.05	0.85	95	2.0	0.3	1.45	2.76

PodzolZ8 (Hn21 natuur)

van seg#	tot seg#	pH CaCl2	DOC ppm	SOM %	klei %	gehaltes in grond					concentraties in poriewater				
						Zn ppm	Cu ppm	Ni ppm	Cd ppm	Pb ppm	Zn ppb	Cu ppb	Ni ppb	Cd ppb	Pb ppb
1	4	5.1	49.1	5	3	12	4.8	0.8	0.15	9.5	215	11.3	8.6	0.52	4.66
5	10	4.6	40.4	3	3	7.5	3	0.55	0.1	6.5	345	10.2	17.8	0.81	7.41
11	15	4.6	30	2	3	5.5	2.2	0.35	0.06	4.3	296	8.1	13.1	0.51	6.58
16	20	4.8	10	0.5	3	1	0.4	0.02	0.03	0.8	56	1.0	0.3	0.56	2.54
21	100	4.8	10	0.5	3	0.5	0.2	0.01	0.02	0.3	23	0.3	0.1	0.27	0.64

Enkeerdz (zEZ21 grasland)

van seg#	tot seg#	pH CaCl2	DOC ppm	SOM %	klei %	gehaltes in grond					concentraties in poriewater				
						Zn ppm	Cu ppm	Ni ppm	Cd ppm	Pb ppm	Zn ppb	Cu ppb	Ni ppb	Cd ppb	Pb ppb
1	5	4.6	58.6	5	3	20	8	4	0.28	25	891	38.9	378.1	3.01	27.54
6	15	4.6	49.8	4	3	10	4	1.5	0.2	8	419	13.7	80.3	2.09	7.14
16	20	4.7	28.7	2	3	4	1.6	0.05	0.1	3	169	4.3	0.3	1.16	3.64
21	100	4.9	9.6	0.5	3	1	0.4	0.05	0.05	0.5	48	0.9	1.4	1.28	1.20

Enkeerdz (zEZ21 mais)

van seg#	tot seg#	pH CaCl2	DOC ppm	SOM %	klei %	gehaltes in grond					concentraties in poriewater				
						Zn ppm	Cu ppm	Ni ppm	Cd ppm	Pb ppm	Zn ppb	Cu ppb	Ni ppb	Cd ppb	Pb ppb
1	5	4.6	58.6	5	3	25	10	3.5	0.4	28	1187	57.6	293.9	5.82	32.31
6	15	4.6	49.8	4	3	15	6	1	0.35	10	705	27.8	37.4	5.90	9.78
16	20	4.7	28.7	2	3	5	2	0.05	0.1	3	224	6.3	0.3	1.16	3.64
21	100	4.9	9.6	0.5	3	1	0.4	0.02	0.05	1	48	0.9	0.2	1.28	3.19

PodzL13 (gHd30)

van seg#	tot seg#	pH CaCl2	DOC ppm	SOM %	klei %	gehaltes in grond					concentraties in poriewater				
						Zn ppm	Cu ppm	Ni ppm	Cd ppm	Pb ppm	Zn ppb	Cu ppb	Ni ppb	Cd ppb	Pb ppb
1	3	3.5	104.2	6	2	15	6	1	0.11	8	3698	52.6	154.9	2.03	11.83
4	7	4.2	59.4	4	2	7	2.8	0.7	0.07	4	605	11.5	47.4	0.60	3.94
8	12	4.7	28.7	2	2	5	2	0.5	0.03	2	275	7.5	29.8	0.15	2.14
13	20	4.8	10	0.5	2	2	0.8	0.02	0.02	2	168	4.0	0.4	0.33	9.59
21	100	4.8	10	0.5	2	1	0.4	0.01	0.02	0.5	69	1.2	0.1	0.33	1.36

Zavel_M8 (Mn25A)

van seg#	tot seg#	pH CaCl2	DOC ppm	SOM %	klei %	gehaltes in grond					concentraties in poriewater				
						Zn ppm	Cu ppm	Ni ppm	Cd ppm	Pb ppm	Zn ppb	Cu ppb	Ni ppb	Cd ppb	Pb ppb
1	5	7.9	11.2	3	20	55	8.8	4.5	0.45	30	11	3.1	1.6	0.09	3.32
6	12	8.4	4	1	20	35	5.6	3.5	0.4	15	5	2.2	2.0	0.14	2.86
13	20	8.4	4	1	20	20	3.2	2	0.15	8	3	0.8	0.7	0.02	1.18
21	100	8.4	4	1	20	15	2.4	1.5	0.1	3	2	0.5	0.4	0.011	0.30

Lichklei (Mn35A, Rd90A, Rd90C)

van seg#	tot seg#	pH CaCl2	DOC ppm	SOM %	klei %	gehaltes in grond					concentraties in poriewater				
						Zn ppm	Cu ppm	Ni ppm	Cd ppm	Pb ppm	Zn ppb	Cu ppb	Ni ppb	Cd ppb	Pb ppb
1	5	7.9	16.2	5	28	60	24	6	0.4	40	7	10.7	1.1	0.03	2.68
6	12	8	8	2	28	45	18	4.5	0.25	25	8	12.0	1.8	0.04	3.63
13	20	8.3	4.2	1	20	20	8	2	0.2	8	3	4.5	0.8	0.04	1.29
21	100	8.3	4.2	1	20	20	3.2	2	0.1	6	3	0.9	0.8	0.012	0.86

Zwarklei (Rn44C, gMn83C, kMn48C, Rn47C)

van seg#	tot seg#	pH CaCl2	DOC ppm	SOM %	klei %	gehaltes in grond					concentraties in poriewater				
						Zn ppm	Cu ppm	Ni ppm	Cd ppm	Pb ppm	Zn ppb	Cu ppb	Ni ppb	Cd ppb	Pb ppb
1	5	6	39.4	6	55	45	18	8.5	0.4	35	61	16.4	17.4	0.19	8.36
6	20	5.8	18.5	2	55	30	12	3.5	0.1	20	95	20.9	19.2	0.07	15.64
21	100	8	8	2	55	25	10	2.5	0.05	10	3	3.3	0.4	0.001	0.93

Kleizand (Mn22A)

van seg#	tot seg#	pH CaCl2	DOC ppm	SOM %	klei %	gehaltes in grond					concentraties in poriewater				
						Zn ppm	Cu ppm	Ni ppm	Cd ppm	Pb ppm	Zn ppb	Cu ppb	Ni ppb	Cd ppb	Pb ppb
1	5	8	10.7	3	20	35	14	3.5	0.3	30	5	6.5	0.8	0.04	3.05
6	12	8.2	4.4	1	20	27	10.8	2.7	0.2	20	5	8.2	1.7	0.05	5.10
13	20	8.4	2.4	0.5	3	4	1.6	0.4	0.1	2	1	0.9	0.3	0.07	0.45
21	100	8.4	2.4	0.5	3	1	0.4	0.05	0.03	0.5	0	0.1	0.0	0.007	0.06