

# Ecologische effecten van metaalverontreiniging in het overstromingsgebied van de Dommel



Triade onderzoek, ecologische risico's en  
mogelijkheden voor inrichting en beheer

In opdracht van



# Ecologische effecten van metaalverontreiniging in het overstromingsgebied van de Dommel

Triade-onderzoek, ecologische risico's en  
mogelijkheden voor inrichting en beheer

Auteurs:

Mevr. J.G.M. Derksen (Grontmij|AquaSense),  
Dhr. J. Lahr (Alterra, Wageningen UR),  
Dhr. T. de Kort (Grontmij|AquaSense),  
Dhr. A. van der Tuin (Grontmij),  
Dhr. J.F. Postma (Grontmij|AquaSense),  
Mevr. T.C. Klok (Alterra, Wageningen UR),  
Dhr. N.W. van den Brink (Alterra, Wageningen UR),  
Mevr. H.J. de Lange (Alterra, Wageningen UR),  
Dhr. S.A.E. Kools (Grontmij|AquaSense),  
Mevr. A. Van der Hout (Alterra, Wageningen UR),  
Dhr. J. Harmsen (Alterra, Wageningen UR),  
Dhr. J.H. Faber (Alterra, Wageningen UR)

Amsterdam, december 2008



In opdracht van



## Contactgegevens



ir. Anja Derksen  
Postbus 95125  
1090 HC Amsterdam  
Tel: +31 20-592 22 44  
Fax: +31 20-592 22 49  
E-mail: [Anja.Derksen@grontmij.nl](mailto:Anja.Derksen@grontmij.nl)



dr. ir. Joost Lahr  
Postbus 47  
6700 AA Wageningen  
Tel: +31 317-48 53 99  
Fax: +31 317-41 90 00  
E-mail: [Joost.Lahr@wur.nl](mailto:Joost.Lahr@wur.nl)



Postbus 1265  
5602 BG Eindhoven  
Tel: +31 40-265 12 11  
Fax: +31 40-244 37 97  
E-mail: [zuid@grontmij.nl](mailto:zuid@grontmij.nl)



Postbus 2213  
5600 CE Eindhoven  
Tel: +31 40-232 92 92  
Fax: +31 40-232 92 82  
E-mail: [info@abdk.nl](mailto:info@abdk.nl)

# Inhoudsopgave

Verantwoording .....	3
Samenvatting.....	4
1	Inleiding..... 7
1.1	Achtergrond..... 7
1.2	Doelstellingen onderzoek..... 8
1.3	Algemene aanpak..... 8
1.4	Leeswijzer..... 10
2	Methoden..... 12
2.1	Veldwerk en monsternamen..... 12
2.2	Fysisch-chemische analyses..... 16
2.3	Bioassays voor eerste screening..... 17
2.4	Chronische bioassays..... 17
2.4.1	Reproductietest met springstaarten..... 18
2.4.2	Kiemings- en groeitest met koolzaad..... 18
2.4.3	Groei- en reproductietest met regenwormen..... 18
2.5	Bioaccumulatieonderzoek..... 18
2.5.1	Regenwormen..... 18
2.5.2	Insecten..... 19
2.5.3	Gras..... 19
2.6	Modelstudies..... 20
2.6.1	Berekening Potentieel Aangetaste Fractie..... 20
2.6.2	Ecologische kwetsbaarheidsanalyse..... 20
2.6.3	Doorvergiftiging van hogere dieren..... 21
2.6.4	Populatie-effecten op regenwormen..... 23
3	Inventarisatie gegevens en GIS-kaarten..... 24
3.1	Beschikbare informatie..... 24
3.2	Toelichting op GIS-kaarten..... 24
3.3	Oppervlakteberekeningen natuur(doel)typen..... 25
4	Chemie: resultaten..... 26
4.1	Bodemeigenschappen..... 26
4.2	Metaalgehalten..... 28
4.3	Biologische beschikbaarheid..... 28
4.4	Samenvatting chemie..... 30
5	Bioassays: resultaten..... 31
5.1	Eerste screening..... 31
5.1.1	Bacteriële groeisnelheid..... 31
5.1.2	Bioassays met de watervlo Daphnia magna..... 34
5.2	Nader onderzoek met chronische bioassays..... 36
5.2.1	Monsterelectie voor nader onderzoek met chronische bioassays..... 36
5.2.2	Reproductietest met springstaarten..... 37

5.2.3	Kiemings- en groeitest met koolzaad.....	37
5.2.4	Groei- en reproductietest met regenwormen .....	39
5.3	Samenvatting bioassays .....	40
6	Bioaccumulatie: resultaten .....	41
6.1	Regenwormen.....	41
6.2	Insecten.....	44
6.3	Planten .....	44
6.4	Samenvatting resultaten bioaccumulatie .....	50
7	Modelstudies .....	51
7.1	Berekening Potentieel Aangetaste Fracties (PAF) .....	51
7.2	Ecologische kwetsbaarheidsanalyse .....	51
7.2.1	Natuurdoeltype.....	51
7.2.2	Voedselketens .....	52
7.3	Doorvergiftiging van hogere dieren.....	54
7.4	Populatie-effecten op regenwormen.....	56
7.5	Samenvatting modelstudies.....	58
8	Literatuurstudie .....	59
8.1	Effecten van overstroming op natuurwaarden, organismen en verontreinigingen .....	59
8.2	Regenwormen in Dommeldal en uiterwaarden.....	60
8.3	Gehalten in gewas en de risico's voor runderen.....	60
8.4	Risicoreducerende beheersmaatregelen .....	60
9	Algemene discussie en conclusies .....	62
9.1	Betekenis resultaten .....	62
9.2	Opschaling naar gebiedsniveau .....	66
9.3	Risicoreducerende beheersmaatregelen.....	71
10	Referenties.....	74
Bijlagen	.....	78

# Verantwoording

Dit onderzoek naar de ecologische effecten van metaalverontreiniging in het overstromingsgebied van de Dommel is uitgevoerd in opdracht van het projectbureau Actief Bodembeheer de Kempen, binnen het uitvoeringspakket 'Natuurgebieden'.

Het project is uitgevoerd door een team bestaande uit Grontmij|AquaSense (Amsterdam), Alterra Wageningen UR (Wageningen) en Grontmij (Eindhoven). Daarnaast hebben Valérie Boor en Dirk Kooijman geassisteerd bij de uitvoering van het veldwerk. De chemische analyses zijn uitbesteed aan het laboratorium van Analytico en het Chemisch Biologisch Laboratorium Bodem van de Wageningen Universiteit.

Omdat er vele partijen directe of indirecte belangen hebben bij het onderzoek naar de ecologische risico's heeft Actief Bodembeheer de Kempen (ABdK) een begeleidingsgroep geformuleerd, bestaande uit de volgende partijen en personen:

- Natuurmonumenten als eigenaar en/of beheerder van natuurgebieden in het Dommeldal: Michel Hendrix
- Staatsbosbeheer als eigenaar en/of beheerder van natuurgebieden in het Dommeldal: Jack Hendriks
- Waterschap de Dommel als waterbeheerder: Mark van Lokven
- Dienst Landelijk Gebied (DLG) die percelen aankoopt van particulieren ten behoeve van de realisatie van de Ecologische Hoofd Structuur (EHS): Marc van Oort
- Provincie Noord Brabant als bevoegd gezag voor de ontwikkeling van natuurdoeltypen en voor de Wet Bodem Bescherming (WBB): Wiel Poelmans
- Gemeente Valkenswaard: Chris Sandkuil
- OVAM als Belgische counterpart van ABdK: Sofie van den Bulck en Daneel Geysen
- Natuurpunt als Belgische beheerders van natuurgebieden in het Dommeldal: Lou Buckinx, Herman Christiaens en Gaby Bollen
- Actief Bodembeheer de Kempen (ABdK), als opdrachtgever: Ko de Ruitter, Erik Heskes en Eric Kessels

## Samenvatting

De rivier de Dommel is sterk verontreinigd met cadmium en zink als gevolg van historische activiteiten van de zinkindustrie. Bij overstroming worden deze metalen, gebonden aan organisch stof en kleideeltjes, afgezet op de bodem in het overstromingsgebied. Als gevolg hiervan is ook het overstromingsgebied van de Dommel plaatselijk sterk verontreinigd.

De overheid heeft voor een belangrijk deel van het Dommeldal natuurdoelstellingen opgesteld, waaronder het realiseren van de Ecologische Hoofd Structuur. Onduidelijkheid over de invloed van de metaalverontreiniging op de ecologie en natuurontwikkeling heeft geleid tot stagnatie van grondaankopen om deze EHS te kunnen realiseren. Om deze stagnatie op te heffen heeft het projectbureau Actief Bodembeheer de Kempen nader onderzoek laten uitvoeren.

Het onderzoek heeft zich gericht op de vraag wat de locatiespecifieke ecologische risico's zijn van de cadmium- en zinkverontreinigingen bij verschillende natuur(doel)typen die in het Dommeldal aanwezig zijn of ontwikkeld gaan worden. Het betreft hier de natuur(doel)typen die zich in een gebied bevinden dat gemiddeld één of meerdere keren per tien jaar overstroomd wordt. Deze natuur(doel)typen zijn voornamelijk bloemrijk grasland, nat schraalgrasland, moeras en elzenbroekbos. Het onderzoek is stapsgewijs uitgevoerd en wordt TRIADE genoemd vanwege de drie componenten waaruit het is opgebouwd te weten chemie, toxicologie en veldmetingen. Het geheel bestaat uit chemische analyses beschikbaarheidsmetingen, toxiciteitsproeven waarbij planten en bodemdieren in het laboratorium zijn blootgesteld aan grond uit het Dommeldal, metingen van gehalten in planten en wormen uit het veld en diverse modelberekeningen om de risico's voor onder andere vogels en zoogdieren in te schatten. Op basis van de uitkomsten is een lijst van mogelijke maatregelen opgesteld die de ecologische risico's minimaliseren of beheersbaar maken en die bijdragen aan een adequate natuurontwikkeling in het Dommeldal. Daarnaast is alle beschikbare chemische en ecologische informatie over de bodem in het overstromingsgebied in GIS-kaarten verwerkt.

Het chemische onderzoek toont aan dat de bodem op de meeste locaties in het Dommeldal naast cadmium en zink ook verontreinigd is met van nature aanwezige arseen. Op bijna de helft van de voor het onderzoek geselecteerde plekken wordt de interventiewaarde van één of meer van de drie genoemde metalen overschreden. In de natuurtypen Moeras en nat schraalgrasland werden de hoogste concentraties aangetroffen. Het is onduidelijk of dit samenhangt met de natuurtypen zelf of dat dit toeval is. De gehalten cadmium en zink in de bodem zijn sterk gecorreleerd. De biologische beschikbaarheid en daarmee de risico's van cadmium en zink worden bepaald door de zuurgraad, de hoeveelheid zuurstof in de bodem en poriewater en het organisch stof en kleigehalte. Op basis van chemische metingen is deze beschikbaarheid te voorspellen.

Voor wat betreft de ecologische risico's is met name cadmium van belang. Er zijn verhoogde en ernstige risico's aangetoond in laboratoriumproeven en/of aannemelijk gemaakt door middel van modelberekeningen. In grond van de sterkst verontreinigde locaties zijn ook directe negatieve effecten van de verontreiniging op planten en regenwormen gemeten.

Wormen van de verontreinigde locaties bevatten verhoogde gehalten cadmium en arseen, en in mindere mate zink. Het grootste ecologische risico in het Dommeldal wordt gevormd door de doorvergiftiging van cadmium bij hogere dieren die zich met wormen voeden zoals spitsmuizen, steenuil en de das. Dit risico treedt al bij enkele mg Cd/kg ds in de bodem op en moet daarom

sturend zijn voor het beleid en beheer met betrekking tot ecologische risico's van metaalverontreiniging in het Dommeldal.

Er blijven echter een aantal restonzekerheden, die tot een overschatting of een onderschatting van het risico kunnen leiden. Deze hangen samen met de heterogeniteit van de bodemeigenschappen en van de metaalverontreiniging. Bodemeigenschappen zorgen voor veel natuurlijk variatie waardoor het effect van de verontreiniging *an sich* in laboratoriumproeven moeilijk te onderscheiden is van andere factoren. Daarnaast is bij de modelberekeningen van doorvergiftiging uitgegaan van voortdurende blootstelling aan één concentratie, terwijl de dieren in het veld ook voedsel verzamelen op meer of minder verontreinigde plekken. Verder verwacht men op basis van modelberekeningen op de sterkst verontreinigde locaties directe effecten van zink op regenwormen, maar in het veld lijken deze zich te hebben aangepast aan de verontreiniging. Ze komen namelijk ook op deze locaties in alle levens-stadia voor.

Op basis van de bevindingen is bij benadering af te leiden bij welke cadmium- en zinkconcentraties er ecologische risico's optreden voor predatore doelsoorten als steenuil en das via doorvergiftiging. Door de restonzekerheden en lokale invloed van met name de pH is het slechts mogelijk globale risicogrenzen aan te geven. De grenzen moeten daarom als puur indicatief worden gezien.

Gering risico:	<2 mg/kg d.s. cadmium in standaardbodem (overeenkomend met <100 mg/kg zink)
Verhoogd risico:	2-25 mg/kg d.s. cadmium (100-700 mg/kg zink)
Ernstig risico:	>25 mg/kg d.s. cadmium (overeenkomend met <700 mg/kg zink)

Met deze grenzen is het mogelijk gebiedscontouren voor ecologische risico's af te leiden. Toepassing op de locaties uit het voorliggende Triade-onderzoek laat zien dat ernstige risico's op doorvergiftiging vooral voorkomen in het gebied ten zuiden van de plek waar de Keersop in de Dommel uitmondt, met name in het overstromingsgebied vlakbij de Malpiebeemden.

Het onderzoek toont in het stroomgebied van de Dommel dus duidelijke ecologische risico's van bodemverontreiniging met metalen aan. Echter, de ecologische risico's van de verontreiniging zijn door inrichtings- en beheermaatregelen te reduceren. Deze maatregelen dienen vooral afgestemd te worden op het beperken van de doorgifte van cadmium in regenwormenvoedselketen. Dit kan ter plekke met name door de biologische beschikbaarheid van cadmium en de contactkans met de verontreinigde grond te verkleinen. Daarnaast dient de aanvoer van nieuwe verontreiniging zoveel mogelijk beperkt te worden. Aanvullend zijn er een aantal andere maatregelen die gunstig zijn voor natuurontwikkeling, zoals het tegengaan van langdurige en diepe overstroming in de zomer en het bevorderen van kwel.

Kansrijke maatregelen in het Dommeldal zijn:

- De aanvoer en afzetting van verontreinigd slib beperken, bijvoorbeeld door slibvang.
- De zuurgraad laag houden (pH hoog) om de beschikbaarheid te beperken. Dit kan bijvoorbeeld door meer kwel. Bekalken lijkt in natuurgebieden minder zinvol.
- Vernatten. Dit verlaagt de beschikbaarheid van cadmium en zink in de bodem. Punt van aandacht vormt arseen: de beschikbaarheid neemt juist toe bij vernatting.
- Op sterk verontreinigde plekken natuurtypen zonder regenwormen plannen, bijvoorbeeld moeras.
- Verruigen van terreinen, met name op sterk verontreinigde stukken in grasland. Door hoger gras wordt het voor vogels en zoogdieren moeilijker om wormen en muizen te verzamelen en zullen ze uitwijken naar minder vervuilde stukken om te foerageren.
- Zorgen voor alternatieve foerageermogelijkheden voor wormeneters. Dassen eten bijvoorbeeld ook graag maïs.
- Maaien en (indien mogelijk) afvoeren van vegetatie. Hierdoor wordt de voedselrijkdom beperkt, hetgeen gunstig is voor natuurontwikkeling. De invloed op het verontreinigingsniveau is beperkt.



- Begrazing beperken. Om cadmiumschade te voorkomen wordt langdurige begrazing door vee in het overstromingsgebied afgeraden. Daarnaast zou het orgaanvlees van vee dat in het overstromingsgebied heeft gegraasd niet geconsumeerd moeten worden.

In hoeverre de geschetste maatregelen of een combinatie daarvan de ecologische risico's kwantitatief zullen doen afnemen is op basis van het huidige onderzoek nog niet aan te geven. Hiermee is in het algemeen nog weinig ervaring opgedaan. Het spectrum aan mogelijke risico-reducerende maatregelen is bij een bestemming van de grond voor natuurontwikkeling echter groter dan bij een landbouwbestemming. Bij natuurontwikkeling heeft men tevens minder te maken met risico's in de humane voedselketen.

# 1 Inleiding

## 1.1 Achtergrond

De Vlaamse en Nederlandse Kempen zijn decennia lang sterk verontreinigd met zware metalen, met name cadmium en zink. De oorsprong van deze verontreiniging is de historische non-ferro-industrie in de omgeving van Budel, Overpelt en Lommel, die vanaf het einde van de 19e eeuw ertsen smolten om er metalen uit te winnen zoals zink, lood, koper en arseen. Hierbij kwamen de zware metalen, waaronder ook cadmium, echter ook vrij in het milieu. De zware metalen in de rivier de Dommel zijn vooral afkomstig van de zinkindustrie, tegenwoordig Nyrstar, die aan de Eindergatloop is gevestigd. Deze Eindergatloop komt enkele kilometers voor de Belgisch-Nederlandse grens uit in de Dommel. In de loop der jaren zijn er wisselingen in de ernst van de waterverontreiniging opgetreden, die onder andere te maken hadden met het grondwaterbeheer op het terrein van de zinkindustrie.

Na menging van het water uit de Eindergatloop met de Dommel stelt zich een nieuw milieu-chemisch evenwicht in, waarbij de metalen zich binden aan het organisch materiaal en de kleideeltjes die reeds in de Dommel aanwezig zijn. Het zwevende stof gehalte in de Dommel is relatief hoog, deels door de lozing van ongezuiverd afvalwater in het verleden. Verder stroomafwaarts bezinkt dit, ondertussen met metalen verontreinigde, materiaal op luwe plekken. Zeer hoge metaal concentraties in het slib zijn het gevolg. Bij overstroming worden deze slibdeeltjes afgezet op de bodem in het overstromingsgebied.

De laatste jaren blijken verschillende beheersmaatregelen, waaronder vermindering van de lozing, uitbaggeren en een slibvang in de Eindergatloop, effect te hebben en vertonen de metaalgehalten in het water van de Dommel een (sterk) dalende trend. In de (water)bodem worden echter nog steeds hoge metaalgehalten aangetroffen.

In België, vlak bij de grens, en verder stroomafwaarts in Nederland liggen langs de Dommel een aantal natuurgebieden. Er komen verschillende natuurtypen voor zoals (broek)bossen, moerasen, riet- en schraalgrasland. Uit verkennend onderzoek dat door Alterra in 2005 is uitgevoerd in opdracht van Actief Bodembeheer de Kempen (ABdK) blijkt dat de bodem en ook het gras in het overstromingsgebied van de Dommel plaatselijk ernstig verontreinigd is met cadmium en zink (Römkens *et al.*, 2006).

De overheid heeft voor een belangrijk deel van het Dommeldal natuurdoelstellingen opgesteld. De aanwezigheid van hoge gehalten aan zware metalen vormen echter mogelijk een belemmering voor de ontwikkeling van natuurgebieden vanwege mogelijke ecologische risico's. Ook aan- en verkoop van bestaande natuurgebieden, en grondverwerving ten behoeve van de EHS (nieuwe natuur) kan worden belemmerd door bodemverontreiniging.

Het projectbureau Actief Bodembeheer de Kempen heeft daarom nader onderzoek laten uitvoeren naar de bodemkwaliteit van het Dommeldal en de effecten hiervan op de ecologie en op de natuurontwikkeling.

## 1.2 Doelstellingen onderzoek

In het voorliggende onderzoek is aandacht besteed aan natuurlijke locaties die periodiek overstromen. Deze wisselingen tussen droge en natte situaties kunnen een directe en sterke invloed hebben op de beschikbaarheid en de mobiliteit van de metalen in de bodem. Het onderzoek heeft zich daarom gericht op de vraag wat de locatiespecifieke ecologische risico's zijn van de cadmium- en zinkverontreinigingen bij verschillende natuur(doel)typen die in het Dommeldal aanwezig zijn of ontwikkeld gaan worden. Het betreft hier de natuur(doel)typen die zich in een gebied bevinden dat gemiddeld één of meerdere keren per tien jaar overstroomd wordt. De uitkomsten hebben tevens geleid tot een lijst van mogelijke maatregelen die de ecologische risico's minimaliseren of beheersbaar maken en die bijdragen aan een adequate natuurontwikkeling in het Dommeldal.

Nevendoelstelling was om alle beschikbare informatie over de verontreiniging en de ecologische kwaliteit in het overstromingsgebied van de Dommel te verzamelen en te verwerken in GIS-kaarten.

In meer detail omvat het onderzoek de volgende doelstellingen:

- Vaststellen van de kwaliteit van de bodem met betrekking tot zware metalen in de verschillende bestaande natuurgebieden in het overstromingsgebied van de Dommel.
- Uitvoeren van locatiespecifieke ecologische risicobeoordelingen met betrekking tot de aanwezige flora en fauna van de verschillende natuurgebieden.
- Aangeven in hoeverre natuur(doel)typen moeten en kunnen worden aangepast.

Het onderzoek levert de volgende producten op:

- Inzicht in de kwaliteit van de bodem, flora en fauna in verschillende natuurgebieden in het overstromingsgebied van de Dommel.
- Inzicht in de ecologische risico's samenhangend met de aanwezigheid van bodemverontreiniging met zware metalen.
- Verwerking van de beschikbare informatie in GIS-kaarten.
- Inzicht in de ontwikkeling van de aanwezige of gewenste natuur(doel)typen
- Advies over natuurontwikkeling met het al dan niet aanpassen van natuur(doel)typen en/of het beheer van deze natuurgebieden.

## 1.3 Algemene aanpak

Het onderzoek is in fases uitgevoerd. In fase 1 is alle beschikbare informatie verzameld en voor zover relevant verwerkt in GIS-kaarten. Op basis van het kaartmateriaal en andere relevante informatie is een plan voor fase 2, het eigenlijke Triadeonderzoek, gemaakt. In bijlage 1 wordt het concept van de Triadebenadering toegelicht.

Het onderzoek heeft zich gericht op die combinatie van natuurdoeltype en locatie waar het grootste risico van de verontreiniging wordt verwacht. De biologische beschikbaarheid van de metalen is een belangrijke sturende factor voor de risico's. Hierbij spelen twee tegengestelde processen een rol. In droge zanderige locaties is het risico van metaalverontreiniging over het algemeen het grootst, omdat daar de beschikbaarheid hoger is. Het verontreinigingsniveau zal echter het grootst zijn in gebieden die regelmatig overstromen. Hier bezinken aan fijn slib gebonden verontreinigingen. Echter, de beschikbaarheid is waarschijnlijk lager in de frequent overstroomde gebieden, door onder andere de fijne bodemdelen en het hoge vochtgehalte. Daarnaast lijken in algemene zin aquatische levensgemeenschappen kwetsbaarder voor metalen dan terrestrische (Faber *et al.*, 2004; Postma *et al.*, 2001).

De overstromingsfrequentie bepaalt behalve het verontreinigingsniveau ook het natuurdoeltype dat kan voorkomen. In fase 2 zijn vier natuur(doel)typen onderzocht: nat schraalgrasland, bloemrijk grasland, moeras en elzenbroekbos. Deze zijn uitgekozen door een afweging te ma-

ken tussen onder andere het verwachte verontreinigingsniveau en de beschikbaarheid van de verontreinigingen, een algemene kwetsbaarheidsanalyse van het natuur(doel)type voor cadmium en zink en de mate waarin het natuurdoeltype voorkomt in het Dommeldal. De resultaten kunnen daarmee worden doorvertaald naar andere gebieden en natuur(doel)typen in het Dommeldal.

De GIS-kaarten vormden de basis voor het onderzoeksplan voor het Triade-onderzoek (fase 2). Vanwege de gefaseerde aanpak zijn er twee onderzoeksplannen opgesteld. De uitgangspunten en keuzes die gemaakt zijn, zijn vastgelegd in de offerte en de verslagen van het startoverleg, het voortgangsoverleg en de bespreking van de tussentijdse resultaten. Bij het opstellen van het onderzoeksplan is tevens gebruik gemaakt van de waarnemingen tijdens een veldbezoek van mevrouw Derksen van Grontmij|AquaSense met de heer van der Laan van Staatsbosbeheer op 7 juni 2007, en de daarbij verkregen aanvullende informatie. Deze waarnemingen zijn vastgelegd in de definitieve versie van het eerste onderzoeksplan van juni 2007. De verdere invulling van het onderzoek is op hoofdlijnen doorgesproken tijdens de bespreking van het tussensrapport en heeft geresulteerd in een tweede onderzoeksplan van maart 2008.

In het eerste plan van aanpak, zoals beschreven in het eerste onderzoeksplan, zijn de uitgangspunten en keuzes vastgelegd en is de selectie van natuurtypen, referentielocaties en monsterslocaties onderbouwd. Daarna is de stapsgewijze aanpak volgens een afpelprincipe uitgewerkt en is de selectie van de verschillende onderzoeksparameters onderbouwd. Er zijn drie stappen onderscheiden, met als uitgangspunt het afpelprincipe.

In de eerste stap is gebruik gemaakt van relatief eenvoudige en goedkope analyses, maar zijn verhoudingsgewijs nog veel locaties in het onderzoek betrokken. Dit levert een breed, algemeen beeld op, waarop de volgende stap in het afpelmodel kon worden gebaseerd. Het werd daarmee mogelijk om locaties die nader bestudeerd moesten worden, op basis van betere informatie (meer, nauwkeuriger) te selecteren, zodat de omvang van de onderzoeksinspanning verder kon afnemen. Deze inperking van het onderzoeksveld is ook in de volgende stap doorgevoerd: in iedere stap nam de complexiteit van de analyses verder toe, maar tegelijkertijd het aantal monsters af. Zo kon tijdens het onderzoek kosteneffectief gestuurd worden op die locaties en vraagstellingen, die nog nader in kaart gebracht moesten worden.

De opzet van het gehele onderzoek wordt hieronder beschreven en tevens samengevat in figuur 1.

#### *Stap 1*

Stap 1 bestond uit chemische en fysische bodemanalyses inclusief een eerste ecotoxicologische screening op 30 locaties, verdeeld over de vier natuurtypen. Stap 1 omvatte de volgende onderdelen (voor toelichting en motivatie zie het onderzoeksplan).

1. Totaalgehalten metalen: zware metalen (8) en thallium
2. Fysische bodemkarakteristieken: pH-CaCl<sub>2</sub>, organisch stofgehalte en lutumgehalte
3. Beschikbare gehalten metalen via CaCl<sub>2</sub>-extractie (milde extractie)
4. Beschikbare metalen via HNO<sub>3</sub>-extractie (zure extractie)
5. Nutriënten: totaal stikstof en fosfaat
6. Biologische effectparameters:
  - a) bacteriële groeisnelheid en
  - b) immobiliteitstest met watervlooien op een extract van de bodem.

#### *Stap 2*

Stap 2 bestond uit een uitgebreide set van bioassays op 15 locaties, te weten:

1. Overleving, reproductie en groei van regenwormen (inclusief bioaccumulatie in regenwormen)
2. Overleving en reproductie van springstaarten
3. Kieming en groei van planten

**Stap 3<sup>1</sup>**

1. Bioaccumulatie metingen in planten, insecten en regenwormen uit het veld (4 locaties in Nat Schraalgrasland, 4 locaties in Bloemrijk Grasland)
2. Berekningen van Potentieel Aangetaste Fracties (PAF) voor soorten en processen (directe risico's)
3. Modelberekningen voor doorvergiftiging:
  - a) PODYRAS: worst case inschatting doorvergiftigingsrisico in de regenwormenvoedselketen
  - b) BERISP: realistische inschatting doorvergiftigingsrisico van cadmium op individueniveau
4. Modelberekningen van de effecten van zink op regenwormenpopulaties (eveneens met PODYRAS)
5. Literatuurstudie van:
6.
  - a) Effecten van overstroming op natuurwaarden, organismen en metaalbeschikbaarheid
  - b) Gehalten in regenwormen in het Dommeldal en in uiterwaarden
  - c) Gehalten in gewas en de risico's voor runderen
7. Mogelijke beheersmaatregelen
  - a) Algemene maatregelen voor inrichting en beheer
  - b) Opschaling en doorvertaling naar het Dommeldal

De wijze van monsternamen en de gebruikte methoden bij de diverse onderzoeksparameters worden in hoofdstuk 2 beschreven. Voor verdere details en de gemaakte keuzes in de opzet van het Triade-onderzoek wordt verwezen naar de onderzoeksplannen.

**1.4 Leeswijzer**

In het rapport wordt de gefaseerde aanpak losgelaten en worden de resultaten in logische onderdelen beschreven:

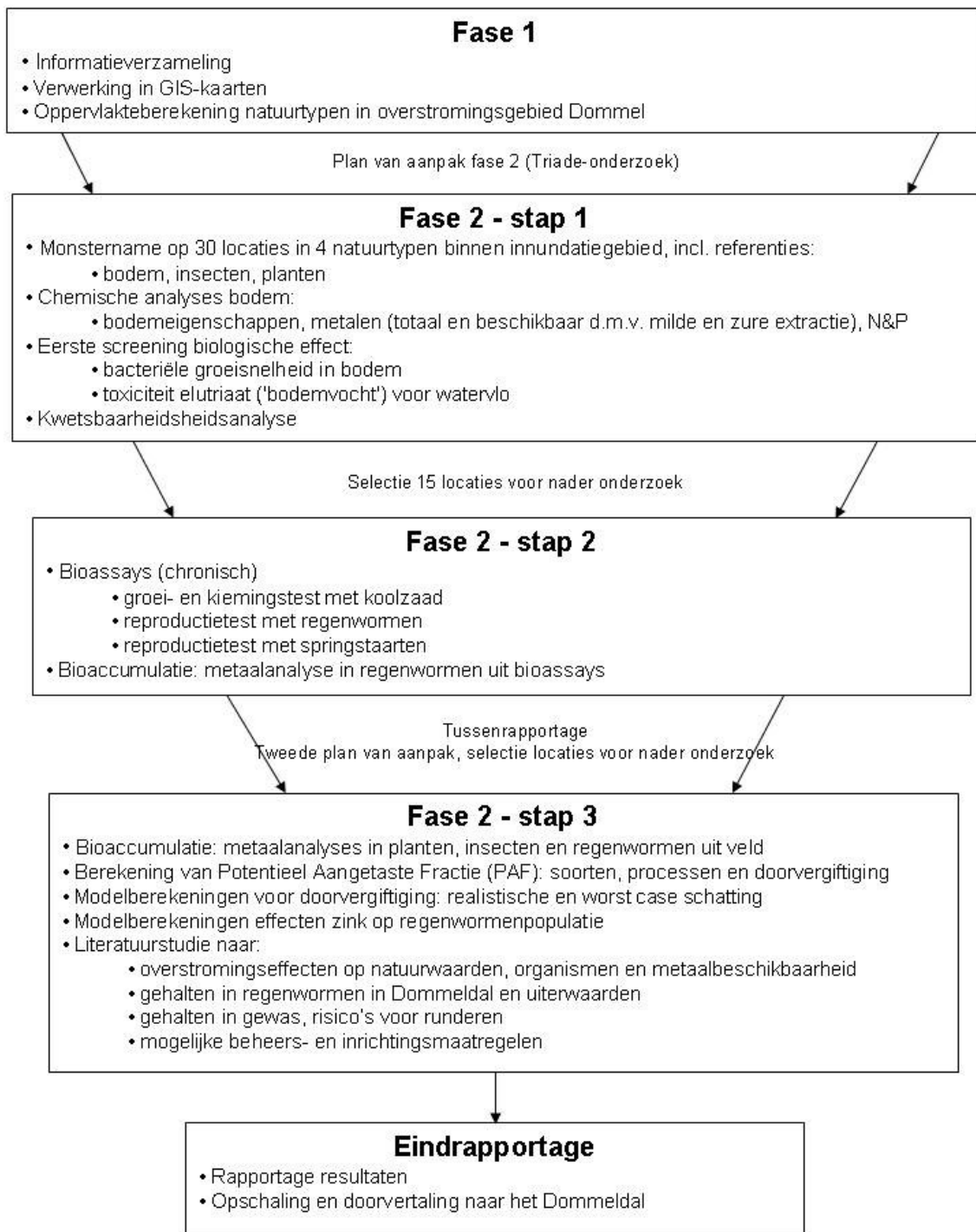
Hoofdstuk 2 beschrijft de wijze van monsternamen en de uitvoeringswijze van de diverse onderzoeksparameters. In hoofdstuk 3 wordt besproken welke informatie verzameld is en op welke wijze deze verwerkt is in de GIS-kaarten. Hoofdstuk 4 gaat in op de resultaten van de fysisch-chemische bepalingen, hoofdstuk 5 op de resultaten van de bioassays en hoofdstuk 6 op de resultaten van het bioaccumulatieonderzoek. De resultaten van de modelstudies en PAF-berekningen worden besproken in hoofdstuk 7. Algemene bevindingen uit de literatuur, die relevantie hebben voor de mogelijke risico's van metalen in het Dommeldal worden samengevat in hoofdstuk 8. In hoofdstuk 9 tenslotte wordt de betekenis van de resultaten voor het overstromingsgebied van de Dommel bediscussieerd en wordt ingegaan op de mogelijke maatregelen om verdere verontreiniging tegen te gaan en om door middel van inrichting en beheer de ecologische risico's te beperken.

Omwillen van de leesbaarheid concentreert het rapport zich op de hoofdzaken. Gedetailleerdere informatie en achtergrondinformatie is zoveel mogelijk in bijlage opgenomen.

Bij het rapport horen een tweetal cd's. De eerste cd bevat GIS-kaarten van het onderzoeksgebied met bijhorende achtergrondinformatie. De tweede cd bevat foto's die gemaakt zijn tijdens een veldbezoek in juni 2007 en het veldwerk in juli 2007.

---

<sup>1</sup> Stap 3 is geïntegreerd met wat in de offerte "fase 3: kwaliteit van de aanwezige natuur(doel)typen en mogelijke beheersmaatregelen" is genoemd. De aanpak is beschreven in het tweede onderzoeksplan (bijlage 6).



Figuur 1 Fasering van het onderzoek naar ecologische effecten van metaalverontreiniging in het overstromingsgebied van de Dommel.

## 2 Methoden

### 2.1 Veldwerk en monstername

Op basis van de oppervlakteberekeringen in het overstromingsgebied (zie paragraaf 3.3) zijn vier natuurtypen uitgekozen voor bemonstering. De in de toekomst meest voorkomende natuurtypen, nat schraalgrasland (VS; voormalig Vochtig Schraalland) en bloemrijk grasland (BG), zijn in achtvoud bemonsterd, moeras (MO) en elzenbroekbos (EB) in zeventvoud. Hierin zit voor alle natuurtypen tenminste één gebiedseigen referentielocatie.

Op 7 juni 2007 heeft een veldbezoek plaatsgevonden. De waarnemingen tijdens het veldbezoek in juni zijn verwerkt in het plan van aanpak voor het triade-onderzoek en diende mede om globaal het monsternamegebied te kunnen bepalen.

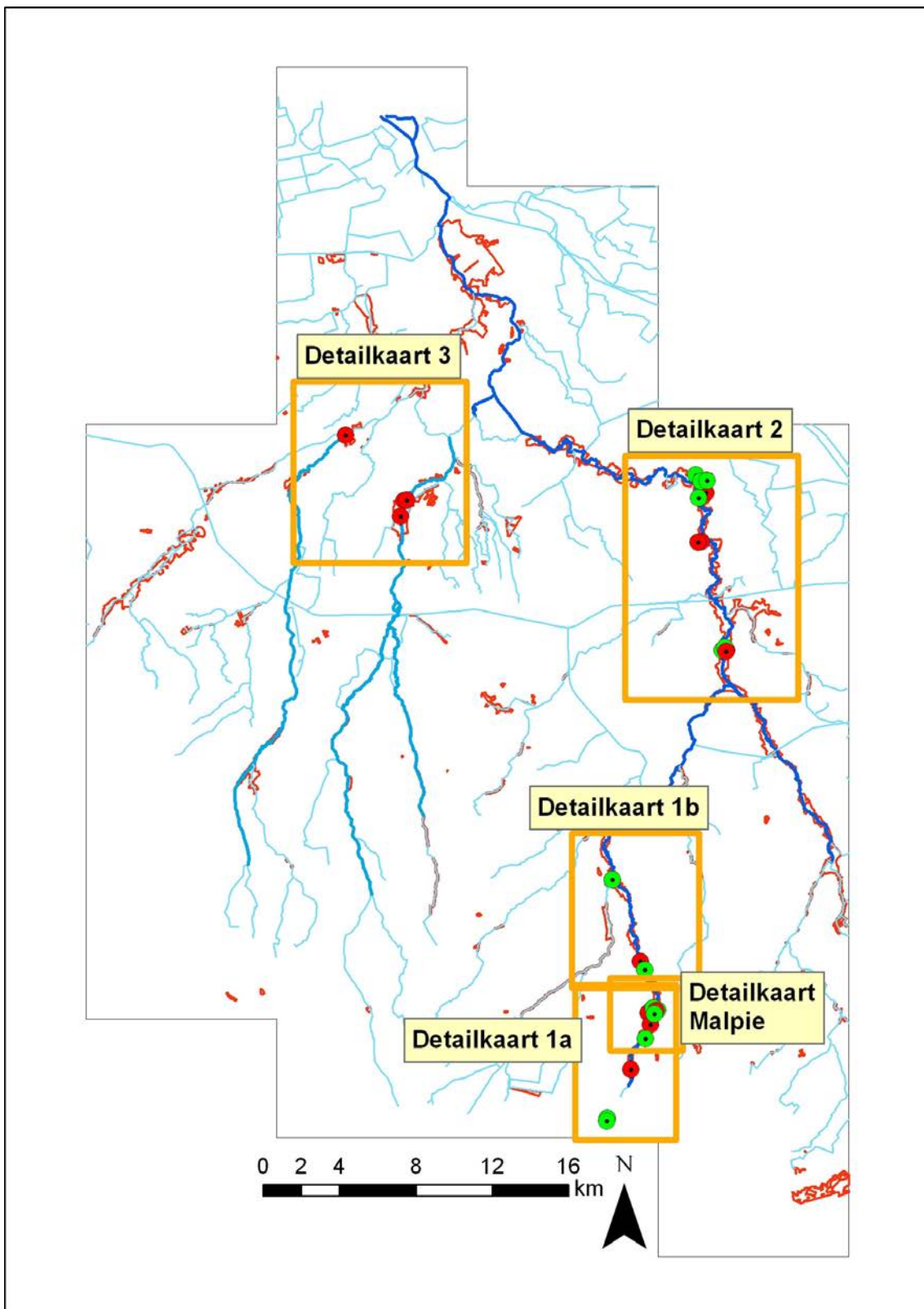
De eerste bemonsteringsronde heeft plaatsgevonden tussen 10 en 17 juli 2007, in het gebied tussen Lommelsschoor (net over de grens in België) en de Moerkuilen (nabij Sint Oedenrode). Tijdens dit veldwerk zijn opnieuw waarnemingen gedaan; deze zijn verwerkt in de veldwerkaantekeningen in bijlage 2. Ook werden foto's gemaakt. Deze staan op een apart bijgeleverde cd.

De monsters zijn gecodeerd op basis van het natuurtype en volgorde van monstername, bijvoorbeeld VS1 of MO7. Er is geen relatie tussen het nummer en de stromingsrichting of de verwachte verontreinigingsgraad.

De definitieve monsterlocaties zijn in het veld vastgesteld. Factoren die hierbij hebben meegewogen zijn onder andere de vergelijkbaarheid met andere monsterlocaties binnen het natuurtype, de mate van ontwikkeling van het natuurtype en de ruimtelijke spreiding. Hierbij is gekozen om zoveel mogelijk te monstern in goed ontwikkelde natuur (om zoveel mogelijk aan te sluiten bij de toekomstige situatie), met een zo goed mogelijke ruimtelijke spreiding langs het gehele stroomgebied (figuur 2). Er is niet verder stroomopwaarts dan Sint Oedenrode (de Moerkuilen) gemonsterd, omdat de te onderzoeken natuurtypen verder nauwelijks worden aangetroffen. Gedetailleerde kaarten zijn te vinden in bijlage 3.



Afbeelding 1 Typierend bodemprofiel voor het Dommeldal.



Figuur 2 Monsterlocaties binnen het Triade-onderzoek. De donkerblauwe waterlopen zijn de Dommel en de kleine Dommel, de middenblauwe waterlopen zijn de Reusel en de Beerze. De rode lijnen markeren de gebieden die tenminste éénmaal in de tien jaar overstromen. De 15 monsterlocaties die zijn geselecteerd voor verder onderzoek (zie paragraaf 5.2.1) zijn groen weergegeven, de overige monsterlocaties rood. Detailkaarten waarnaar verwezen wordt zijn te vinden in bijlage 3.



Tijdens de eerste bemonsteringsronde zijn grond, insecten en planten verzameld. Deze insecten en planten dienden voor verder (bioaccumulatie)onderzoek in een latere fase van het onderzoek, maar zijn in verband met de doorlooptijd van het onderzoek en het seizoen reeds in juli genomen.

De grond is bemonsterd met een Edelmanboor tot een diepte van circa 20 cm. Er zijn zoveel boringen genomen tot een emmer van 10 liter gevuld was.

De bemonstering van de insecten is uitgevoerd door een driehoekig sleepnet van 45 bij 40 bij 40 cm gedurende 5 minuten met een zigzagbeweging door en over de vegetatie op de locatie te bewegen. De gevangen insecten werden in de onderkant van het net verzameld. Hierna werd dit gedeelte van het net in een stikpot met diethylether overgebracht. Na enige tijd werden de insecten overgebracht in de stikpot zelf. Na stikken werden ze in monsterpotten overgebracht, koel bewaard en uiteindelijk ingevroren bij  $-20^{\circ}\text{C}$ .

Op elke locatie zijn planten verzameld voor eventueel bioaccumulatieonderzoek. Het betreffen diverse grassoorten, riet, brandnetel of bladeren van de zwarte els. De monsters zijn ingevroren bij  $-20^{\circ}\text{C}$ . Uiteindelijk zijn alleen de grassoorten Gestreepte Witbol en Liesgras geanalyseerd (zie paragraaf 2.5.3).

Per locatie is tevens het volgende genoteerd:

- XY-coördinaten
- Aangetroffen (bodem)dieren
- Aangetroffen planten (niet volledig, alleen opvallende soorten)
- Meestal (maar niet altijd) zijn foto's gemaakt



Afbeelding 2 Uitvoering veldwerk.



Afbeelding 3 Voorbeelden van de bemonsterde natuurtypen. Van linksboven met de klok mee: Bloemrijk Grasland (BG1), Moeras (MO7), Elzenbroekbos (EB5) en Nat Schraalgrasland (VS2).

De aangetroffen planten en dieren zijn verder niet meegenomen in de beoordeling, maar dienden vooral om een beeld te krijgen van het gebied en in hoeverre de locaties representatief waren voor het gebied. Dit bleek het geval. Bijzondere soorten waren vooral te vinden in het natuurtype Nat Schraalgrasland. Het ging hierbij o.a. om Grote ratelaar, Echte koekoeksbloem, Kleverige ogentroost.

Bijzondere (rode lijst) soorten zijn alleen aangetroffen op de locaties VS1 en VS2, respectievelijk de halfparasiet Moeraskartelblad ("Kwetsbaar") en Moerasbasterd-wederik ("Gevoelig")

De tweede bemonsteringsronde heeft plaatsgevonden op 13 en 14 maart 2008. Tijdens deze bemonstering zijn regenwormen verzameld op vier locaties in Bloemrijk Grasland (BG1, BG4, BG7 en BG8) en vier locaties in Nat Schraalgrasland (VS1, VS3, VS4 en VS6). Voor details zie paragraaf 2.5.1.



Afbeelding 4 Moerasbasterd-wederik, een rode lijst soort aangetroffen op locatie VS2.

## 2.2 Fysisch-chemische analyses

De volgende fysisch-chemische parameters zijn bepaald in de 30 bodemmonsters:

- pH, lutumgehalte en organisch stof gehalte (uitgevoerd door Analytico)  
Deze waarden worden gebruikt bij het toetsen aan de bodemnormen. Daarnaast beïnvloeden deze bodemeigenschappen de biologische beschikbaarheid van contaminanten en de aanwezigheid en het functioneren van bodemorganismen.
- Totaalgehalten van 8 zware metalen (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb en Zn) en Thallium (uitgevoerd door Analytico)  
Deze worden gebruikt voor toetsing aan de Wet bodembescherming. Verder is het nodig om een beeld te krijgen van de mate van verontreiniging, o.a. als basis voor de monstersselectie voor fase 2, deel 2. De mate van verontreiniging is van belang om een goed verband te kunnen leggen tussen oorzaak (verontreiniging) en gevolg (negatieve effecten en/of risico's voor natuurontwikkeling).
- Beschikbare gehalten van 8 metalen (As, Al, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb en Zn) (uitgevoerd door het Chemisch Biologisch Laboratorium Bodem van Wageningen Universiteit)  
Beschikbare metaalgehalten in de bodem zijn bepaald met een extractie van 0,01M CaCl<sub>2</sub> en 0,43 M HNO<sub>3</sub>. De milde extractie met 0,01M CaCl<sub>2</sub> geeft een indicatie van de voor planten beschikbare en door uitspoeling vrijkomende fractie; de wat krachtigere extractie met 0,43M HNO<sub>3</sub> geeft een beeld van de fractie die potentieel vrij kan komen.
- Totaalgehalten fosfor (P) en stikstof (N) (uitgevoerd door het Chemisch Biologisch Laboratorium Bodem van Wageningen Universiteit)  
De aanwezige stikstof- en fosforverbindingen geven een indicatie van de voedselrijkdom van de bodem. De voedselrijkdom beïnvloedt de activiteit van organismen.

### 2.3 Bioassays voor eerste screening

- Bepaling bacteriële groeisnelheid  
In alle 30 grondmonsters is de bacteriële groeisnelheid bepaald door de thymidine- en leucine-inbouwsnelheid te meten. Deze analyse is uitgevoerd door Alterra. De bacteriële groeisnelheid wordt gemeten door de inbouw van radioactief gelabelde 3H-thymidine en 14C-leucine in respectievelijk bacterieel DNA en eiwitten vast te stellen. De thymidine-inbouw is een maat voor de groei van de bacteriën, de leucine inbouw voor de activiteit (testmethode beschreven in Bloem & Bolhuis, 2006).

- Acute toxiciteitstest met de watervlo *Daphnia magna* in elutriaat

#### *Bereiding elutriaat*

De acute toxiciteitstest met *Daphnia magna* is uitgevoerd in een elutriaat van de bodem. Dit elutriaat is bereid door de bodem uit te schudden met 0,001M calciumnitraat<sup>2</sup>. Hiertoe is eerst de grond tot 100% van de Water Holding Capacity (WHC) aangevuld. Hierna is 100 gram grond (op basis van droge stof) gedurende 6 uur met 50 ml uitschudmedium Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> op een rollerbank geplaatst, gevolgd door een tweede schudstap met 50 ml gedurende 18 uur. Hierna werd de bovenstaande vloeistof afgegoten en gefiltreerd over een 0,45µm filter. Dit elutriaat is binnen 24 uur getest.

#### *Uitvoering bioassay*

De watervlooien werden in deze test gedurende 48 uur blootgesteld aan 5 concentraties elutriaat: 100, 32, 18, 10 en 5,6 volume %. Als effectparameter werd immobiliteit bestudeerd. De testtemperatuur bedroeg 20°C. Tijdens de test werden de proefdieren niet gevoerd en vlak voor en na afloop van de testen werden in de blanco en het onverdunde monster de fysische en chemische randvoorwaarden gemeten. Hieruit bleek dat alle testen hebben voldaan aan de voorwaarden voor een geldige test. Uit de resultaten werd de concentratie bepaald die 50% immobiliteit van de watervlooien gaf na 48 uur blootstelling (EC<sub>50</sub>). Daarnaast werd aan de hand van een hypothese toets uit het Toxcalc-software pakket de LOEC en NOEC bepaald (Tidepool, 1995).

- Berekening Toxic Units

Een Toxic Unit (TU) is de eenheid waarin de toxiciteit van een stof of een mengsel uitgedrukt kan worden. Zo kan voor een milieumonster met bekende concentraties van een stof of mengsel de verwachte toxiciteit berekend worden.

De TU wordt berekend door de concentratie van een stof of mengsel te delen door de concentratie waarbij 50% effect optreedt, de zogenaamde EC<sub>50</sub>. Bij mengsels worden de TU-waarden van de individuele stoffen opgeteld. Hoe hoger de TU-waarde, hoe hoger de toxiciteit.

De Toxic Units zijn berekend op basis van de gehalten die gemeten zijn in het 0,01M CaCl<sub>2</sub>-extract uit de beschikbaarheidsmeting. De aanname is dat dit gehalte in grote lijnen overeenkomt met de concentraties in het 0,001M Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> extract waarin de test is uitgevoerd (zie hierboven). Voor deze berekening zijn EC<sub>50</sub>-waarden uit AquaSense (2002) gebruikt.

### 2.4 Chronische bioassays

De chronische bioassays zijn uitgevoerd op 15 monsters. Deze monsters zijn geselecteerd op basis van de chemische analyseresultaten, de uitkomsten van de bioassays met *Daphnia magna*, de bacteriële groeisnelheid en de kwetsbaarheidsanalyse. De onderbouwing is terug te vinden in paragraaf 5.2.1 en bijlage 4.

<sup>2</sup> Het was aanvankelijk de bedoeling om de test uit te voeren in het 0,01M CaCl<sub>2</sub>, zodat de gehalten die gemeten zijn in de beschikbaarheidsmetingen direct gekoppeld konden worden aan de toxiciteit voor de watervlooien. De overleving van de watervlooien in het 0,01M CaCl<sub>2</sub> extract bleek echter onvoldoende in zowel de schone als de verontreinigde monsters en in de oplossing zelf. Waarschijnlijk ligt hier een andere oorzaak dan de verontreiniging met metalen aan ten grondslag, bijvoorbeeld verstoring van de ionenbalans van de watervlooien. De test is daarom uitgevoerd door uit te schudden met 0,001M Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>, hetgeen een standaardmethode is voor het bereiden van een elutriaat van de bodem (van Gestel *et al.*, 2001).

#### 2.4.1 Reproductietest met springstaarten

De reproductietest met springstaarten is uitgevoerd volgens ISO 11267 (1999). Op de 15 geselecteerde monsters is een reproductietest met de springstaart *Folsomia candida* uitgevoerd. Per pot zijn 10 springstaarten ingezet van 10 tot 12 dagen oud. De test is uitgevoerd in viervoud bij een temperatuur van  $20 \pm 2^\circ\text{C}$ . De springstaarten zijn, indien nodig, tweemaal per week gevoerd. Na 4 weken is de overleving en het aantal juveniele springstaarten bepaald. Naast de veldmonsters is ter controle van de kwaliteit van de testorganismen en de testomstandigheden tevens een standaardmedium (kunstgrond) meegenomen. Op basis van de overleving en reproductie in de controletesten op kunstgrond blijkt dat de bioassays correct zijn uitgevoerd en geldig zijn.

#### 2.4.2 Kiemings- en groeitest met koolzaad

De kiemings- en groeitest met koolzaad is uitgevoerd volgens ISO 11269-2 (2005). Op de 15 geselecteerde monsters is een plantenkiemings- en groeitest uitgevoerd met koolzaad (*Brassica napus*). De potten zijn gedurende 4 weken aan een 16/8u licht/donkerregime en  $20^\circ\text{C}$  blootgesteld. Na 14 dagen is het aantal gekiemde plantjes bepaald en na 28 dagen zijn de plantjes uit de grond getrokken, de wortels afgeknipt en is het natgewicht van de plantjes per pot bepaald. Na droging is het drooggewicht van de plantjes per pot bepaald. Ter controle van de kwaliteit van het testorganisme is een test in standaardmedium meegenomen. Op basis van de kieming en groei in de controletesten op kunstgrond blijkt dat de bioassays correct zijn uitgevoerd en geldig zijn.

#### 2.4.3 Groei- en reproductietest met regenwormen

De bioassay met de regenworm *Lumbricus rubellus* is afgeleid van de ISO 11268-2 richtlijn (1998) voor de regenworm *Eisenia fetida*. In de bioassay met de regenworm *Lumbricus rubellus* zijn de effecten getest van in bodems aanwezige toxische stoffen op de overleving, de reproductie en de groei. Een aantal monsters is voor inzetten gedurende ongeveer een etmaal vordroogd omdat op het oog was ingeschat dat ze te nat waren om zo in te zetten. Dit waren monster BG8, EB1, EB3, MO4, MO6, MO7, VS1, VS6.

De wormen zijn gedurende 4 weken onder gecontroleerde omstandigheden in het laboratorium blootgesteld aan in het veld verzamelde grond. Aan het eind van de blootstelling zijn nog levende volwassen wormen uit de grond verzameld (overleving) en teruggewogen (groei) en zijn uit het bodemmateriaal de geproduceerde cocons verzameld en geteld (reproductie). Als maat voor de opname van metalen en als indicatie van potentiële bioaccumulatie zijn na afloop van het experiment ook de interne gehalten van deze stoffen in de overlevende wormen bepaald (zie paragraaf 2.5.1).

Op basis van de overleving, groei en reproductie in de controletesten op een standaardbodem blijkt dat de bioassays correct zijn uitgevoerd en geldig zijn.

Per natuurdoeltype is met variantieanalyse bepaald of de gemeten parameters significant afwijken ten opzichte van de referentiegrond binnen het natuurdoeltype. Ook is met regressieanalyse onderzocht in hoeverre de (afname van) de parameters in de bioassay correleerden met de gehalten cadmium en zink in de grond.

## 2.5 Bioaccumulatieonderzoek

### 2.5.1 Regenwormen

In paragraaf 2.4.3 is de werkwijze van de bioassays (toxiciteitstesten) met de regenworm *Lumbricus rubellus* beschreven. Na afloop van deze assay werden de overlevende wormen geprepareerd voor analyse van de interne gehalten van metalen. Omdat een met verontreinigde grond gevuld darmkanaal de analyseresultaten kan vertekenen werden de wormen gedurende 48 uur in petrischalen op met demiwater vochtig gemaakt filtreerpapier gehouden om hun darmen te laten legen.

Na 48 uur werden de wormen afgespoeld in een plastic bakje met demiwater en voorzichtig afgedept met een tissue. Hierna werden de wormen ingevroren bij  $-20^\circ\text{C}$ . Na invriezen zijn de dode wormen in de monsterpotjes gevriesdroogd en aan het Chemisch Biologisch Laboratorium Bodem van de Wageningen Universiteit (Wageningen UR) geleverd voor de analyse van cadmium, zink en arseen. Dit zijn de metalen die eerder in de bodem boven de interventiewaarden zijn aangetroffen in het Dommeldal (paragraaf 4.2). De wormen werden gedestruerd met

HNO<sub>3</sub>-HCl (aqua regia) en de metalen werden geanalyseerd met behulp van een ICP-AES Thermo apparaat.

In het veld hebben wormen te maken met een heterogene verontreiniging en met wisselende waterstanden. Daardoor ondergaan zij mogelijk een wisselende blootstelling. De gehalten in wormen uit het veld kunnen hierdoor verschillen van de gehalten gemeten in wormen uit de bioassay. Ter validatie van bioaccumulatie in de regenwormen uit de bioassay (paragraaf 6.1) en de modelberekeningen (paragraaf 7.3) werden op een beperkt aantal locaties in het veld wormen verzameld. Voor deze bemonstering is gekozen voor de natuurtypen bloemrijk grasland (BG) en vochtig schraalgrasland (VS: voormalig Vochtig Schraalland). In deze twee natuurtypen werd de kans op het vinden van wormen het grootst geacht en de voedselketen via wormen is er belangrijk, zeker in het bloemrijk grasland waar steenuil, das en grutto doelsoorten zijn (zie paragraaf 7.2.2 en 9.1). Bloemrijk grasland en vochtig schraalgrasland zijn tevens de natuurtypen die in de toekomst het grootste oppervlakte zullen beslaan. De onderzochte locaties zijn BG1, BG8, BG4, BG7, VS1, VS3, VS4 en VS6.

De monsternamen vond plaats op 13 en 14 maart 2008. De monsterplaatsen werden opgezocht met behulp van de GPS coördinaten die tijdens het veldwerk in 2007 waren genoteerd. Met spades en riekers werden stukken grond uitgestoken. Deze werden met de hand doorzocht en gevonden wormen werden levend in monsterpotjes met een weinig grond van dezelfde monsterplekken gedaan. Op de locaties werd doorgezocht totdat er minstens 5, maar bij voorkeur 10, volwassen *Lumbricus rubellus* wormen waren verzameld. Ook subadulte *L. rubellus* (wormen zonder clitellum) en juvenielen (*Lumbricus* spec.) werden meegenomen, vooral wanneer onvoldoende volwassen dieren (met clitellum) werden aangetroffen. Voor zeven locaties was het mogelijk om 5 of meer subadulte of volwassen wormen te verzamelen. Voor de locatie BG7 zijn 1 adulte *L. rubellus* en 3 subadulten voor analyse samengevoegd.

Om na te gaan of er grote verschillen in metaalconcentraties zijn tussen adulte, subadulte en juveniele wormen uit het veld, zijn voor twee monsterlocaties, BG4 en VS4, de gehalten in alle drie de categorieën *L. rubellus* gemeten.

De wormen zijn na vriesdrogen op dezelfde wijze en door hetzelfde laboratorium geanalyseerd als de wormen uit de bioassay (zie boven). De gemeten metalen waren cadmium, zink en arseen.

### 2.5.2 Insecten

De in het veld verzamelde insectenmonsters zijn ontdooid en daarna opgeschoond door materiaal anders dan insecten (voornamelijk graszaad) handmatig te verwijderen. Hierna zijn de monsters uitgezocht, waarbij een schatting is gemaakt van de procentuele bijdrage van de verschillende soortgroepen op basis van aantal en gewicht (zie bijlage 5). Versgewicht is bepaald, waarna de monsters weer ingevroren en gekoeld verstuurd zijn naar het Chemisch Biologisch Laboratorium Bodem van de Wageningen Universiteit. De insecten werden daar op dezelfde wijze als de regenwormen gevriesdroogd en geanalyseerd op cadmium, zink en arseen.

### 2.5.3 Gras

De verzamelde plantenmonsters zijn ontdooid en uitgezocht op soort. Om een goede vergelijking tussen locaties mogelijk te maken is een soort die in op één na alle monsters voorkwam geselecteerd. Dit was de grassoort Gestreepte witbol (*Holcus lanatus*). Op locatie VS4 kwam deze soort niet voor, hier is gekozen voor Liesgras (*Glyceria maxima*). Na het uitzoeken is het versgewicht per monster bepaald. Hierna zijn de monsters ingevroren en gekoeld verstuurd naar het Chemisch Biologisch Laboratorium Bodem van de Wageningen Universiteit voor analyse op Cd en Zn.

Voorafgaand aan de analyse van de grasmonsters werd het versgewicht bepaald. Hierna werden de planten gedurende 24 uur gedroogd in een stoof bij 70 °C en werd het drooggewicht gemeten. Voorafgaand aan destructie werden de monsters gemalen en gedestruueerd in de magnetron met een mengsel van HNO<sub>3</sub>-HF-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Analyse vond plaats met een ICP-AES Vari-an apparaat. Een apart submonster van het bij 70°C gedroogde materiaal werd gedurende mi-

nimaal 3 uur verder gedroogd bij 105°C, waarna het resterende percentage vocht werd gemeten. De analyseresultaten gebaseerd op bij 70°C gedroogd materiaal werden gecorrigeerd voor dit extra percentage vocht (minder dan 3% voor alle gewasmonsters).

## 2.6 Modelstudies

### 2.6.1 Berekening Potentieel Aangetaste Fractie

Binnen de systematiek voor het bepalen van ecologische risico's voor landbodems kan voor de eerste inschatting van de effecten een berekening van de potentieel aangetaste fractie (PAF) plaatsvinden (Mesman et al., 2007). Deze PAF betreft het percentage van alle soorten dat bij de gegeven gehalten aan stoffen in de bodem onbeschermde is en dus effecten kan ondervinden. De PAF kan ook voor blootstelling aan meerdere stoffen tegelijkertijd worden berekend. In dat geval spreekt men van de msPAF (meer stoffen PAF).

De berekeningen zijn uitgevoerd met behulp van het TRIADE-rekenblad van het RIVM (Mesman et al., 2007). Het RIVM spreekt niet van PAF maar van (potentiële) toxische druk (TD) op het ecosysteem van de zware metalen in de bodem. De achterliggende methoden zijn gelijk, echter de PAF wordt uitgedrukt als percentage, de toxische druk als een getal tussen de 0 en de 1. Voor de berekeningen zijn de totaalgehalten in de bodem en de bodemeigenschappen (lutum, organisch stof en pH) ingevoerd. Op basis van deze gegevens is de toxische druk per locatie uitgerekend voor alle metalen tegelijkertijd.

De toxische druk (TD) geeft de mate aan waarin één of meerdere verontreinigingen een risico vormen voor (het functioneren van) een ecosysteem. De totale toxische druk is een genormaliseerde waarde van alle individuele stoffen samen en ligt tussen de 0 en 1. Een chronische TD van 0,05 komt overeen met het maximaal toelaatbaar risico (MTR) dat in het stoffenbeleid wordt gehanteerd. Hierbij wordt maximaal 5% van de soorten en/of processen bedreigd. Bij een TD van 0,5 (ook wel HC<sub>50</sub> genoemd) is 50% of meer van de soorten of processen in het ecosysteem bedreigd en is er sprake van een ernstig risico (Rutgers et al., 2006).

### 2.6.2 Ecologische kwetsbaarheidsanalyse

De resultaten van de traditionele ecologische risicobeoordeling van verontreinigde locaties met standaard toxiciteitstesten zijn vaak moeilijk door te vertalen naar effecten op populaties van organismen in het veld en naar de hogere dieren die voor het natuurbeheer meestal van belang zijn. Om deze reden wordt er gewerkt aan de ontwikkeling van een zogenaamde ecologische kwetsbaarheidsanalyse (Faber *et al.*, 2004; de Lange *et al.*, 2006). Ecologische kwetsbaarheid is de mate waarin soorten onder veldomstandigheden (populatie-niveau) effect ondervinden van verontreiniging, als gevolg van soortspecifieke ecologische en ecotoxicologische kenmerken.

De kwetsbaarheidsanalyse richt zich op de fauna doelsoorten uit de natuurdoeltypen in het Handboek Natuurdoeltypen (Bal *et al.*, 2001), gecombineerd met algemeen voorkomende soorten. Van een groot aantal doelsoorten en algemeen voorkomende soorten (op dit moment 144) is bij Alterra een database aangelegd met (semi-)kwantitatieve gegevens over de belangrijkste soorteigenschappen die de kwetsbaarheid van de soorten voor verontreiniging in het veld bepalen ( $\pm 20$ ). Deze eigenschappen zijn verdeeld in drie categorieën die respectievelijk de blootstellingskans aan de verontreiniging, de interne regulatiemechanismen en het herstelvermogen op populatieniveau van de soort bepalen. Op basis van deze kenmerken kan voor verschillende soorten verontreinigingen, waaronder cadmium (bioaccumulerend) en zink (in gewervelde dieren gereguleerd), de relatieve kwetsbaarheid van soorten ten opzichte van elkaar worden bepaald. Dit gebeurt aan de hand van een Multi Criteria Analyse (MCA). De berekende relatieve kwetsbaarheid wordt uitgedrukt op een schaal van 0 tot 1, waarbij een hogere score meer kwetsbaar is. De relatieve kwetsbaarheid van natuurdoeltypen wordt verkregen door de kwetsbaarheidswaarden van de bijbehorende doelsoorten te middelen.

Er zijn twee typen kwetsbaarheidsanalyses uitgevoerd, die voor natuurdoeltypen en die voor voedselketens.

### Natuurdoeltypen

Voor het Dommel project is een korte kwetsbaarheidsanalyse uitgevoerd voor de vier bestudeerde natuurdoeltypen: nat schraalgrasland, bloemrijk grasland, moeras en elzenbroekbos. Details over de soorten en de gehanteerde methoden zijn te vinden in genoemde rapporten van Faber *et al.* (2004) en de Lange *et al.* (2006). Omdat de kwetsbaarheidsanalyse nog in ontwikkeling is en zich tot op heden vooral op het rivierengebied heeft gericht, was niet voor alle tot de vier natuurdoeltypen behorende soorten informatie in de database aanwezig. Daarom is de kwetsbaarheidsanalyse uitgevoerd met alleen die soorten waarvoor wel ecologische gegevens voorhanden waren. Dit beperkt de analyse mogelijk enigszins, mede omdat juist de meest specifieke soorten van de vier natuurdoeltypen ontbreken. Ook zijn, omdat het hier specifiek om natuurdoeltypen en om doelsoorten gaat, de algemene soorten uit de database niet in deze analyse meegenomen. De significantie van de verschillen tussen de gemiddelde ecologische kwetsbaarheid voor cadmium en zink van de vier natuurdoeltypen werd bepaald met behulp van een 1-weg variantieanalyse (1-way ANOVA).

### Voedselketens

Van de 144 soorten in de kwetsbaarheidsdatabase is tevens de voedselvoorkeur in beschouwing genomen. Met deze kennis kan de ecologische kwetsbaarheid van soorten in eenvoudige voedselketens vergeleken worden. De volgende ketens zijn hierbij onderscheiden (vergelijkbaar met RIVM studies):

1. blad → vogel of zoogdier → roofvogel of roofdier
2. zaden → vogel of zoogdier → roofvogel of roofdier
3. insect → vogel of zoogdier → roofvogel of roofdier
4. regenworm → vogel of zoogdier → roofvogel of roofdier

De kwetsbaarheidsanalyses van de voedselketens zijn uitgevoerd met alle soorten uit de database, dus doelsoorten zowel als algemene soorten.

#### 2.6.3 Doorvergiftiging van hogere dieren

Cadmium is een zwaar metaal waarvan bekend is dat het kan accumuleren in het voedselweb. Op deze manier kunnen in predatoire doelsoorten hoge concentraties opgebouwd worden die tot effecten kunnen leiden. Het risico op doorvergiftiging is sterk afhankelijk van voedselkeuze en ruimtegebruik, en is dus soortspecifiek. Vooral regenwormen accumuleren zware metalen in sterke mate, en deze route vormt dan ook een relatief groot risico binnen het voedselweb. Dit wordt bevestigd door de resultaten van de kwetsbaarheidsanalyse voor verschillende soorten voedselketens (paragraaf 7.2). Via het eten van regenwormen kunnen hogere dieren dus worden belast met zware metalen uit de bodem. Bij het toepassen van doorvergiftigingsmodellen is daarom het accent gelegd op voedselketens die via regenwormen verlopen. Voor regenwormketens zijn ook geschikte doorvergiftigingsmodellen voor hogere dieren voorhanden.

De volgende modellen zijn gebruikt:

- PODYRAS – Met de doorvergiftigingsmodule uit dit model is het doorvergiftigingsrisico bepaald voor de das en de grutto. De laatste komt misschien nauwelijks voor in het Dommeldal, maar kan model staan voor andere wormetende vogels die mogelijk wel voorkomen, zoals de wulp. Uitscheiding van metalen worden in dit model niet meegenomen, seizoensverschillen in dieetsamenstelling wel. De berekeningen met PODYRAS kunnen wat opnamekinetiek betreft dus als een ‘worst case’ benadering worden beschouwd.
- BERISP – Met behulp van BERISP zijn de interne gehalten gemodelleerd in regenwormen, spitsmuizen en woelmuizen en uiteindelijk in de toppredatoren steenuil en das. Het model bevat een voedselweb en bepaalt het risico op nierschade op basis van een onderbouwde inschatting van de variatie in het voedselpakket van de predator. Daarnaast is seizoensdynamiek ingebouwd en wordt ook met excretie rekening gehouden. Deze berekeningen met BERISP kunnen dus als realistischer worden beschouwd.

Zowel PODYRAS als BERISP zijn modellen die meer kunnen dan het modelleren van het algemene risico van doorvergiftiging. Met PODYRAS kunnen populatie-effecten van verontreini-



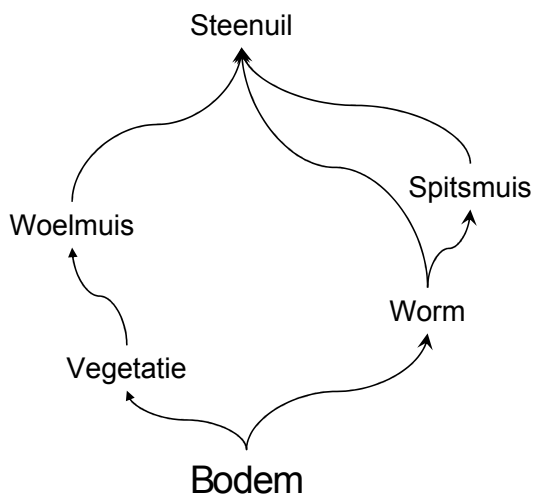
gingen op regenwormen worden gemodelleerd (zie paragraaf 2.6.4) en BERISP is vooral ook ontworpen voor het ruimtelijk modelleren van doorvergiftigingsrisico's. Beide modellen hanteren dezelfde berekeningen om de metaalgehalten in regenwormen te schatten op basis van bodemparameters. Na deze stap lopen de berekeningen uiteen.

Een belangrijk eerste effect van cadmium is nierschade, wat optreedt vanaf ongeveer 100 mg/kg droge stof Cd in de nieren. Vanaf ca. 800 mg/kg d.s. is de schade met grote zekerheid levensbedreigend (zie bijlage 18).

De doorvergiftigingsmodules van beide modellen zijn toegepast op de bodemconcentraties van cadmium op alle 30 initiële locaties uit het onderzoek. Naast de gehalten metalen in de bodem zijn ook de gemeten bodemkarakteristieken als pH en organisch stof ingevoerd. De pH-CaCl<sub>2</sub> (zie paragraaf 4.1) is hiertoe omgerekend naar de pH-KCl met de omrekeningsformule uit Smolders et al. (2007). De modelresultaten voor wormen worden gevalideerd met gemeten gehalten in wormen uit het veld (zie paragraaf 6.1).

Met PODYRAS is bepaald op welke leeftijd bij de grutto en de das een kritische bovengrens voor nierschade van 200 mg/kg d.s. nier wordt overschreden. Hierbij zijn een maximum (het gehele leefgebied is vervuild) berekend en een minimum (10% van het leefgebied is vervuild). Op basis van de leeftijd waarop nierschade optreedt (bijlage 18) is het risico voor de populatie bepaald. Tevens is dit risico berekend als er wordt bekalkt (pH stijgt met 1 eenheid) of als het gebied verzuurd (pH daalt met 1 eenheid). Meer details van de doorvergiftigingsmethode van PODYRAS staan beschreven in bijlage 18.

Met BERISP zijn de potentiële risico's van doorvergiftiging van Cd berekend voor eveneens twee soorten hogere organismen, de steenuil en de das. De efficiëntie van stapeling is sterk afhankelijk van het type voedselketen. Opname via planten is meestal minder hoog, maar de route via wormen is zoals gezegd erg efficiënt. Beide dieren eten een groot deel wormen in hun dieet. Steenuilen eten daarnaast o.a. ook kleine zoogdieren en kevers terwijl de das een omnivoor is die ook vegetatie eet. Met BERISP is zowel de kans berekend op een verhoogd risico van nierschade (vanaf 100 mg Cd/kg d.s. nier) als een ernstig risico (meer dan 800 mg/kg d.s. Cd; zie bijlage 18). De modellen uit BERISP die hier gebruikt zijn, worden in detail beschreven door Cormont et al. (2006) en van den Brink et al. (2007), evenals de parameters. In de berekeningen voor de steenuil is uitgegaan van het voedselweb zoals in figuur 3.



Figuur 3 Doorvergiftigingsroute voor cadmium vanuit de bodem naar de steenuil in het model BERISP. De route via de regenwormen draagt het meeste bij in verhouding tot andere routes.

#### 2.6.4 Populatie-effecten op regenwormen

Naast nierschade als gevolg van het eten van met cadmium belaste wormen, kunnen wormenetters ook indirect schade ondervinden van de aanwezige zware metalen door een gebrek aan voedsel. Dit laatste ontstaat als regenwormen zelf last ondervinden van de zware metalen wat leidt tot afname in aantal en biomassa aan regenwormen.

Met het model PODYRAS kan naast doorvergiftigingskans (paragraaf 2.6.3) tevens worden bepaald of de populaties van de wormen op een termijn van 100 generaties levensvatbaar zijn bij vigerende metaalconcentraties en derhalve of er voldoende wormen voor wormenetende soorten in de bodem aanwezig zullen zijn.

Deze indirecte effecten door voedselgebrek kunnen alleen worden gemodelleerd voor zink. PODYRAS bevat namelijk nog geen gegevens over de effecten van cadmium op de levenscyclusparameters van regenwormen. Naar verwachting is zink in het gebied van de Dommel echter relevanter dan cadmium voor wat betreft populatie-effecten op wormen omdat zink voor wormen relatief toxisch is. Effecten van cadmium op de groei en overleving van wormen treden pas op bij zeer hoge concentraties die maar op 1 locatie zijn gevonden (rond 100 mg/kg grond).

Een gedetailleerde beschrijving van de berekeningsmethoden is te vinden in bijlage 19.

Voor de dertig locaties in het Dommeldal waar bodemgehalten aan zink zijn gemeten werden met het model PODYRAS de procentuele afname bepaald in populatiegroei van de regenwormen soort *Lumbricus rubellus*. De invloed van de pH van de bodem werd hierbij meegenomen als een additieve factor omdat bij pH waarden lager dan 3,5 de soort zich niet kan handhaven (Klok, 2007). Tevens werd het effect van de beheersmaatregel bekalken (pH stijgt met één eenheid) en het effect van verzuring van de bodem (pH daalt met één eenheid) op de populatie bepaald. Dit effect geldt echter alleen voor de directe invloed van de pH-verandering op de populaties wormen. Het effect van verminderde of verhoogde beschikbaarheid (zie paragraaf 4.3) kan met deze module niet worden gemodelleerd.

## 3 Inventarisatie gegevens en GIS-kaarten

### 3.1 Beschikbare informatie

Het verzamelen van voor het triade-onderzoek relevante informatie heeft voor het gehele Dommeldal, van Overpelt in België tot 's Hertogenbosch, plaatsgevonden. Een eerste inventarisatie van informatie heeft plaatsgevonden tijdens het startoverleg op 12 februari 2007. In een latere fase zijn ook cadmium- en zinkgehalten uit diverse onderzoeken in het Dommeldal toegevoegd. Een volledig overzicht van alle verzamelde informatie staat in bijlage 6. Daarin staat ook welke informatie is verwerkt in de kaarten en welke niet.

De gebieden die één keer in de tien jaar overstromen worden als grens van het onderzoeksgebied beschouwd. ABdK en Natuurmonumenten hebben geprobeerd om ook de gebieden aan te geven die frequenter overstromen, o.a. met behulp van hoogtekaarten (met een raster van 5x5m), luchtfoto's van overstromingssituaties en een veldbezoek. Het bleek echter niet goed mogelijk om de gebieden die frequenter overstromen verder in kaart te brengen.

### 3.2 Toelichting op GIS-kaarten

De GIS-kaarten zijn op een aparte cd beschikbaar, samen met de bijbehorende achtergrondinformatie. Om deze kaarten te kunnen bekijken is het programma ArcGIS of ArcVIEW nodig. ArcVIEW is een gratis programma. Het kan indien gewenst vanaf de cd geïnstalleerd worden.

Er is een kaart gemaakt voor het Nederlandse deel én een voor het Belgische deel. Deze opsplitsing bleek noodzakelijk omdat met een ander coördinatensysteem wordt gewerkt, de mate van detaillering verschilt en/of andere indelingstypologieën worden gebruikt. De Nederlandse kaart omvat het hele stroomgebied van de Dommel, inclusief de Keersop, Reusel, Beerze en Kleine Dommel. De Belgische kaart omvat het gebied van Overpelt tot aan de grens met Nederland.

In de GIS-kaarten is onder andere de volgende informatie verwerkt (zie ook bijlage 6, toelichting bij de GIS-cd):

- topografische ondergrond
- waterlopen
- overstromingsgebied (tenminste één keer in de tien jaar overstroomd)
- natuurwaarden (huidige natuur; binnen dit onderzoek ook wel natuurtype genoemd)
- natuurdoeltypen (gewenste natuur uit het natuurgebiedsplan)
- Ecologische Hoofd Structuur (EHS) en verbindingszones
- beheersgebieden (waarvoor subsidieregelingen zijn vastgesteld)
- grondeigendom en aan te kopen gebieden
- cadmium en zinkgehalten<sup>3</sup> in de bodem (alleen in overstromingsgebied)
- cadmium en zinkgehalten in gras (alleen in overstromingsgebied)
- flora en fauna gegevens (alleen in overstromingsgebied)
- resultaten uitgevoerde Triade-onderzoek, opgedeeld in:
  - chemie
  - bioassays
  - bioaccumulatie

<sup>3</sup> Tenzij anders aangegeven betreft het niet gestandaardiseerde gehalten.

Al deze informatie kan als laag in de kaart uit- of aangezet worden. Het is ook mogelijk om de informatie alleen voor het overstromingsgebied te laten zien, hetgeen de snelheid van het GIS-programma ten goede komt.

Voor het Belgische deel is een probleem dat het coördinatenstelsel van de verschillende lagen (lees: informatie) niet goed op elkaar aansluit. Daardoor vallen de gebieden niet goed over elkaar heen. Het overstromingsgebied ligt hierdoor bijvoorbeeld rechts naast de Dommel. Ondanks dat bood het kaartmateriaal voor het Belgisch deel voldoende aanknopingspunten om behulpzaam te zijn bij de monsteselectie. De gekozen monsterpunten liggen net over de grens met Nederland en kunnen op de Nederlandse kaarten aangegeven worden. Verder perfectioneren van het Belgisch kaartmateriaal werd in het kader van dit project dan ook niet noodzakelijk geacht.

### 3.3 Oppervlakteberekeningen natuur(doel)typen

Met behulp van de GIS-kaarten is berekend wat het actuele oppervlak en het geplande oppervlak is per natuur(doel)type. De resultaten van deze berekening staan in bijlage 7. Uit de berekeningen blijkt dat op dit moment het overgrote deel van het overstromingsgebied (43,0%) een agrarische bestemming heeft, gevolgd door multifunctioneel bos (10,7%) en moeras (6,3%). In de toekomst zullen de agrarische gebieden echter geheel omgevormd worden tot natuur. Ook zullen een aantal andere natuurtypen omgevormd worden. De belangrijkste geplande natuurdoeltypen worden nat schraalgrasland en bloemrijk grasland<sup>4</sup> (of mengvormen daarvan). Deze zullen samen 44,4% van het oppervlakte gaan beslaan. Daarnaast worden moeras en elzenbroekbos belangrijke natuurdoeltypen (respectievelijk 15,4 en 11,1%). Deze vier natuurdoeltypen zullen in de toekomst 71% van het oppervlak in het overstromingsgebied gaan omvatten. Het onderzoek heeft zich daarom op deze vier gericht. In tabel 1 wordt een en ander voor de genoemde natuurdoeltypen samengevat.

Tabel 1 Actueel en gepland oppervlak van de natuur(doel)typen die geselecteerd zijn voor het Triade-onderzoek.

Natuur(doel)typen	Actueel			Gepland		
	Oppervlak (ha)	Aantal percelen	Percentage	Oppervlak (ha)	Aantal percelen	Percentage
Nat schraalgrasland	24	20	0,7	565	175	17,6
Nat schraalgrasland / Bloemrijk grasland	98	40	3,0	513	208	16,0
Bloemrijk grasland (incl. overige mengvormen)	111	49	3,4	346	307	10,8
Moeras	205	133	6,3	497	444	15,4
Elzenbroekbos	124	126	3,8	358	420	11,1
<i>Totaal</i>	<i>562</i>	<i>368</i>	<i>17,2</i>	<i>2279</i>	<i>1554</i>	<i>70,9</i>
<i>Totaal in overstromingsgebied</i>	<i>3275</i>	<i>2518</i>	<i>100</i>	<i>3216</i>	<i>3052</i>	<i>100</i>

<sup>4</sup> Bloemrijk grasland is een overgangsvorm en wordt als een verzamelnaam gebruikt voor graslanden die uiteindelijk omgevormd moeten gaan worden naar bijvoorbeeld nat schraalgrasland of blauwgrasland.

## 4 Chemie: resultaten

Op de 30 bodemonsters zijn een pakket fysisch/chemische analyses uitgevoerd. De resultaten zijn samengevat in tabel 2. De achterliggende data is te vinden in bijlage 8 tot en met 10. In deze bijlagen zijn tevens aanvullende figuren opgenomen.

Voor de resultaten geldt dat, indien de monsters gerangschikt zijn op monstercode, de rangschikking steeds in stroomopwaartse richting is (schone monsters links / bovenaan, vuile monsters rechts / onderaan).

### 4.1 Bodemeigenschappen

Uit tabel 2 blijkt dat de spreiding in bodemeigenschappen groot is en dat er geen eenduidige relatie is tussen de bodemeigenschappen en de locatie langs de Dommel waar het monster is genomen. Het volgende is geconstateerd:

- De lutumgehalten zijn het hoogst in moeras (MO), gevolgd door Nat Schraalgrasland (VS), Elzenbroekbos (EB) en Bloemrijk Grasland (BG), maar de spreiding binnen de natuurtypen is groot. De verschillen zijn dan ook niet significant.
- De gemiddelde gehalten organische stof zijn als volgt verdeeld over de natuurdoeltypen: Elzenbroekbos (EB) > Nat Schraalgrasland (VS) > Moeras (MO) > Bloemrijk grasland (BG). Hierbij zijn de organische stof gehalten in EB en VS significant hoger dan in BG.
- Bloemrijk grasland is significant droger dan de overige drie natuurtypen.
- De pH varieert van 3,7 tot 5,4. Er zijn geen significante verschillen tussen de natuurtypen.
- Op een enkele uitzondering na lijken de gehalten stikstof en fosfaat redelijk gecorreleerd. Alle natuurtypen zijn relatief voedselarm. Bloemrijk Grasland is wat minder voedselrijk dan de overige natuurtypen. Dit verschil is significant voor stikstof, maar niet voor fosfor.

Ook binnen de bemonsterde natuurtypen is nog een ruime variatie in begroeiing, vochtigheid enzovoorts, met name in het natuurtype moeras. De fysische bodemeigenschappen laten dit ook zien. Er wordt geconstateerd dat de variatie binnen een natuurtype niet veel kleiner is dan tussen natuurtypen. Op hoofdlijnen kan geconcludeerd worden dat de natuurtypen Nat Schraalgrasland, Moeras en Elzenbroekbos qua bodemeigenschappen redelijk vergelijkbaar zijn. Bloemrijk Grasland is wat droger, minder voedselrijk en heeft een lager gehalte lutum en organisch stof.

Alhoewel aanvankelijk was bedacht dat de verschillen tussen de natuurtypen meer herkenbaar zouden zijn, geven de bemonsterde locaties in totaliteit een goed beeld van de range aan waarden die binnen deze natuurtypen in het Dommeldal zijn te verwachten. Dit is een belangrijk gegeven, aangezien deze spreiding van groot belang is bij de uiteindelijke risicoschatting, en zeker bij de extrapolatie naar andere, niet bemonsterde terreinen.

Tabel 2. Overzicht van de fysisch-chemische analyseresultaten. Gehalten die de interventiewaarden overschrijden zijn gearceerd weergegeven.

Natuurtype		Fysische eigenschappen				Gemeten totaalgehalten			Gestandaardiseerde gehalten*			Beschikbare gehalten milde extractie (0,01M CaCl <sub>2</sub> )			Beschikbare gehalten zure extractie (0,43M HNO <sub>3</sub> )			Beschikbaar percentage (gehalte CaCl <sub>2</sub> / HNO <sub>3</sub> )		
Code	Omschrijving	pH-CaCl <sub>2</sub>	Droge stof	Org. stof	Lutum (< 2 µm)	Cd	Zn	As	Cd	Zn	As	Cd	Zn	As	Cd	Zn	As	Cd	Zn	As
		-log [H <sup>+</sup> ]	% (m/m)	% (m/m)	% (m/m)	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg luchtdroog	mg/kg luchtdroog	mg/kg luchtdroog	%	%
Vochtig Schraaiand	VS2 bij Reusel (referentie)	4,6	34,2	30,6	12,3	1,4	120	36	1,0	118	32	0,06	4,9	0,00	1,4	83	15,3	4,0	6,0	0,0
	VS1 Moerkuilen	5,2	20,3	61,3	4,7	7,8	210	21	3,8	182	15	0,00	1,4	0,15	5,2	175	10,1	0,0	0,8	1,5
	VS8 Son	4,9	42,8	25,6	8,8	2,4	90	13	1,9	105	13	0,19	7,5	0,05	5,3	153	11,0	3,6	4,9	0,4
	VS7 Eindhoven	4,8	61,8	18,7	0,1	1,1	56	11	1,1	95	14	0,19	5,9	0,02	1,3	59	2,3	15,2	10,1	0,8
	VS6 onder Waalre	4,6	31,6	30,4	8,9	140,0	1800	440	102,9	1984	414	17,81	246,1	0,06	137,0	1569	169,0	13,0	15,7	0,0
	VS5 Malpie	4,5	59,8	26,6	15,1	32,0	510	430	24,3	527	398	11,67	211,6	0,05	47,8	736	54,9	24,4	28,7	0,1
	VS3 Malpie	4,4	72,8	7,4	0,8	3,2	110	13	4,5	228	20	0,85	34,2	0,03	2,4	79	4,2	34,7	43,6	0,7
VS4 Malpie	4,7	58,0	40,1	15,3	42,0	830	320	25,1	705	246	11,06	271,6	0,10	71,9	1326	85,2	15,4	20,5	0,1	
Bloemrijk Grasland	BG2 nabij Moerkuilen (niet overstroomde ref.)	4,3	77,7	4,5	0,7	0,4	17	10	0,6	41	17	0,08	6,3	0,01	0,2	12	0,6	44,9	51,3	2,3
	BG3 bij Beerze (referentie)	4,2	85,1	4,8	1,9	0,4	13	10	0,6	28	16	0,07	3,1	0,01	0,2	6	1,3	32,0	54,3	0,9
	BG1 Moerkuilen	4,8	72,1	6,0	2,8	0,6	50	10	0,8	97	15	0,11	6,8	0,01	0,6	30	1,5	17,7	22,8	0,9
	BG8 Nabij Moerkuilen	4,8	83,8	3,9	2,4	2,9	93	10	4,6	209	17	0,90	27,0	0,04	3,1	82	3,0	29,2	33,1	1,2
	BG7 Eindhoven	5,2	56,1	9,3	7,4	8,9	270	170	10,9	443	229	0,23	3,6	0,04	7,8	130	1,0	3,0	2,8	3,7
	BG6 Malpie	4,6	57,5	14,4	4,4	10,0	300	33	11,0	493	43	1,05	66,1	0,03	9,4	311	16,4	11,2	21,3	0,2
	BG5 Malpiebeemden	4,5	63,1	15,5	5,8	11,0	240	78	11,5	366	97	4,60	86,9	0,02	14,0	234	31,1	32,9	37,1	0,1
BG4 Hageven	4,8	73,4	11,1	3,8	15,0	310	250	18,3	559	350	3,34	57,0	0,09	19,6	293	192,0	17,1	19,5	0,0	
Moeras	MO1 bij Beerze (referentie)	4,5	49,5	11,8	20,4	18,0	400	32	17,8	434	33	0,21	19,7	0,04	3,8	166	3,8	5,6	11,9	1,1
	MO7 Eindhoven	5,4	34,2	34,5	12,5	5,7	200	62	3,9	203	54	0,03	1,3	0,06	5,1	138	7,5	0,6	1,0	0,8
	MO5 Malpie	5,2	66,4	5,7	3,2	12,0	450	110	17,5	910	171	0,20	30,1	0,14	9,7	340	68,4	2,1	8,8	0,2
	MO6 Malpie	4,9	56,1	9,5	2,4	13,0	400	96	16,9	784	142	0,89	57,0	0,07	10,0	291	55,5	8,9	19,6	0,1
	MO4 Malpie	4,9	25,9	44,0	15,3	53,0	1500	240	30,0	1249	179	11,32	270,3	0,11	103,0	1765	73,1	11,0	15,3	0,2
	MO2 nabij Borkel	4,8	32,0	40,8	15,0	30,0	660	220	18,0	583	173	2,39	76,4	0,12	20,0	483	54,9	12,0	15,8	0,2
	MO3 Hageven	5,0	68,9	7,6	1,2	46,0	420	650	63,6	840	989	8,50	64,9	0,09	43,1	394	296,0	19,7	16,5	0,0
Eizenbroekbos	EB2 Beerze (referentie)	4,6	44,6	21,4	9,5	3,0	220	18	2,6	266	19	0,61	36,4	0,07	2,4	166	3,9	25,5	21,9	1,8
	EB1 Moerkuilen	4,6	28,5	45,0	0,6	1,8	80	13	1,1	88	11	0,17	7,8	0,17	1,3	68	5,4	13,3	11,5	3,1
	EB7 Son	4,2	32,2	38,1	0,1	0,6	24	10	0,4	29	9	0,15	4,8	0,12	0,4	13	2,5	35,5	38,3	5,0
	EB6 Eindhoven	5,4	49,6	14,5	7,0	2,2	100	15	2,4	152	19	0,06	2,9	0,04	2,2	74	2,7	2,6	4,0	1,4
	EB4 Malpie	4,9	29,4	43,6	10,0	32,0	640	190	18,8	591	151	2,02	65,3	0,17	29,9	659	20,4	6,8	9,9	0,8
	EB5 boven Borkel	4,1	38,6	31,5	10,1	21,0	460	170	15,0	482	154	6,50	149,6	0,13	20,7	461	23,4	31,4	32,4	0,5
	EB3 Borkel	3,7	27,0	49,5	3,6	9,3	280	22	5,2	265	17	2,93	108,4	0,19	8,0	299	9,4	36,8	36,3	2,0

\*gecorrigeerd naar 25% lutum en 10% organische stof  
overschrijding interventiewaarde

## 4.2 Metaalgehalten

De gestandaardiseerde gehalten aan cadmium, zink en arseen blijken op verscheidene monsterlocaties de interventiewaarde te overschrijden (in tabel 2 zijn deze gearceerd). Daarnaast worden verhoogde gehalten kwik en in mindere mate koper, lood en nikkel aangetroffen. Verhoogd wil hierbij zeggen “gehalten tussen de streef en interventiewaarden” (zie bijlage 9 voor details). Het chroomgehalte blijft overal onder de streefwaarde. Cadmium, zink en arseen overschrijden de interventiewaarden in respectievelijk 12, 5 en 13 van de 30 monsterlocaties. Op een enkele uitzondering (VS6, MO3 en MO4) na is de overschrijding van cadmium en zink niet meer dan 2 keer de interventiewaarde. De overschrijding van arseen is veelal hoger (van bijna 2 tot 18 keer).

De gehalten in de referenties langs de Reusel en Beerze liggen onder de streefwaarde, behalve voor de referentie in het moeras (MO1). Het cadmiumgehalte in dit monster overschrijdt zelfs de interventiewaarde, en ook het zinkgehalte en een aantal andere metalen zijn verhoogd. MO1 is daarmee geen goede referentie. De gehalten in het stroomopwaartse deel langs de Dommel (met name de Moerkuilen) zijn echter (nog) lager.

Verder is Thallium in het overstromingsgebied in het geheel niet aangetroffen (<5 mg/kg ds), waar dit in eerdere waterbodemonderzoeken wel het geval was (mondelinge mededeling ABdK).

De analyses van de totaalgehalten aan metalen laten zien, dat de natuurtypen bloemrijk grasland en elzenbroekbos gemiddeld genomen iets minder sterk zijn verontreinigd dan de andere twee natuurtypen. De hoogste gehalten zijn aangetroffen binnen het natuurtype Moeras. Men moet zich hierbij realiseren dat de trefkans een belangrijke rol speelt. Het aantal monsters per hectare is gering. Het kan daarom niet worden uitgesloten, dat men met een meer uitgebreide monsternamen campagne ook als nog sterk(er) verontreinigde plekken aantreft binnen de natuurtypen bloemrijk grasland en elzenbroekbos.

Binnen het onderzoeksgebied is de overstromingsfrequentie niet nauwkeuriger aan te duiden dan “minimaal één keer in gemiddeld 10 jaar”. Het is dan ook niet goed mogelijk om de totaalgehalten aan de overstromingsfrequentie te correleren. Wat wel opvallend is, is dat VS6, de locatie met de hoogste gehalten, bekend staat als een locatie die zeer frequent overstroomt.

## 4.3 Biologische beschikbaarheid

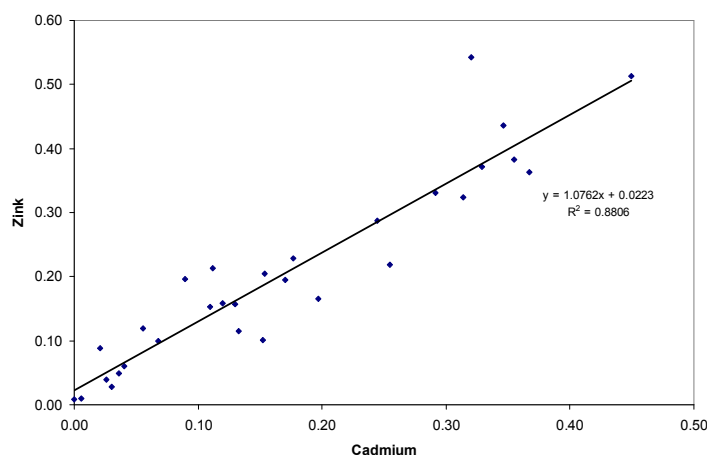
De beschikbaarheidsanalyses zijn iets complexer en behoeven wat nadere uitleg. Er zijn twee verschillende analyses uitgevoerd, namelijk een extractie met  $\text{CaCl}_2$  en met  $\text{HNO}_3$ . Het met 0,01M  $\text{CaCl}_2$  extraheerbare gehalte aan zware metalen is een maat voor de hoeveelheid, die opgelost is in de waterfase en daarmee dus biologisch beschikbaar is. Het met 0,43M  $\text{HNO}_3$  extraheerbare gehalte aan zware metalen is een maat voor het gehalte, dat op de lange duur beschikbaar kan komen.

De mate van beschikbaarheid hangt verder van twee aspecten af, namelijk de bodemeigenschappen en het totaalgehalte. Voor de uiteindelijke effecten is met name de absolute concentratie in het extract van belang, terwijl voor het begrip van de verschillen tussen locaties ook gekeken moet worden naar een ‘relatieve’ beschikbaarheid. Deze laatste maat is daarom ook in tabel 2 opgenomen en is berekend door de concentraties in het  $\text{CaCl}_2$  extract te delen door die in het  $\text{HNO}_3$  extract. Deze relatieve beschikbaarheid is daarmee niet meer afhankelijk van het totaalgehalte.

Het effect van deze relatieve beschikbaarheid is duidelijk. Waar de absolute concentraties in de extracten vooral zijn gecorreleerd aan de totaalgehalten, en minder sterk tussen de natuurtypen verschillen, blijkt de relatieve beschikbaarheid echter het hoogst in Bloemrijk Grasland en het laagst in Moeras.

Verder blijkt uit deze chemische metingen dat arseen vrijwel niet snel beschikbaar is (tabel 2). Ondanks de hoge totaalgehalten, tot soms ver boven de interventiewaarde, blijven de beschikbare gehalten in het 0,01M CaCl<sub>2</sub> extract in alle gevallen onder de 0,1 mg As/kg ds. De gehalten arseen die op langere termijn beschikbaar kunnen komen (zie resultaten uit het 0,43M HNO<sub>3</sub> extract) zijn lokaal echter wel hoog, met name in Moeras. Ter verificatie van de vermeend lage biobeschikbaarheid van arseen is naast cadmium en zink ook arseen meegenomen in de bioaccumulatiemetingen in regenworm en insecten (paragraaf 2.5).

Daarnaast laat de beschikbaarheid van zink hetzelfde beeld zien als de beschikbaarheid van cadmium. Dit wordt geïllustreerd in figuur 4 waarbij de relatieve beschikbaarheid (quotiënt CaCl<sub>2</sub>/HNO<sub>3</sub>) van beide metalen aan elkaar is gecorreleerd ( $R^2 = 0,88$ ). De twee punten met de hoogste beschikbare zinkfracties zijn afkomstig uit het bloemrijk grasland (BG2 en BG3). Hier waren de cadmium- en zinkgehalten het laagst en zelfs ver onder de streefwaarden. De betrouwbaarheid van de analyse van cadmium is voor deze punten kleiner. Dit laat nogmaals zien dat voor de interpretatie van de beschikbaarheid zowel de absolute beschikbare gehalten als de relatieve beschikbaarheid van belang zijn.

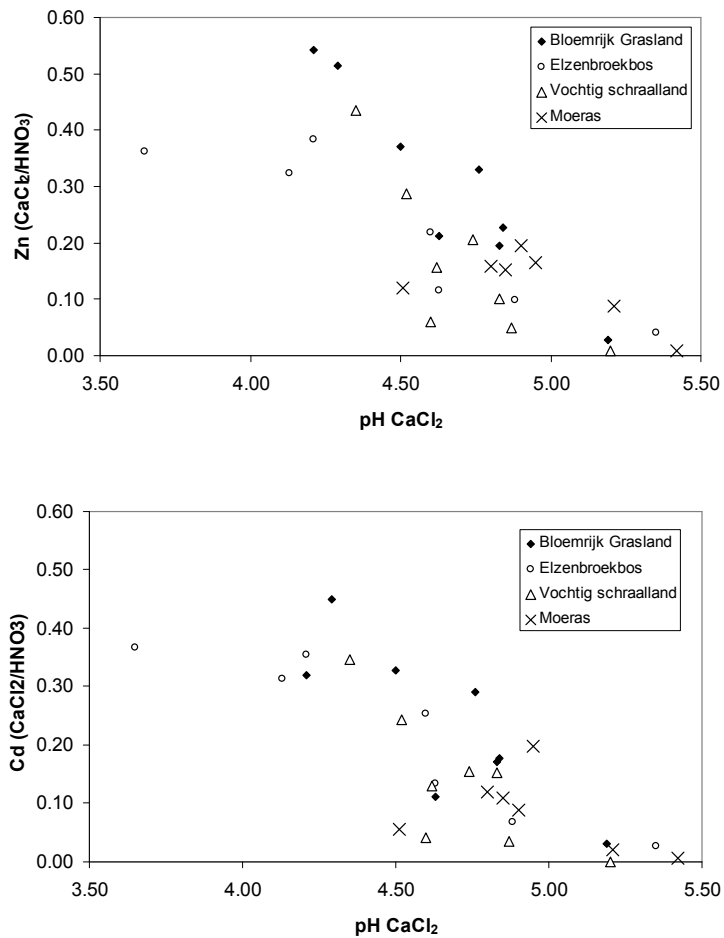


Figuur 4 Relatie tussen de relatieve beschikbare fracties (quotiënt CaCl<sub>2</sub>/HNO<sub>3</sub>) van zink en cadmium.

Uit de literatuur is bekend dat er een relatie is tussen bodemeigenschappen en de beschikbaarheid van zink en cadmium, waarbij parameters als pH, organische stof en het lutumgehalte van belang zijn. In figuur 5 is deze relatie voor zink en cadmium geïllustreerd aan de hand van de pH waarde in het CaCl<sub>2</sub>-extract. De figuren van zink en cadmium lijken sterk op elkaar. Gezien de grotere betrouwbaarheid van de analyse van zink wordt deze figuur hierna verder uitgelegd. Gezien de relatie in figuur 4 en de grote gelijkheid van beide figuren in figuur 5 gelden de conclusie ook voor cadmium. In de figuur zou een lijn van de rechterbenedenhoek naar midden boven kunnen worden getrokken. Hierboven zijn geen waarnemingen en deze lijn begrenst dan ook de beschikbare fractie. Bij een hogere pH is deze fractie klein en ze wordt (conform theorie) groter bij een lagere pH. De meetpunten in het bloemrijk grasland volgen deze denkbeeldige lijn. Meetpunten van de overige locaties liggen ook onder de lijn. Deze monsters bevatten aanzienlijk grotere hoeveelheden organische stof, wat zorgt voor een sterkere binding aan de bodem van de zware metalen. Hierdoor blijven zelfs in het verzuurde Elzenbroek bos de beschikbare fracties relatief klein bij een lage pH.

De gebieden getypeerd als moeras kunnen permanent nat zijn en door kwel gevoed worden waardoor een zuurstofarme situatie ontstaat. Sulfidevorming is onder deze omstandigheden een belangrijk proces (Harmsen et al., 2005), wat van invloed is op de beschikbaarheid van de metalen in de bodem. De gemeten beschikbaarheid van zink en cadmium met het CaCl<sub>2</sub>-extract kan bij aanwezigheid van veel sulfideverbindingen kleiner worden.





Figuur 5 Beschikbare fractie zink en cadmium als functie van de pH.

#### 4.4 Samenvatting chemie

- Interventiewaarden overschrijding cadmium, zink en arseen
- Cadmium en zink sterk gecorreleerd
- Er zijn geen significante verschillen in bodemeigenschappen, verontreinigingsniveau en relatieve beschikbaarheid tussen de natuurtypen
- Bloemrijk grasland is zandiger en met minder organische stof. Elzenbroekbos zuurder
- Beschikbaarheid van arseen op basis van chemische metingen (CaCl<sub>2</sub>-extractie) laag
- Beschikbaarheid cadmium en zink voorspelbaar door met name pH en organisch stof
- In Moeras speelt vastlegging van metalen door sulfidevorming mogelijk een rol.

## 5 Bioassays: resultaten

In dit hoofdstuk worden allereerst in paragraaf 5.1 de resultaten van de eerste ecotoxicologische screening met watervlooien en bacteriële groeisnelheidstesten besproken. Op basis van de chemie en de eerste screening zijn monsters geselecteerd voor verder onderzoek met chronische bioassays. Deze monsteselectie wordt in paragraaf 5.2 toegelicht. In paragraaf 5.3 worden de resultaten van de bioassays met springstaarten, planten en regenwormen besproken.

De resultaten zijn samengevat in tabel 3 (eerste screening) en tabel 4 (chronische bioassays). De achterliggende data is te vinden in bijlage 11 tot en met 16. In deze bijlagen zijn tevens aanvullende figuren opgenomen.

Om de afhankelijkheid van de metaalverontreiniging in beeld te brengen zijn de monsters in tabel 4 niet langer geselecteerd op basis van het natuurtipe maar vooral op basis van een indeling in drie categorieën op basis van de cadmium en zink concentraties in het  $\text{CaCl}_2$ -extract.

### 5.1 Eerste screening

De eerste ecotoxicologische screening omvatte twee onderdelen, namelijk het vaststellen van eventuele effecten op de bacteriële groeisnelheid en op de overleving van de watervlo. Beide screeningtesten zijn uitgevoerd met extracties van de bodemmonsters. Beide testen worden hieronder besproken.

#### 5.1.1 Bacteriële groeisnelheid

De resultaten van de bacteriële groeisnelheidsbepaling staan in bijlage 11 en zijn samengevat weergegeven in tabel 3. Als achtergrond voor de interpretatie van deze resultaten kan vermeldt worden dat:

- thymidine wordt ingebouwd in het DNA en vormt daarmee een maat voor de groeisnelheid en celdeling, en
- leucine wordt ingebouwd in eiwitten en vormt daarmee een maat voor de groei van de bacteriën en het onderhoud van celmateriaal.

Uit eerder onderzoek is gebleken dat de thymidine inbouw meestal sterker afneemt door verontreinigingen dan de leucine inbouw. Lage waarden kunnen in beide gevallen echter ook door een laag organische stof gehalte of een lage pH veroorzaakt worden. Onderstaand overzicht is daarom vooral gericht op thymidine.

In figuur 6 zijn de resultaten voor de thymidine-inbouw als afhankelijke van de pH weergegeven. Deze figuur illustreert dat er een zeer duidelijke relatie is met sterk afnemende activiteiten bij lagere pH-waarden. Dit is ook uit de literatuur bekend: hoe lager de pH, hoe lager de activiteit (bij pH's onder de 7). Dit komt ook tot uitdrukking in mogelijke referentiewaarden. Er zijn (nog) geen formele referentiewaarden opgesteld voor de combinatie van landgebruik en bodemtype zoals die langs de Dommel wordt aangetroffen, maar de referentiewaarden voor de thymidine-inbouwsnelheid die het dichtst in de buurt komen zijn (Rutgers *et al.*, 2007):

- 1) Referentie melkveehouderij op klei: thymidine-inbouw 436 pmol/g.h (bij gemiddelde pH 6,5, organisch stof gehalte 9,1% en lutumgehalte 32%)
- 2) Referentie halfnatuurlijk grasland op zand: thymidine-inbouw 20 pmol/g.h (bij gemiddelde pH 4,6 en organisch stof gehalte 7,9%, lutumgehalte niet gespecificeerd)

Tabel 3 Overzicht van de resultaten van de bacteriële groeisnelheidsbepaling en de toxiciteit voor de watervlo *Daphnia magna*, uitgevoerd met de 30 bodemonsters. Tevens worden de gehalten en bodemeigenschappen vermeld omdat deze de waargenomen effecten beïnvloeden. Gestandaardiseerde gehalten die de interventiewaarde overschrijden zijn gearceerd weergegeven. De locaties zijn per natuurtype gesorteerd in stroomafwaartse richting.

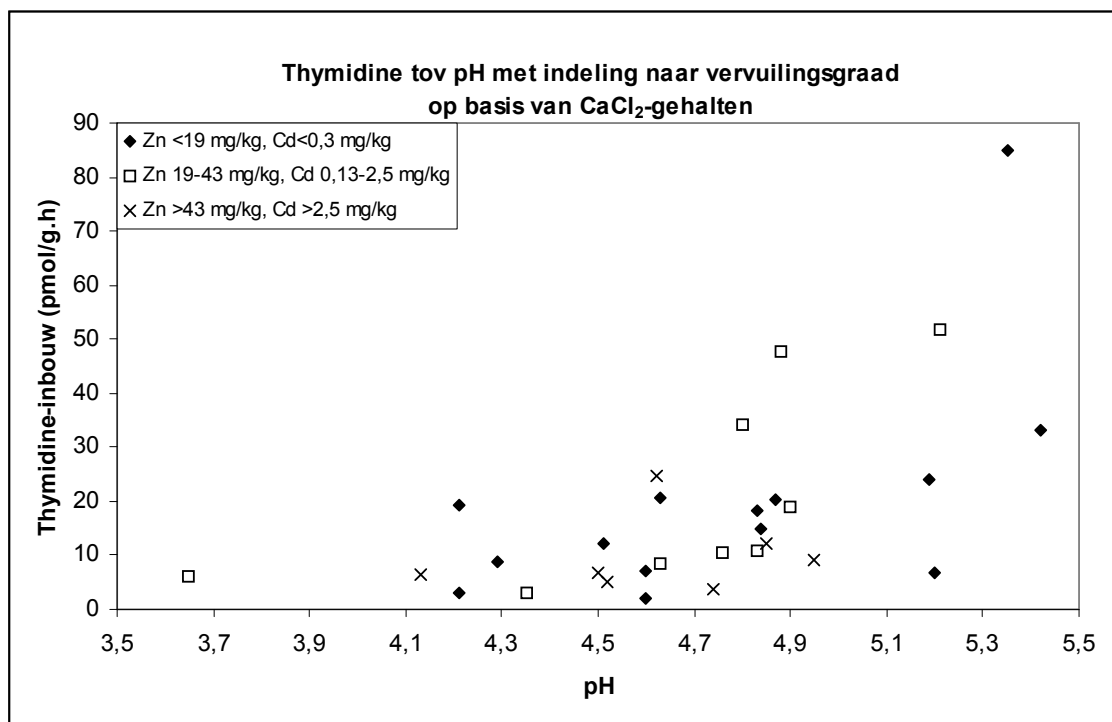
Natuurtype		Fysische eigenschappen			Gemeten totaalgehalten			Gestandaardiseerde gehalten*			Beschikbare gehalten milde extractie (0,01M CaCl <sub>2</sub> )			Overlevingstest met watervlo <i>Daphnia magna</i>	Bacteriegroeitest		
Code	Omschrijving	pH-CaCl <sub>2</sub>	Org. stof	Lutum (< 2 µm)	Cd	Zn	As	Cd	Zn	As	Cd	Zn	As	EC <sub>50</sub> (95% b.i.)	Thymidine inbouw	Leucine inbouw	
		-log [H <sup>+</sup> ]	% (m/m)	% (m/m)	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	% verdunning	pmol/g.h	pmol/g.h
Vochtig Schraalland	VS2	bij Reusel (referentie)	4,6	30,6	12,3	1,4	120	36	1,0	118	32	0,06	4,9	0,00	74,8 (60,7-92,3)	7,2	230
	VS1	Moerkuilen	5,2	61,3	4,7	7,8	210	21	3,8	182	15	0,00	1,4	0,15	>100	6,9	275
	VS8	Son	4,9	25,6	8,8	2,4	90	13	1,9	105	13	0,19	7,5	0,05	>100	20,2	351
	VS7	Eindhoven	4,8	18,7	0,1	1,1	56	11	1,1	95	14	0,19	5,9	0,02	>100	18,3	298
	VS6	onder Waalre	4,6	30,4	8,9	140,0	1800	440	102,9	1984	414	17,81	246,1	0,06	18,4 (13,6-23,3)	24,7	577
	VS5	Malpie	4,5	26,6	15,1	32,0	510	430	24,3	527	398	11,67	211,6	0,05	29,1 (21,2-39,3)	5,2	142
	VS3	Malpie	4,4	7,4	0,8	3,2	110	13	4,5	228	20	0,85	34,2	0,03	91,2 (66,7-170,6)	3,0	128
	VS4	Malpie	4,7	40,1	15,3	42,0	830	320	25,1	705	246	11,06	271,6	0,10	34,1 (26,9-43,4)	3,8	86
Bloemrijk Grasland	BG2	nabij Moerkuilen (niet overstromde ref.)	4,3	4,5	0,7	0,4	17	10	0,6	41	17	0,08	6,3	0,01	40,7 (25,9-76,6)	8,8	173
	BG3	bij Beerze (referentie)	4,2	4,8	1,9	0,4	13	10	0,6	28	16	0,07	3,1	0,01	>100	3,1	107
	BG1	Moerkuilen	4,8	6,0	2,8	0,6	50	10	0,8	97	15	0,11	6,8	0,01	>100	14,9	219
	BG8	Nabij Moerkuilen	4,8	3,9	2,4	2,9	93	10	4,6	209	17	0,90	27,0	0,04	>100	10,4	182
	BG7	Eindhoven	5,2	9,3	7,4	8,9	270	170	10,9	443	229	0,23	3,6	0,04	>100	24,1	290
	BG6	Malpie	4,6	14,4	4,4	10,0	300	33	11,0	493	43	1,05	66,1	0,03	35,7 (29,0-44,2)	8,3	159
	BG5	Malpiebeemden	4,5	15,5	5,8	11,0	240	78	11,5	366	97	4,60	86,9	0,02	53,4 (36,9-80,1)	6,6	155
	BG4	Hageven	4,8	11,1	3,8	15,0	310	250	18,3	559	350	3,34	57,0	0,09	59,3 (48,2-76,3)	10,9	190
Moeras	MO1	bij Beerze (referentie)	4,5	11,8	20,4	18,0	400	32	17,8	434	33	0,21	19,7	0,04	76,3 (61,6-100,8)	12,1	256
	MO7	Eindhoven	5,4	34,5	12,5	5,7	200	62	3,9	203	54	0,03	1,3	0,06	>100	33,2	699
	MO5	Malpie	5,2	5,7	3,2	12,0	450	110	17,5	910	171	0,20	30,1	0,14	62,7 (46,2-90,9)	51,7	487
	MO6	Malpie	4,9	9,5	2,4	13,0	400	96	16,9	784	142	0,89	57,0	0,07	70,8 (57,6-93,5)	19,1	321
	MO4	Malpie	4,9	44,0	15,3	53,0	1500	240	30,0	1249	179	11,32	270,3	0,11	35,1 (20,9-45,6)	12,1	374
	MO2	nabij Borkel	4,8	40,8	15,0	30,0	660	220	18,0	583	173	2,39	76,4	0,12	>100	34,1	617
	MO3	Hageven	5,0	7,6	1,2	46,0	420	650	63,6	840	989	8,50	64,9	0,09	31,9 (21,8-46,8)	9,1	174
Eizenbroekbos	EB2	Beerze (referentie)	4,6	21,4	9,5	3,0	220	18	2,6	266	19	0,61	36,4	0,07	>100	2,0	8
	EB1	Moerkuilen	4,6	45,0	0,6	1,8	80	13	1,1	88	11	0,17	7,8	0,17	66,0 (46,8-121,5)	20,6	463
	EB7	Son	4,2	38,1	0,1	0,6	24	10	0,4	29	9	0,15	4,8	0,12	>100	19,3	383
	EB6	Eindhoven	5,4	14,5	7,0	2,2	100	15	2,4	152	19	0,06	2,9	0,04	>100	85,0	730
	EB4	Malpie	4,9	43,6	10,0	32,0	640	190	18,8	591	151	2,02	65,3	0,17	56,5 (42,7-84,3)	47,8	694
	EB5	boven Borkel	4,1	31,5	10,1	21,0	460	170	15,0	482	154	6,50	149,6	0,13	64,9 (51,3-82,1)	6,4	254
	EB3	Borkel	3,7	49,5	3,6	9,3	280	22	5,2	265	17	2,93	108,4	0,19	>100	6,1	260

\* gecorrigeerd naar 25% lutum en 10% organische stof  
overschrijding interventiewaarde

Tabel 4 Overzicht van de resultaten van de bioassays uitgevoerd met de 15 bodemmonsters. Tevens worden de gehalten en bodemeigenschappen vermeld omdat deze de waargenomen effecten beïnvloeden. Gehalten die de interventiewaarde overschrijden en effecten die significant verschillen met de bijbehorende referentielocatie zijn gearceerd weergegeven. De locaties zijn gesorteerd op oplopende verontreinigingsgraad. De blanco's bestaan uit standaard referentiebodems.

Code	Totaalgehalten (gestand.)		Beschikbare gehalten milde extractie (0,01 M CaCl <sub>2</sub> )		Beschikbare gehalten zure extractie (0,43M HNO <sub>3</sub> )		Overlevings- en reproductietest met springstaart <i>Folsomia candida</i>		Plantenkiemings- en groeitest met koolzaad <i>Brassica napus</i>		Overlevings-, groei- en reproductietest met regenworm <i>Lumbricus rubellus</i>		
	Cd	Zn	Cd	Zn	Cd	Zn	overleving	reproductie	kieming	drooggewicht /plant	overleving	gewichts- toename/ worm	reproductie
	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	% (±sd)	juv/adult (±sd)	% (±sd)	mg dw/plant (±sd)	% (±sd)	mg (±sd)	coöns/pot (±sd)
Blanco			-	-	-	-	91 (±18)	66 (±10)	97 (±6)	78 (±11,1)	90 (±12)	221 (±250)	30,2 (±15,1)
BG1	0,8	97	0,11	6,8	0,6	30	48 (±13)	57 (±8)	42 (±29)	94 (±41,7)	95 (±10)	349 (±201)	47,2 (±10,2)
EB1	1,1	88	0,17	7,8	1,3	68	80 (±16)	48 (±7)	29 (±8)	231 (±66,2)	80 (±16)	160 (±235)	34,2 (±19,6)
VS1	3,8	182	0,00	1,4	5,2	175	95 (±10)	96 (±13)	96 (±8)	55 (±3,4)	90 (±12)	212 (±245)	52,2 (±14,8)
MO7	3,9	203	0,03	1,3	5,1	138	88 (±13)	43 (±18)	46 (±16)	74 (±15,0)	90 (±20)	427 (±94)	60,2 (±11,1)
VS3	4,5	228	0,85	34,2	2,4	79	93 (±10)	76 (±16)	75 (±22)	29 (±6,6)	100 (±0)	305 (±198)	41,0 (±9,6)
BG8	4,6	209	0,90	27,0	3,1	82	85 (±10)	63 (±7)	71 (±16)	92 (±28,4)	95 (±10)	226 (±218)	49,2 (±14,8)
EB3	5,2	265	2,93	108,4	8,0	299	93 (±5)	51 (±7)	96 (±8)	20 (±10,4)	95 (±10)	189 (±71)	35,0 (±7,5)
BG7	10,9	443	0,23	3,6	7,8	130	88 (±10)	77 (±6)	75 (±10)	76 (±28,0)	50 (±58)	230 (±212)	30,0 (±11,0)
EB5	15,0	482	6,50	149,6	20,7	461	93 (±5)	67 (±4)	83 (±14)	21 (±8,9)	100 (±0)	319 (±43)	50,8 (±2,9)
MO6	16,9	784	0,89	57,0	10,0	291	98 (±5)	85 (±19)	42 (±10)	41 (±39,3)	100 (±0)	466 (±120)	56,0 (±5,9)
BG4	18,3	559	3,34	57,0	19,6	293	90 (±14)	64 (±7)	79 (±16)	101 (±20,5)	70 (±48)	524 (±252)	36,8 (±17,0)
VS4	25,1	705	11,06	271,6	71,9	1326	88 (±13)	41 (±10)	92 (±17)	4 (±n.a.)	95 (±10)	246 (±257)	48,2 (±5,4)
MO4	30,0	1249	11,32	270,3	103,0	1765	87 (±9)	54 (±13)	54 (±34)	46 (±39,8)	95 (±10)	117 (±140)	45,0 (±10,8)
MO3	63,6	840	8,50	64,9	43,1	394	85 (±13)	77 (±12)	88 (±8)	1 (±7,2)	100 (±0)	290 (±104)	32,0 (±2,9)
VS6	102,9	1984	17,81	246,1	137,0	1569	98 (±5)	68 (±11)	88 (±8)	1 (±0,7)	85 (±19)	87 (±127)	30,0 (±4,7)

De gemeten thymidine inbouwsnelheid komt redelijk overeen met de tweede referentiewaarde (halfnatuurlijk grasland op zand), die geldt voor bodems met een redelijk vergelijkbare pH. Aanvullend daarop is gekeken of tussen de monsters binnen de pH range nog wel sprake is van een mogelijk effect van metalen. De monsters zijn hiertoe op basis van de zink- en cadmiumgehalten in het CaCl<sub>2</sub>-extract geïnclassificeerd in drie categorieën: gering, matig en sterk verontreinigd (figuur 5). Deze figuur illustreert dat er geen eenduidige relatie is van de thymidine-inbouwsnelheid met de mate van metaalverontreiniging. Binnen de pH range lijken de gering, matig en sterk verontreinigde monsters vrij ad random door elkaar heen voor te komen. De hoofdconclusie voor deze bacterie testen is dan ook dat deze niet in staat zijn gebleken om bij de huidige verontreinigingsrange effecten van metalen aan te tonen. Een mogelijke verklaring kan zijn dat de bacteriepopulatie in het veld zich heeft aangepast aan de metaalverontreiniging en daardoor minder gevoelig is geworden.



Figuur 6 Relatie tussen de thymidine en leucine inbouw en de pH, waarbij de monsters in drie vervuilingscategorieën zijn geïnclassificeerd op basis van de beschikbare gehalten in CaCl<sub>2</sub>-extract.

#### 5.1.2 Bioassays met de watervlo *Daphnia magna*

De resultaten staan in bijlage 12. De testen met de watervlo lieten een goede spreiding over effectklassen zien, aangezien er zowel monsters met géén, matige en ernstige effecten zijn aangetroffen (zie tabel 3). Daarnaast is van de watervlo bekend dat deze redelijk gevoelig is voor zowel effecten van cadmium als van zink. Nu is het moeilijk om in één plaatje de effecten op de overleving van de watervlo aan zowel cadmium als zink weer te geven. Toch is dit wenselijk omdat beide metalen effecten kunnen veroorzaken. Om deze effecten te combineren is daarom gebruik gemaakt van zogenaamde Toxic Unit berekeningen. Hierbij wordt het cadmium dan wel zinkgehalten in het CaCl<sub>2</sub>-extract gedeeld door de EC<sub>50</sub>-waarde voor dit metaal op de watervlo. De EC<sub>50</sub>-waarde is een waarde die uit de literatuur bekend is en waarbij 50% van de watervlo in de test immobiel is. Een Toxic Unit van 1 geeft daarmee aan dat het gehalte van zink (dan wel cadmium) in het extract zo hoog is (namelijk gelijk aan de LC<sub>50</sub>-waarde uit de literatuur) dat in de bioassay 50% immobiliteit verwacht kan worden. Om de effecten van zink en cadmium te combineren kunnen deze TU-waarden van de twee afzonderlijke metalen vervolgens bij elkaar worden opgeteld.

*Noot:* deze berekeningen zijn uitgevoerd met de concentraties van acht metalen, maar de concentraties en effecten van zink en cadmium zijn bepalend gebleken. De andere metalen dragen wel iets bij, maar in geringe mate en worden daarom verder niet besproken.

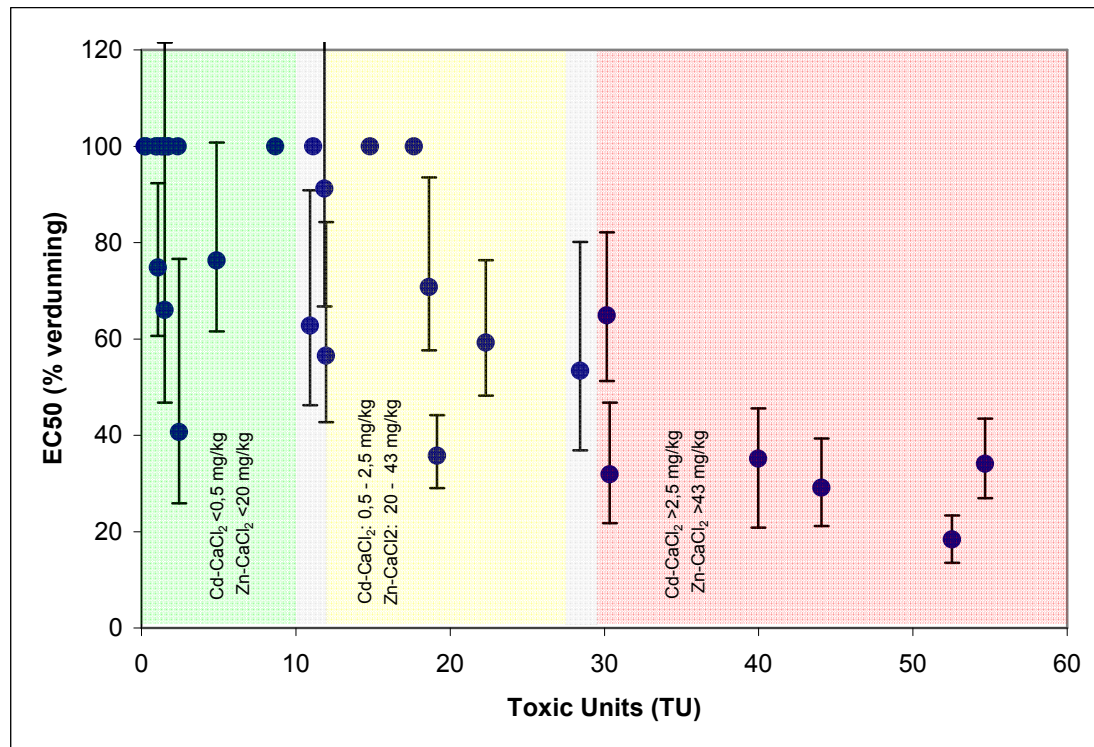
De resultaten van de TU berekeningen staan in bijlage 13. Figuur 7 geeft de relatie tussen het gemeten effect en de TU-waarde weer. De figuur laat zien dat er sprake is van een goede correlatie: hoe hoger de TU-waarde, hoe sterker het effect op de overleving van de watervlo (want hoe lager de  $EC_{50}$ -waarde!). Hoewel er wel wat spreiding is, is voor ecotoxicologische effecten in veldmonsters dit een heel aardig verband. Zeker als hierbij met enkele bronnen van variatie rekening wordt gehouden. Het belangrijkste is het verschil in de extractie. De metaalanalyses zijn allen uitgevoerd in het  $CaCl_2$ -extract. De watervlooiën bleken echter niet tegen dit extractie middel te kunnen. Zelfs in een pure, niet verontreinigde  $CaCl_2$  oplossing gingen de watervlooiën binnen een dag dood. Dit komt waarschijnlijk doordat in aanwezigheid van een relatief hoge concentratie calcium en chloride ionen deze dieren hun interne ionbalans niet meer in evenwicht kunnen houden. De watervlooiëntesten zijn daarom uitgevoerd in een extract gemaakt m.b.v.  $CaNO_3$ , waar deze effecten niet optraden. Men kan echter verwachten dat de metaalgehalten in beide extracties ook enigszins verschillen. Bij het interpreteren van de relatie moet daarom minder belang gehecht worden aan de absolute waarden.

De hoofdconclusie blijft dat als de metaalgehalten in het extract toenemen de effecten op de watervlo sterker worden.

Verder is in de figuur geprobeerd om een drietal effectklassen aan te geven en te correleren aan concentraties in het bijbehorende  $CaCl_2$ -extract. Alhoewel deze interpretatie in zekere mate is gebaseerd op expert-judgement laat hij zich als volgt omschrijven.

- 1) Bij monsters waar de beschikbare cadmium en zink concentraties in het  $CaCl_2$ -extract kleiner zijn dan resp. 0,5 en 20 mg/kg ds, worden  $EC_{50}$ -waarden aangetroffen van 50 volume% en hoger en zijn er veel monsters waar überhaupt geen effecten worden aangetoond. Dit is dus een categorie monster waar effecten van de metalen zink en cadmium een ondergeschikte rol lijken te spelen. Welke factoren de sterfte bij *Daphnia* hebben veroorzaakt is vooralsnog onduidelijk.
- 2) De monsters met een metaalgehalte range van 0,5 – 2,5 mg/kg ds cadmium dan wel 20 – 43 mg/kg zink laten vrijwel altijd effecten zien, met  $EC_{50}$ -waarden hoofdzakelijk in de range van 30 – 70 volume%. In een 'nette' laboratoriumsituatie met waterige extracten zijn negatieve metaaleffecten hierin aan te tonen. De vraag is echter of dit negatieve effect van metalen ook in veldmonsters met bodem organismen statistisch significant valt aan te tonen.
- 3) Monsters met een metaalgehalte range van >2,5 mg/kg ds cadmium en/of >43 mg/kg zink laten altijd effecten zien, die ook vrij sterk te noemen zijn met  $EC_{50}$ -waarden onder de 40 volume%. Dit is een categorie monsters, waar het het waarschijnlijkst is dat deze negatieve effecten van cadmium en zink ook in het veld tot traceerbare effecten zullen leiden.

De test met watervlooiën vormt daarmee de brug tussen beschikbare gehalten en de mogelijke effecten in de 'echte' bodem. Bij testen in de bodem is er door allerlei factoren veel variatie (zie hoofdstuk 5), waardoor harde conclusies over het effect van cadmium en zink niet altijd mogelijk zijn. De test met watervlooiën geeft aan dat er in ieder geval enige mate van effect is, als je de bodemeigenschappen 'uitschakelt'.



Figuur 7 Relatie tussen de Toxic Units (TU) berekend op basis van gehalten in het 0,01M Ca-Cl<sub>2</sub> extract en de effecten op de overleving van watervlooien (weergegeven als EC<sub>50</sub>-waarde). Hoe lager deze waarde, hoe sterker het effect.

## 5.2 Nader onderzoek met chronische bioassays

### 5.2.1 Monsteselectie voor nader onderzoek met chronische bioassays

Een uitgebreide onderbouwing van de selectie van monsterpunten is opgenomen in bijlage 4. De geselecteerde monsters staan in tabel 5 samengevat.

Tabel 5 Monsters geselecteerd voor nader onderzoek met behulp van bioassays.

Natuurtype	Referentie		Middelmatig vervuild		Meest vervuild		Extra (outliers)	
	Monster-code	locatie	Monster-code	Locatie	Monster-code	locatie	Monster-code	locatie
Moeras	MO7	Eindhoven	MO6	Malpie	MO3	Hageven	-	-
Elzenbroekbos	EB1	Moerkuilen	EB3	Borkel	EB5	Boven	-	-
						Borkel		
Nat Schraal-grasland	VS1	Moerkuilen	VS3	Malpie	VS4	Malpie	VS6	onder Waalre
Bloemrijk grasland	BG1	Moerkuilen	BG8	Nabij Moerkuilen	BG4	Hageven	BG7	Eindhoven

Voor de vergelijkbaarheid is voor de chronische bioassays gekozen om per natuurtype één schoon referentiemonster, één sterk verontreinigd monster en één middelmatig vervuild monster te selecteren. Dit betekent dat op basis van deze criteria 12 monsters geselecteerd zijn. Daarnaast is er ook voor gekozen een aantal 'outliers' te betrekken in het onderzoek; dit zijn monsters die onverwacht hoge of sterk beschikbare gehalten zink en/of cadmium hebben of waar onverwachte effecten optreden in de bioassays. Het betreft hier drie monsters.

In totaal heeft het nader onderzoek met bioassays zich dus op 15 monsters gericht. Hoewel van te voren het stroomgebied van de Beerze en de Reusel als referentielocaties voor het Dommeldal werden aangedragen is op basis van de gegevens gekozen om de referenties binnen het

Dommeldal te kiezen, voornamelijk in de Moerkuilen. Dit gebied is dusdanig lang geleden uit productie genomen dat de natuurtypen zich hier goed hebben kunnen ontwikkelen. Daarnaast zijn de (beschikbare) cadmium- en zinkgehalten hier vaak nog lager dan langs de Reusel en Beerze.

### 5.2.2 Reproductietest met springstaarten

De resultaten van de reproductietest met springstaarten staan in bijlage 14 en worden in tabel 4 samengevat.

Als eerste is gekeken naar de resultaten van de niet verontreinigde referentiemonsters en de tevens uitgevoerd controle met kunstgrond. Uit deze vergelijking blijkt dat de reproductie van springstaarten (zoals verwacht) ook sterk kan variëren tussen niet verontreinigde monsters. Het gebruik van goede referentielocaties, met zo goed mogelijk vergelijkbare bodemeigenschappen als de verontreinigde monsters, is daarom essentieel. Helaas is nog niet goed bekend welk van de bodemeigenschappen de sterkste invloed heeft op de reproductie van de springstaarten. Het is vooralsnog dan ook alleen mogelijk om de resultaten van de testen te vergelijken met die van een niet-verontreinigd monster binnen hetzelfde natuurtype. En dan blijkt dat in slechts één monster significant negatieve effecten worden vastgesteld. Dit betreft het monster VS4, tevens het monster met de hoogste beschikbare cadmium en zink concentraties.

De resultaten zijn vergeleken met onderzoek van Smit & van Gestel (1998). Zij laten zien hoe de reproductie van de springstaart *Folsomia candida* afhangt van zink concentraties en tevens van het bodemtype. Alhoewel de bodemtypen niet helemaal zijn te vergelijken met die in het Dommeldal, laat hun onderzoek zien dat EC<sub>10</sub>-waarden voor zink (d.w.z. concentraties waarbij voor het eerst effecten worden aangetroffen) in de range van 30 – 170 mg/kg ds liggen en EC<sub>50</sub>-waarden (d.w.z. concentraties waarbij de reproductie van de dieren is gehalveerd) in de range van 60 – 330 mg/kg ds (het betreft de gehalten in het CaCl<sub>2</sub>-extract). Hierbij moet in het achterhoofd gehouden worden dat dit effect grenzen zijn in een keurige laboratoriumstudie, zodat de effecten van zink in een gecontroleerde situatie goed zijn vast te stellen. Dat is in het huidige onderzoek anders, omdat hier allerlei bodemeigenschappen op een niet gecontroleerde manier tussen de monsters verschillen.

Toch lijken beide studies goed aan elkaar te koppelen. Het zinkgehalte in het CaCl<sub>2</sub>-extract van VS4 bedroeg namelijk 110 mg/kg veldvochtige grond en was daarmee de hoogste waarde van alle 15 monsters.

Verder zijn er een drietal monsters getest met zinkconcentraties in het CaCl<sub>2</sub>-extract die iets lager liggen (rond de 60 – 80 mg/kg veldvochtige grond). Deze bleken echter niet significant met de referentielocatie te verschillen. Dat wil echter niet zeggen dat er geen effecten van metalen optreden. In deze range aan verontreinigingen zijn de metalen echter slechts één van de bepalende factoren. Dus het zou goed kunnen zijn, dat er wel degelijk metaalstress is, maar dat de uiteindelijke reproductie toch iets hoger uitkomt doordat het monster over verhoudingsgewijs 'goede' bodemeigenschappen beschikte.

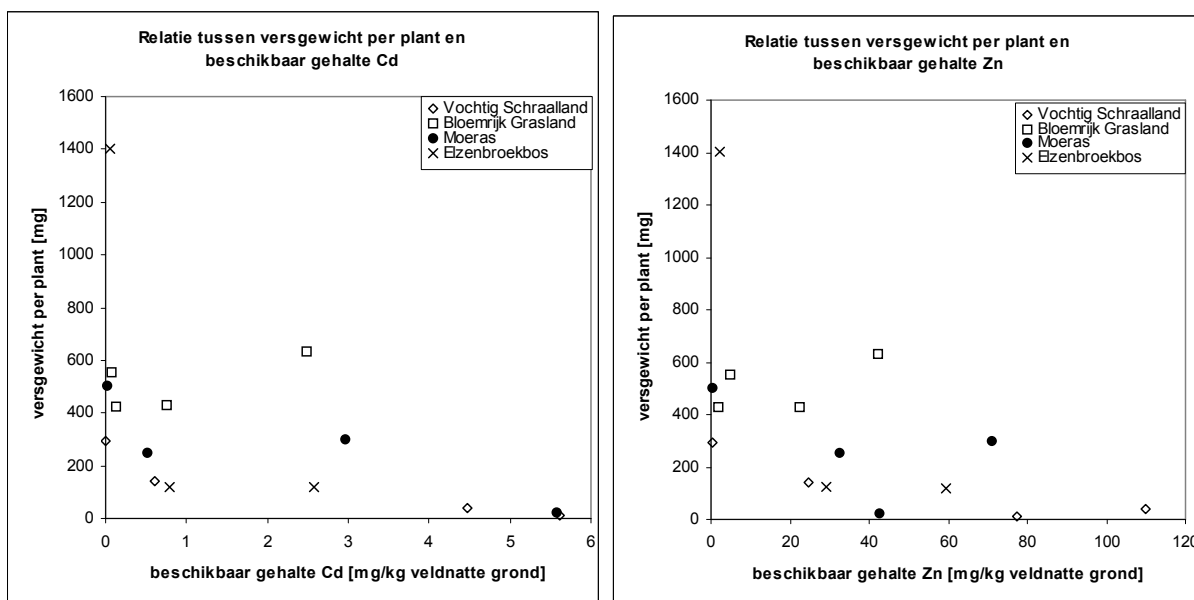
### 5.2.3 Kiemings- en groeitest met koolzaad

De resultaten van de kiemings- en groeitest met koolzaad staan in bijlage 15 en worden in tabel 4 samengevat.

De chronische test met de groei van planten (in dit geval koolzaad, *Brassica napus*) laat een mooie spreiding zien in groei. De groei varieert namelijk van 1 tot 231 mg drooggewicht per plant. In sommige gevallen was ook de kieming duidelijk laag of kiemde de planten wel maar stierven ze uiteindelijk alsnog tijdens de vier weken die de test duurt.

Om mogelijke negatieve effecten van metalen te achterhalen is naast een statistische analyse ook gekeken naar de relatie tussen enerzijds de beschikbare gehalten aan cadmium en zink (in de CaCl<sub>2</sub>-extractie) en anderzijds de groeisnelheid van de planten. Deze relatie is weergegeven in figuur 8.

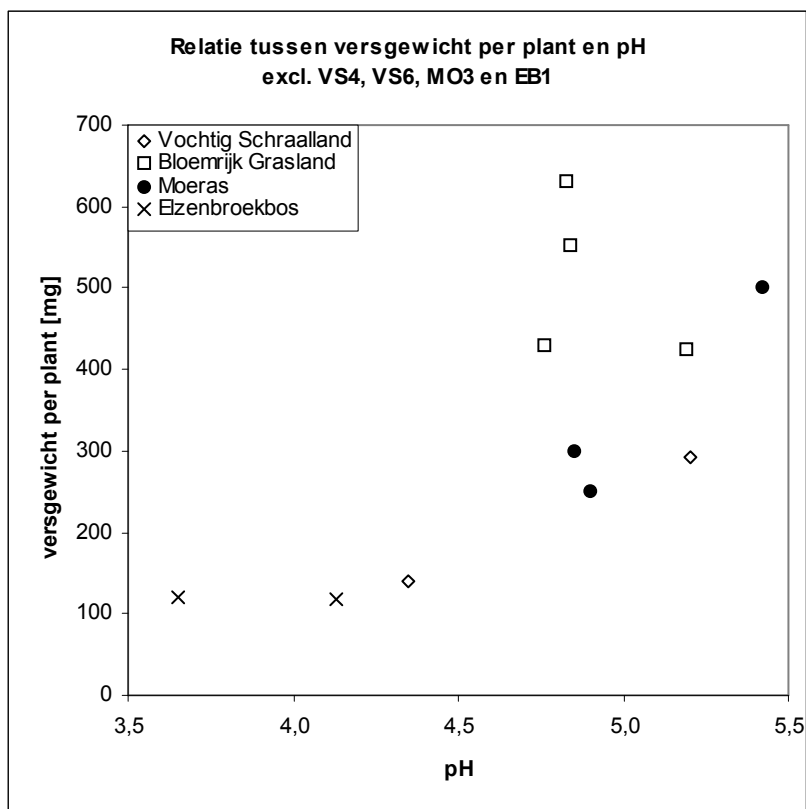




Figuur 8 Relatie versgewicht en beschikbare gehalten cadmium en zink in het 0,01M CaCl<sub>2</sub> extract.

Uit figuur 8 blijkt dat de groei redelijk correleert met de beschikbare gehalten aan cadmium en zink in het 0,01M CaCl<sub>2</sub> extract. In een drietal monsters, te weten VS4, VS6 en MO3 groeien de planten nauwelijks. Dit zijn de drie meest verontreinigde monsters, waarbij de groei ook statistisch significant van de referenties verschilde. Maar ook bij minder sterk verontreinigde monsters lijkt er sprake van een tendens naar iets lagere groeisnelheden. Deze effecten zijn echter in de huidige proefopzet niet significant. De planten test laat daarmee duidelijk zien, dat negatieve effecten in bodemonsters zijn te verwachten binnen de range aan verontreinigingen zoals die in het Dommeldal zijn aan te treffen.

Naast dit effect van metaal verontreiniging is er ook een effect van de pH. Figuur 9 illustreert dit en laat zien dat de matige plantengroei in drie monsters (EB3, EB5 en VS3) waarschijnlijk eerder een effect is van de lage pH waarde dan van eventueel aanwezige metaalverontreiniging (alhoewel deze twee factoren natuurlijk ook onderling interacteren). Hierbij zijn enkele uitschieters (VS4, VS6, MO3 en EB1) uit de figuur weg gelaten, hetzij omdat er een metaaleffect is, hetzij omdat de planten zeer goed groeiden.



Figuur 9 Relatie tussen versgewicht en de pH. Zie tekst voor toelichting.

#### 5.2.4 Groei- en reproductietest met regenwormen

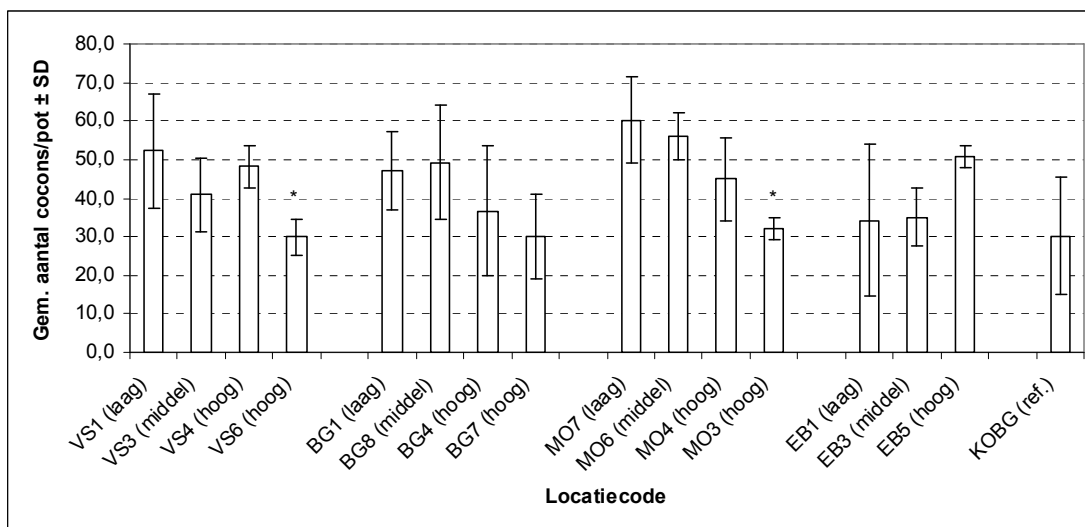
In bijlage 16 worden alle resultaten gegeven van de bioassays met de regenworm *L. rubellus*. De resultaten voor de kwaliteitscontrole van de batch wormen (Kooijenburggrond, KOBG) voldeden aan de geldigheidscriteria.

De overleving van de wormen was in de meeste gronden goed (>80%). Op de overleving van de wormen en de toename van het gemiddelde gewicht van de wormen (groei) werden binnen de natuurdoeltypen geen statistisch significante effecten in de grond van de locaties met een hoge verontreinigingsgraad t.o.v. de lage verontreinigingsgraad waargenomen (bijlage 16). De afname van de groei op één locatie echter, BG7, was bijna significant verschillend van de referentie binnen het natuurdoeltype, BG 1 (P-waarde 0,051). Voor de coconproductie was dit voor een tweetal locaties in de natuurdoeltypen nat schraalgrasland en moeras wel het geval, VS6 en MO3 (figuur 10). Significante effecten op wormen werden in de bioassay dus alleen waargenomen op de allermest verontreinigde locaties.

Regressieanalyse wees uit dat de totale en beschikbare concentraties zink en vooral ook cadmium in de bodem correleren met een afname van zowel de groei van de wormen als het aantal geproduceerde cocons in de assay (bijlage 16). Voor de overleving gold dit niet. De interne Cd- en Zn-concentraties in de overlevende wormen aan het eind van de assay correleren wel met de afname van de coconproductie, maar niet met de gewichtstoename waarvan al is vastgesteld dat de effecten in de assay niet significant zijn.

Het natuurdoeltype op zich heeft minder effect op de regenwormen. Wel is er enige interactie tussen de metaalgehalten en het natuurdoeltype, wat betekent dat de respons in de assay op de metalen niet in alle vier de natuurdoeltypen hetzelfde is. Dit is goed verklaarbaar. In de gronden van het bloemrijk grasland worden bijvoorbeeld geen significante negatieve effecten op de groei en coconproductie van regenwormen gevonden en in de elzenbroekbosmonsters neemt de gemiddelde groei en coconproductie van de wormen zelfs toe met de vervuilingsgraad van Cd en Zn. De hoogste concentraties van deze metalen in deze twee natuurdoeltypen

zijn echter aanzienlijk lager dan in de natuurdoeltypen nat schraalgrasland en moeras (zie paragraaf 4.2). Bij de hogere metaalconcentraties die in de natuurtypen moeras en nat schraalgrasland worden gevonden is er wel een significant (negatief) verband met de prestaties van de wormen.



Figuur 10 Gemiddeld aantal geproduceerde cocons per pot door regenwormen (*Lumbricus rubellus*, 5 wormen per pot ingezet) in bioassays met grondmonsters van locaties uit het overstromingsgebied van de Dommel. De resultaten zijn uitgesplitst naar natuurdoeltype en naar relatieve vervuilingsgraad met cadmium en zink binnen het natuurdoeltype (zie tekst). Significante verschillen ( $p < 0,01$ ) van de gemiddelde coconproductie in gronden met een middelhoge of hoge verontreinigingsgraad ten opzichte van de grond met een lage verontreinigingsgraad binnen het zelfde natuurdoeltype worden getoond met een ster (\*).

### 5.3 Samenvatting bioassays

In de bioassays met de bodemmonsters blijkt het veel moeilijker om eenduidige relaties met de metaal verontreiniging aan te tonen dan met de *Daphnia* test in 'nette' extracten. Dit is niet onverwacht en was juist de reden om ook ecotoxicologisch onderzoek in extracten uit te voeren. Monsters waarbij de test met *Daphnia* toxische effecten laten zien (zoals bijvoorbeeld MO6, VS3 of EB5) geven geen significante effecten bij de bioassays met de bodem monsters. Deze situatie komt veel voor en kan omschreven worden als een geval van meervoudige stress, waarbij de uiteindelijke uitkomst van een bioassay (groeisnelheid van planten en/of reproductie van springstaarten en regenwormen) het resultaat is van meerdere variabelen, die niet allen goed bekend zijn. In situaties waarbij één van deze factoren gaat overheersen (in dit geval zink en cadmium bij bijvoorbeeld monster VS4) worden de effecten herkenbaarder in de bioassays.

Samengevat:

- Effecten in de meest verontreinigde monsters (MO3, VS4 en VS6)
- Bodemeigenschappen veroorzaken veel ruis waardoor effecten mogelijk gemaskeerd worden.

## 6 Bioaccumulatie: resultaten

In dit hoofdstuk worden de resultaten van de bioaccumulatie in respectievelijk regenwormen (bioassay en veld), de insecten en de planten besproken. De resultaten zijn samengevat in tabel 7.

### 6.1 Regenwormen

De resultaten van de metingen van metalen in *L. rubellus* uit de bioassays worden in de tabel 6 vergeleken met de concentratieranges die in *L. rubellus* uit onbelaste gronden werden gevonden door van Gestel et al., (1992) en Hobbelen et al. (2006). Voor de meest vervuilde locaties worden deze waarden voor cadmium overschreden met maximaal een factor 3 en voor arseen met maximaal 6½ keer. De marges voor zink voor onbelaste gronden worden in de wormen uit de bioassays niet overschreden.

Tabel 6 Gehaltes cadmium, zink en arseen in regenwormen (*L. rubellus*) uit bioassays met gronden van locaties uit verschillende natuurtypen in het stroomgebied van de Dommel. Overschrijdingen van de marges die in *L. rubellus* uit onbelaste gronden worden gevonden (As: van Gestel *et al.*, 1992; Cd & Zn: Hobbelen et al., 2006) zijn weergegeven in geel (tot maximaal 10x overschrijding).

Monsterlocatie	Cd (mg/kg d.s.)	Zn (mg/kg d.s.)	As (mg/kg d.s.)
Onbelaste gronden	2,8-22	219-1442	0,19-12
<i>Referentie</i>			
Kooijenburg	2,70	454	1,79
<i>Vochtig schraalgrasland</i>			
VS1	2,64	344	1,45
VS6	66,1	519	21,1
VS3	6,92	422	4,11
VS4	36,9	460	14,8
<i>Bloemrijk grasland</i>			
BG1	3,38	228	0,99
BG8	10,9	365	1,20
BG7	22,0	467	29,0
BG4	30,1	441	45,2
<i>Moeras</i>			
MO7	3,30	354	1,95
MO6	14,2	479	21,0
MO4	36,6	549	9,73
MO3	66,5	457	80,2
<i>Elzenbroekbos</i>			
EB1	2,64	352	1,78
EB5	18,0	429	6,11
EB3	8,46	560	3,19

Tabel 7 Overzicht van de resultaten van het bioaccumulatie-onderzoek uitgevoerd op 15 locaties (regenwormen uit de bioassay) danwel 8 locaties (regenwormen, insecten en planten uit het veld). Tevens worden de (beschikbare) gehalten vermeld omdat deze de waargenomen bioaccumulatie beïnvloeden. Totaalgehalten in de bodem die de interventiewaarden overschrijden zijn gearceerd weergegeven. Gehalten in organismen die de referentiewaarden (regenwormen) of veevoedernorm (planten) overschrijden zijn d.m.v. een kleurcodering aangeven: geel (tot maximaal 10x overschrijding) of rood (meer dan 10x overschrijding). De locaties zijn gesorteerd op oplopende verontreinigingsgraad.

Code	Totaalgehalten (gestand.)			Beschikbare gehalten milde extractie (0,01M CaCl <sub>2</sub> )			Beschikbare gehalten zure extractie (0,43M HNO <sub>3</sub> )			Gehalten in regenworm <i>Lumbricus rubellus</i> uit bioassay			Gehalten in regenworm <i>Lumbricus rubellus</i> uit het veld			Gehalten in insecten uit het veld			Gehalten in planten uit het veld			
	Cd	Zn	As	Cd	Zn	As	Cd	Zn	As	Cd	Zn	As	Cd	Zn	As	Cd	Zn	As	Cd	Zn	As	
	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds*	mg/kg ds	-	
Blanco				-	-	-	-	-	-	2,7	454	1,79	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BG1	0,8	97	15	0,11	6,8	0,01	0,6	30	1,5	3,38	228	0,99	13,3	621	1,52	3,57	251	0,82	0,38	53,6	-	
EB1	1,1	88	11	0,17	7,8	0,17	1,3	68	5,4	2,64	352	1,78	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
VS1	3,8	182	15	0,00	1,4	0,15	5,2	175	10,1	2,64	344	1,45	9,99	547	1,94	1,36	220	1,29	0,08	35,9	-	
MO7	3,9	203	54	0,03	1,3	0,06	5,1	138	7,5	3,3	354	1,95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
VS3	4,5	228	20	0,85	34,2	0,03	2,4	79	4,2	6,92	422	4,11	130	1036	12,7	5,66	255	1,39	0,54	102,8	-	
BG8	4,6	209	17	0,90	27,0	0,04	3,1	82	3,0	10,9	365	1,2	94,5	816	1,82	5,96	250	1,11	1,41	103,6	-	
EB3	5,2	265	17	2,93	108,4	0,19	8,0	299	9,4	8,46	560	3,19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
BG7	10,9	443	229	0,23	3,6	0,04	7,8	130	1,0	22	467	29	42,6	533	4,9	3,66	200	1,1	0,68	52,4	-	
EB5	15,0	482	154	6,50	149,6	0,13	20,7	461	23,4	18	429	6,11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
MO6	16,9	784	142	0,89	57,0	0,07	10,0	291	55,5	14,2	479	21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
BG4	18,3	559	350	3,34	57,0	0,09	19,6	293	192,0	30,1	441	45,2	101	1097	141	8,14	265	1,89	0,64	140,1	-	
VS4	25,1	705	246	11,06	271,6	0,10	71,9	1326	85,2	36,9	460	14,8	515	2094	63,8	11,5	292	1,51	3,90	261,2	-	
MO4	30,0	1249	179	11,32	270,3	0,11	103,0	1765	73,1	36,6	549	9,73	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
MO3	63,6	840	989	8,50	64,9	0,09	43,1	394	296,0	66,5	457	80,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
VS6	102,9	1984	414	17,81	246,1	0,06	137,0	1569	169,0	66,1	519	21,1	635	2525	107	3,1	241	1,2	1,33	196,1	-	

\* omgerekend naar ds bij 105 °C

Blanco = Kooijenburggrond

In tabel 8 worden de gemeten gehalten Cd, Zn en As van de in het veld verzamelde wormen gepresenteerd. Wat meteen opvalt is dat de concentraties van alle drie de metalen voor dezelfde locaties veel hoger zijn in vergelijking met de wormen uit de bioassay. Voor cadmium liggen de concentraties in het veld gemiddeld zelfs een factor 10 hoger. Voor zink en arseen is deze factor kleiner, maar worden in het veld eveneens veel hogere gehalten in regenwormen gevonden. In het veld worden de referentieranges ook vaker en forser overschreden, voor cadmium op bijna alle locaties behalve de allerschoonste, voor arseen ook op de helft van de monsterplekken uit het veldonderzoek. Voor zink valt op dat er alleen in het natuurtype vochtig schraalgrasland overschrijding plaats vindt. In dit natuurtype werden tijdens het onderzoek hogere concentraties metalen aangetroffen dan in bloemrijk grasland. De gevonden gehalten cadmium en zink in de wormen uit het veld zijn van dezelfde orde van grootte als tijdens een eerdere studie door Bleeker & van Gestel (2007) in het overstromingsgebied van de Dommel.

Op twee sterk verontreinigde locaties, BG4 en VS6, zijn de metaalgehalten zowel in juveniele, in subadulte als in adulte exemplaren gemeten. Tussen de levensstadia werden wel verschillen in concentraties gemeten, maar deze waren niet zeer groot. De concentraties in adulte wormen zijn vaak iets hoger dan die in de juvenielen en subadulten, maar niet veel. De droge omstandigheden in het vroege voorjaar hebben waarschijnlijk de overleving van oude, overwinterende exemplaren beperkt (*L. rubellus* is een soort die ongunstige omstandigheden overleeft in de coconfase) zodat het onderzoek met relatief jonge volwassen dieren kan zijn uitgevoerd. In oudere exemplaren kunnen lichaamsgehalten in principe nog wat toenemen.

Tabel 8 Gehaltes cadmium, zink en arseen in regenwormen (*L. rubellus*) verzameld op locaties in verschillende natuurtypen in het stroomgebied van de Dommel. Overschrijdingen van de marges die in *L. rubellus* uit onbelaste gronden worden gevonden (As: van Gestel *et al.*, 1992; Cd & Zn: Hobbelen *et al.*, 2006) zijn weergegeven in geel (tot maximaal 10x overschrijding) of rood (meer dan 10x overschrijding).

Monsterlocatie	Levensstadium <i>R. rubellus</i>	Cd (mg/kg d.s.)	Zn (mg/kg d.s.)	As (mg/kg d.s.)
Onbelaste gronden		2,8-22	219-1442	0,19-12
<i>Bloemrijk grasland</i>				
BG1	Subadult	13,3	621	1,52
BG8	Subadult	94,5	816	1,82
BG7	Adult + subadult	42,6	533	4,90
BG4	Juveniel	83,6	998	87,3
	Subadult	72,2	742	112
	Adult	101	1097	141
<i>Nat Schraalgrasland</i>				
VS1	Adult	9,99	547	1,94
VS3	Adult	130	1036	12,7
VS4	Juveniel	423	1775	63,1
	Subadult	470	1884	86,7
	Adult	515	2094	63,8
VS6	Subadult	635	2525	107

Er zijn drie verklaringen te bedenken waarom de metaalgehalten in *L. rubellus* uit het veld hoger zijn dan in de wormen uit de bioassay:

1. de biologische beschikbaarheid in de bioassay is lager dan die in het veld,
2. de beschikbaarheid in het veld is verhoogd, of
3. de duur van de bioassay is te kort om volledige opname te bewerkstelligen.

De eerste reden lijkt niet waarschijnlijk. Voor het uitvoeren van bioassays wordt de grond opgescheept en gehomogeniseerd waardoor de beschikbaarheid gewoonlijk toeneemt. Een hogere

beschikbaarheid in het veld door wisselende waterstanden is wel een reële mogelijkheid. In de Biesbosch is dit fenomeen in het verleden gevonden (Postma et al., 2001). De in het veld gevonden concentraties in de regenwormen zijn echter goed te vergelijken met de waarden die men met empirische relaties voorspelt op basis van de concentraties in de bodem en bodemeigenschappen (zie figuur 15 in paragraaf 7.3). De relaties die hieraan ten grondslag liggen zijn algemeen geldig (Ma, 2004) en niet specifiek afgeleid voor gronden met sterk fluctuerende waterstanden. De meest waarschijnlijk reden voor de hogere gehalten die we in het veld vinden is daarom de relatief korte duur van de bioassay (28 dagen). Als er in die periode geen evenwicht in opname en uitscheiding wordt bereikt, betekent dat ook dat de in paragraaf 5.2.4 gerapporteerde effecten in deze regenwormenbioassay een onderschatting zijn van de werkelijke toxiciteit van de bodems uit het Dommelgebied voor regenwormen (*L. rubellus*).

De in regenwormen uit het veld waargenomen cadmiumconcentraties correleren goed met de concentraties die in de betreffende bodems zijn aangetroffen, vooral met de  $\text{CaCl}_2$ -extraheerbare concentraties ( $R^2 = 0,91$ ). Voor zink is deze correlatie eveneens zeer goed ( $R^2 = 0,91$ ), maar de zinkgehalten in de regenwormen nemen veel minder snel toe bij oplopende concentraties in de bodem dan die van cadmium (zie tabel 8). Dit is te verklaren doordat zink een essentieel metaal is en, in tegenstelling tot cadmium, in het lichaam van organismen wordt gereguleerd.

Zowel in de bioassays als bij analyse van regenwormen van veldlocaties blijkt een duidelijke opname van arseen in regenwormen. De gehalten correleren redelijk goed met het totaalgehalte en het  $\text{HNO}_3$ -geëxtraheerde gehalte in de bodems ( $R^2 = \text{resp. } 0,70 \text{ en } 0,78$ ), maar slecht met de fractie in  $\text{CaCl}_2$ . Op de meeste verontreinigde locaties zijn de gevonden gehalten arseen duidelijk boven de ranges die in schone referentiegronden worden gevonden, dus groter dan 12 mg/kg ds. De biologisch beschikbare gehalten van arseen uit de gronden in het Dommeldal, bepaald d.m.v.  $\text{CaCl}_2$ -extractie, wezen echter op een zeer lage beschikbaarheid van arseen op dezelfde locaties, hoogstens een paar procent van de totaal aanwezige hoeveelheid (paragraaf 4.3). Het is dus duidelijk dat deze extractie geen goed beeld geeft van de potentiële opname van arseen door wormen. Mogelijk heeft dit te maken met het feit dat regenwormen de pH van hun omgeving beïnvloeden of met aerobe omstandigheden in het veld waar arseen sterk op reageert (paragraaf 8.1.3). Voor arseen zijn dus zowel overschrijdingen van de interventiewaarden (paragraaf 4.2) als accumulatie in regenwormen geconstateerd. De mogelijke ecologische betekenis hiervan vormt verder geen onderdeel van deze studie, maar behoeft in de toekomst wel aandacht.

## 6.2 Insecten

In tabel 7 is te zien dat de gehalten aan zowel cadmium, zink als arseen in insecten zeer veel lager zijn dan in regenwormen op dezelfde locaties. Voor zink en arseen is er geen relatie met de verontreinigingsgraad van de bodem op de betreffende locaties. Voor cadmium is misschien een lichte toename te zien in insecten bij hogere concentraties in grond, maar deze toename is gering. Deze resultaten tonen aan dat er nauwelijks accumulatie van deze metalen in de gevangen insecten plaatsvindt en dat dit waarschijnlijk geen belangrijke route voor doorvergiftiging zal zijn. Dit bevestigt de voorspellingen op basis van de kwetsbaarheidsanalyse van voedselketens (paragraaf 7.2) en de schatting van doorvergiftiging van cadmium in de steenuil met het model BERISP (paragraaf 7.3).

## 6.3 Planten

In deze paragraaf worden allereerst de gemeten gehalten getoetst aan de veevoedernormen en worden met behulp van een model de risico's voor runderen berekend. Vervolgens worden de gehalten in het gras vergeleken met eerdere onderzoeken in de Kempen. Tenslotte wordt uitgewerkt of het mogelijk de gehalten in het gewas te voorspellen op basis van eerder afgeleide bodem-gewasrelaties.

Er is geen risicoinschatting gemaakt voor plantenetende wilde dieren als konijnen, reeën, vogels enzovoorts omdat specifieke grenswaarden voor effecten voor deze dieren ontbreken. Bovendien blijkt uit de literatuur en de kwetsbaarheidsanalyse dat de wormenvoedselketen risicovoller is dan de plantenvoedselketen (zie paragraaf 7.2.2).

*Toetsing aan veevoedernormen*

Opname van cadmium leidt tot ophoping in nier en lever. Chronische blootstelling leidt tot verminderd functioneren van deze organen en daarmee van het dier zelf. Effecten op koeien zijn onder andere verminderde melkproductie en voedselopname (Stoop & Rennen, 1991). Daarom is voor cadmium een veevoedernorm afgeleid. Deze is vastgelegd in Richtlijn 2002/32/EG van 7 mei 2002 (Rietra et al., 2005): voor cadmium geldt een maximum van 1 mg Cd/kg veevoer bij 12% vocht. Dit komt overeen met 1,1 mg Cd/kg ds veevoer. Voor zink geldt geen maximum gehalte maar geldt een norm voor de toegevoegde hoeveelheid zink aan veevoeder. Deze was 250 mg Zn/kg (toegevoegd) bij 12% vocht en kan gezien worden als een adviesnorm voor verantwoorde veevoeder. De norm is in 2003 verlaagd naar 150 mg Zn/kg bij 12% vocht (EU-verordening 1334/2003). Deze nieuwe norm is echter niet bepaald door wat toxicologisch gezien de grenswaarde is, maar is bedoeld om nadelige gevolgen voor de menselijke gezondheid en milieu te beperken. Voor de beoordeling is primair naar het risico voor het rund gekeken. Daarom is 250 mg Zn/kg (12% vocht) aangehouden, wat overeenkomt met 284 mg Zn/kg ds. In tabel 7 worden de gemeten gehalten getoetst aan de veevoedernorm. Overschrijdingen zijn er alleen voor cadmium, in BG8, VS4 en VS6. De mate van overschrijding is laag (<4).

*Risico bij begrazing door runderen*

Het risico van begrazing door runderen wordt ingeschat conform de methode uit Ma et al. (2001). Het risico op chronische toxiciteit na langdurige blootstelling wordt berekend door de opname via voer, drinkwater en bodem te bepalen en te delen door de concentratie waarbij geen effect meer optreedt.

De dagelijkse inname wordt als volgt bepaald:

$$DI = (Cv \cdot Iv + Cw \cdot Iw + Cg \cdot Ig)$$

Waarin:

DI	Dagelijkse inname
Cv, Cw en Cg	De concentratie in mg/kg ds in respectievelijk voedsel, water en grond
Iv, Iw en Ig	De dagelijkse inname in kg van respectievelijk voedsel, water en grond

Het risico wordt bepaald door de dagelijkse inname te delen door de acceptabele dagelijkse inname (DI/ADI). Indien dit getal (risicoquotiënt) boven de 1 komt, wordt de ADI overschreden en is er sprake van een risico.

Deze berekening is uitgevoerd voor zowel gewone koeien als Schotse Hooglanders. De kenmerkende parameters die gebruikt zijn in de berekening worden in tabel 9 aangegeven. De resultaten staan in tabel 10.

Tabel 9 Kenmerken koeien en Schotse Hooglanders gebruikt voor de modelberekening (afkomstig uit Ma et al., 2001)

Parameter	Koe	Schotse Hooglander
Lichaamsgewicht (kg)	700	450
Voedselbehoefte (kg/dag)	15	10
Aanhangende grond (kg/dag)	0,6	0,32
Waterbehoefte (l/dag)	47,5	33
Acceptabele Dagelijkse Inname (mg/dag)	63	40,5



Tabel 10 Resultaten modelberekening risico voor runderen. De berekening is uitgevoerd voor zowel gewone koeien als Schotse Hooglanders.

locatie	invoerparameters			koe				schotse hooglander			
	Cd in voer mg/kgds	Cd in grond mg/kgds	Cd in water mg/l	DI	DI/ADI	bijdrage voer (%)	bijdrage grond (%)	DI	DI/ADI	bijdrage voer (%)	bijdrage grond (%)
BG1	0,38	0,8	0,01	6,7	0,11	85,6	7,3	4,4	0,11	86,7	5,9
BG4	0,64	18,3	0,01	21,1	0,33	45,6	52,1	12,6	0,31	50,9	46,5
BG7	0,68	10,9	0,01	17,2	0,27	59,0	38,2	10,6	0,26	63,8	33,1
BG8	1,41	4,6	0,01	24,4	0,39	86,7	11,4	15,9	0,39	88,6	9,3
VS1	0,08	3,8	0,01	3,9	0,06	30,5	57,4	2,3	0,06	34,3	51,6
VS3	0,54	4,5	0,01	11,3	0,18	71,9	23,9	7,2	0,18	75,3	20,1
VS4	3,90	25,1	0,01	74,0	1,18	79,0	20,3	47,4	1,17	82,4	16,9
VS6	1,33	102,9	0,01	82,2	1,30	24,3	75,1	46,6	1,15	28,6	70,7

Uit de modelberekening blijkt dat de bijdrage vanuit het drinkwater verwaarloosbaar is. Voedsel levert in de meeste gevallen de belangrijkste bijdrage, maar in een aantal gevallen draagt ook de opname met aanhangende grond substantieel bij aan de blootstelling. Er zijn geen noemenswaardige verschillen tussen gewone koeien en Schotse Hooglanders.

Alleen op de twee meest verontreinigde van de onderzochte locaties uit het Triade-onderzoek, VS4 en VS6, is er sprake van een risico voor runderen. De mate van overschrijding van de ADI (tot 1,3 keer) is aanzienlijk lager dan eerder gevonden door Römken et al. (2006): zij vonden in laag gelegen percelen in de Malpiebeemden gemiddelde overschrijdingen van 1,5 tot 3,5 keer de ADI. De verklaring ligt in het feit dat de gemeten gehalten in het gewas lager liggen dan in Römken et al. (2006) (zie tabel 11 en verderop voor verdere toelichting).

#### Vergelijking met andere onderzoeken

De in dit onderzoek gemeten gehalten in gewas zijn lager dan gemeten gehalten door Römken et al. (2006). Dit ondanks het feit dat ook in dit onderzoek enkele zeer vervuilde locaties zijn meegenomen. De gehalten in gras liggen wel wat hoger dan in gras uit landbouwgebieden of andere niet overstroomde gebieden nabij de Dommel (zie tabel 11). Mogelijk spelen verschillen in de ouderdom van het bemonsterde gras een rol (zie verderop).

Tabel 11 Vergelijking gemeten gehalten in gras met gehalten zoals gerapporteerd in Römken et al., (2006) en Rietra &amp; Römken (2007).

	Cd (mg/kg ds)		Zn (mg/kg ds)	
	Min – max	mediaan	Min – max	mediaan
Dit onderzoek	0,08 – 3,9	0,7	35 – 261	103
Malpiebeemden (n=26), overstroomd	0,8 – 27	5,3	93 – 760	246
Percelen nabij Dommel (n=13)	0,2 – 2,5	0,3	59 – 287	132
Kettingdijk/Plateaux (n=7)	0,04 – 2,3	0,2	27 – 163	72
Agrarisch grasland, gemeente Cranendonck (n=14)	0,07 – 1,3	0,4	36 – 334	113

#### Voorspelling van gehalten in gewas

Er zijn in een aantal onderzoeken diverse regressiemodellen afgeleid om de gehalten cadmium en zink in gewassen te voorspellen op basis van de gehalten in de bodem en een aantal bodemeigenschappen. Uit de regressiemodellen blijkt dat de pH de belangrijkste rol speelt bij de beschikbaarheid. In mindere mate spelen ook organisch stof en lutum een rol. De regressiemodellen volgen de volgende twee algemene vergelijkingen (metaalgehalten in mg/kg ds):

#### Totaalgehalten

$$\text{Log}(\text{metaal-gewas}) = \text{Intercept} + a \cdot \log(\text{metaal-bodem}) + b \cdot \text{pH-CaCl}_2 + c \cdot \log(\text{org stof}) + d \cdot \log(\text{lutum})$$

#### Beschikbare gehalten

$$\text{Log}(\text{metaal-gewas}) = \text{Intercept} + a \cdot \log(\text{metaal in extract}) + b \cdot \text{pH-CaCl}_2$$

In tabel 12 worden de in verschillende onderzoeksprojecten afgeleide constanten voor deze regressiemodellen samengevat, voor zowel landbouwgebieden als natuurgebieden, en zowel binnen als buiten het overstromingsgebied.

Tabel 12 Constanten voor diverse regressiemodellen voor het voorspellen van het gehalte in gras in afhankelijkheid van diverse bodemeigenschappen. De concentraties in gras en bodem zijn in mg/kg ds, tenzij anders aangegeven.

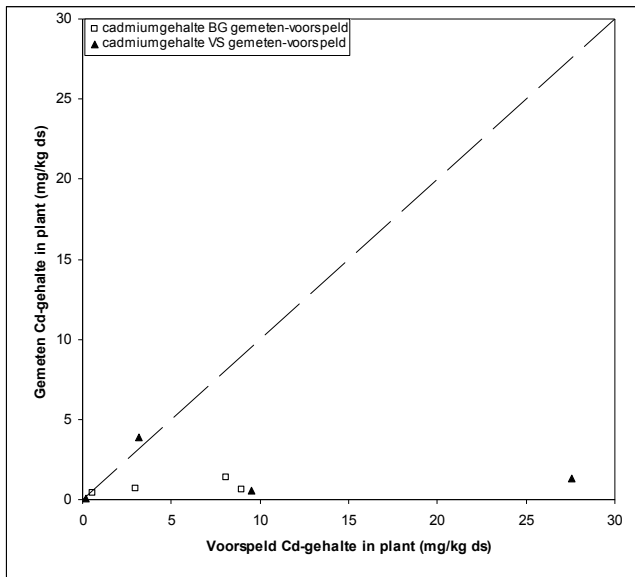
Nr	Referentie	Bodem- gehalten	intercept	a (metaal)	b (pH- CaCl <sub>2</sub> )	c (org. stof)	d (lutum)	R <sup>2</sup>
<i>Cadmium</i>								
1	Rietra et al., 2004: landbouwgebieden	CaCl <sub>2</sub>	-4,90	1,41	1,20	-	-	0,85
2	Rietra et al., 2004: landbouwgebieden	HNO <sub>3</sub>	1,58	1,22	-0,38	-	-	0,63
3	Römkens et al., 2006: (Malpiebeemden, fase 2)	Totaal	4,42	1,16	-0,64	-1,47	-0,35	0,77
<i>Zink</i>								
4	Rietra et al., 2004: landbouwgebieden	CaCl <sub>2</sub>	-1,04	0,67	0,50	-	-	0,90
5	Rietra et al., 2004: landbouwgebieden	HNO <sub>3</sub>	2,98	0,70	-0,38	-0,31	-	0,83
6	Römkens et al., 2006: (Malpiebeemden, fase 1)	HNO <sub>3</sub>	2,13	0,44	0,14	0,26	-	0,87
7	Römkens et al., 2006: (Malpiebeemden, fase 1)	CaCl <sub>2</sub>	0,97	0,38	0,14	-	-	0,83
8	Römkens et al., 2006: (Malpiebeemden, fase 2)	Totaal	4,01	0,89	-0,39	-1,31	-0,60	0,70
9	Römkens et al., 2006: (Malpiebeemden, fase 1 & 2)	Totaal / HNO <sub>3</sub>	3,00	0,68	-0,21	-0,95	-0,31	0,68
10	Rietra & Römkens, 2007: (natuurgebieden binnen en buiten overstromingsgebied) <sup>1</sup>	HNO <sub>3</sub>	2,41	0,64	-0,46	-	-	0,74

<sup>1</sup> voor versgewicht

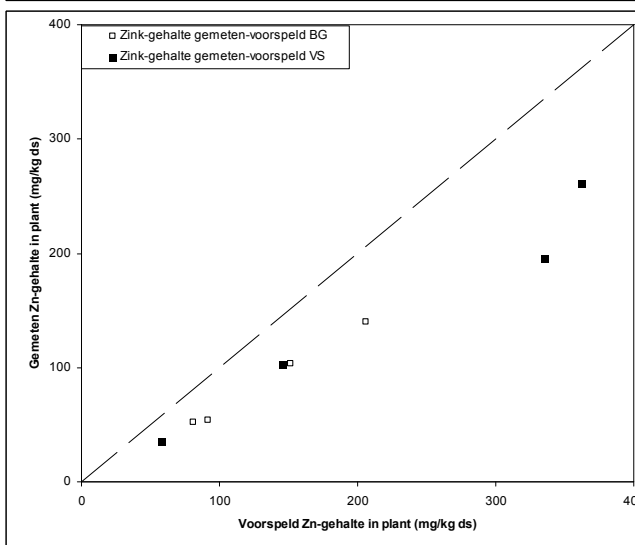
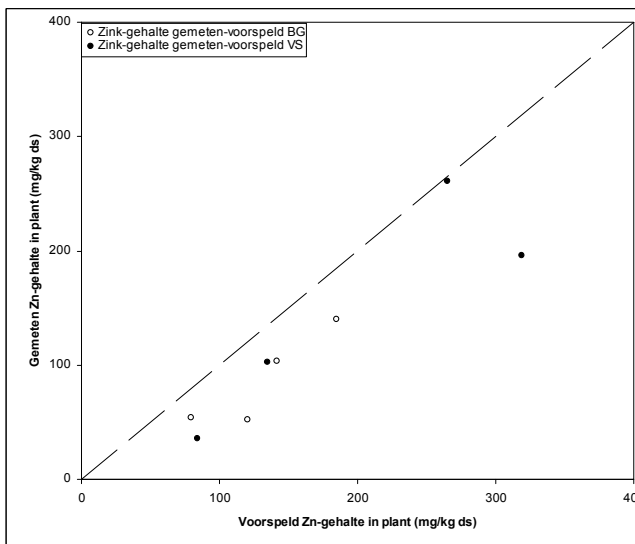
Wat direct opvalt is dat de gehalten zink in het gewas beter te voorspellen zijn dan de gehalten cadmium. Daarnaast spelen in het overstromingsgebied, naast de pH, ook organisch stof en in mindere mate ook lutum een rol bij de opname in gras.

In figuur 11 en 12 zijn de regressiemodellen van de Malpiebeemden (Römkens et al., 2006) toegepast om een vergelijking te maken tussen de gemeten gehalten en de voorspelde gehalten voor de acht door ons in dit Triade-onderzoek onderzochte locaties. Deze relaties worden het meest relevant geacht omdat deze zijn afgeleid voor een natuurgebied binnen het overstromingsgebied<sup>5</sup>. Uit de figuren blijkt duidelijk dat zowel voor cadmium als zink in bijna alle gevallen de gehalten in het gewas (zeer) sterk worden overschat, vooral bij hoge gehalten in de bodem. Er lijken geen duidelijke verschillen tussen BG en VS, echter hierbij dient opgemerkt te worden dat het aantal monsterpunten beperkt is.

<sup>5</sup> Deze veronderstelling blijkt juist: de regressiemodellen voor landbouwgebieden (vergelijking 1, 2, 4 en 5 uit tabel 13) geven een zeer sterke overschatting van de gehalten zoals die gemeten zijn in het gras uit het overstromingsgebied (figuren niet getoond), nog sterker dan de regressiemodellen die zijn afgeleid uit gegevens voor de Malpiebeemden.

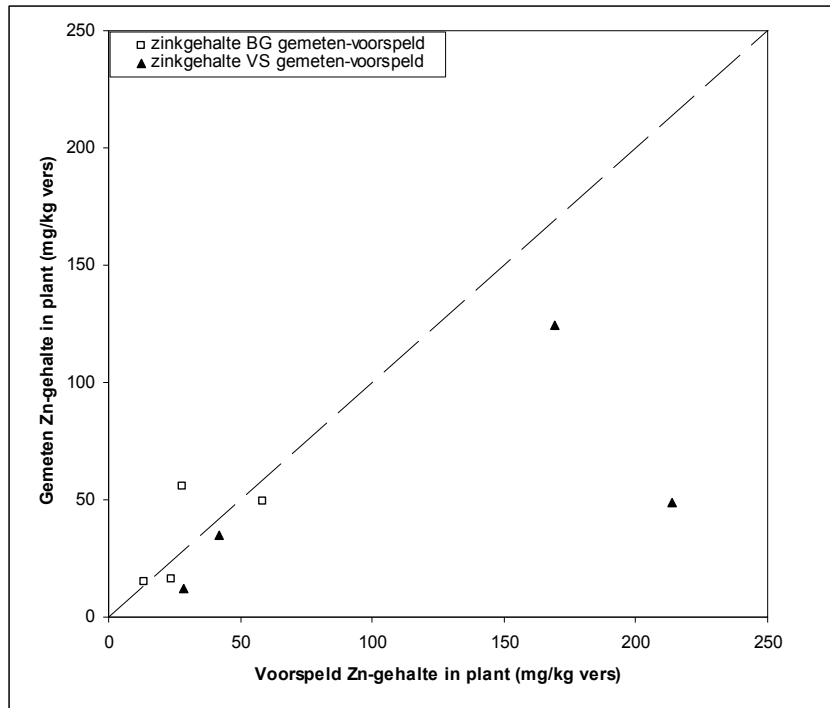


Figuur 11 Gemeten gehalten cadmium in gras versus voorspelde gehalten in gras op basis van regressievergelijking 3 uit tabel 12.



Figuur 12 Gemeten gehalten zink in gras versus voorspelde gehalten in gras op basis van regressievergelijking 6 (boven) en 7 (onder) uit tabel 12.

Een mogelijke verklaring voor sterke overschatting van de regressievergelijkingen wordt aangedragen door Rietra & Römken (2007). Zij vonden dat de grasmonsters nabij de Dommel en van de Kettingdijk / Plateau een veel hoger droge stof gehalte hebben (gemiddeld circa 27% met uitschieters naar 40%) terwijl dit normaal 13-15% is. Dit geeft aan dat het gewas ten tijde van de bemonstering veel ouder was dan bij eerdere bemonsteringen. Voor zink werd dan ook een betere bodem-plant relatie gevonden met het versgewicht in plaats van het drooggewicht (vergelijking 10 in tabel 12). Ditzelfde lijkt ook het geval bij het huidige onderzoek: er is relatief oud gras bemonsterd en de droge stof gehalten varieerden van 26 tot 55%<sup>6</sup>. Ook in het Triade-onderzoek blijkt de dat voorspelling van het versgewicht is veel beter dan op basis van het drooggewicht (zie figuur 13).



Figuur 13 Gemeten gehalten zink in gras versus voorspelde gehalten op basis van regressievergelijking 10 uit tabel 12. Gehalte in mg/kg versgewicht.

Geconcludeerd wordt dat het mogelijk lijkt de gehalten in gras in het overstromingsgebied redelijk goed te voorspellen op basis van de metaalgehalten, de pH-CaCl<sub>2</sub> en het organisch stof en lutumgehalte in de bodem, maar dat de leeftijd van het gras daarbij mogelijk een rol speelt. Het droge stofgehalte van het gras vormt hierbij een indicatie voor de ouderdom: jong gras heeft een droge stof gehalte van 13-15%, bij ouder gras loopt dit op tot meer dan 50%. Voor jong gras in het overstromingsgebied lijken de regressievergelijkingen van Römken et al. (2006) het meest relevant. Voor ouder gras geven deze echter een structurele overschatting van het gehalte in het gewas, zeker bij hogere concentraties cadmium en zink in de bodem. Het is wel mogelijk om het zinkgehalte in de plant (versgewicht) te voorspellen met behulp van de regressievergelijking uit Rietra & Römken (2007). Voor cadmium bestaat een dergelijke regressievergelijking niet.

<sup>6</sup> Er van uitgegaan dat het invriezen geen invloed heeft gehad op het vochtgehalte van de planten.

#### 6.4 Samenvatting resultaten bioaccumulatie

- Op vervuilde locaties zijn in regenwormen verhoogde gehalten aangetroffen van met name cadmium en arseen, maar in mindere mate zink. De referentiegehalten in wormen uit onbelastte gronden worden voor Cd, As en Zn tot respectievelijk bijna 30, 12 en 2 keer overschreden. De hoogste overschrijdingen zijn er in nat schraalgrasland.
- De gehalten in regenwormen uit de bioassay zijn structureel lager dan in het veld, met name voor cadmium. Dit ligt waarschijnlijk aan de relatief korte duur van de bioassay.
- De in regenwormen uit het veld waargenomen cadmium- en zinkconcentraties correleren redelijk goed met de concentraties die in de betreffende bodems zijn aangetroffen, vooral met de  $\text{CaCl}_2$ -extraheerbare concentraties. De gehalten arseen correleren redelijk goed met het totaalgehalte en het  $\text{HNO}_3$ -geëxtraheerde gehalte in de bodem, maar slecht met de fractie in  $\text{CaCl}_2$ .
- Insecten nemen vele malen minder cadmium, zink en arseen op dan regenwormen en er is alleen voor cadmium slechts in geringe mate een toename met toenemende concentratie in de bodem.
- De gehalten in gras zijn verhoogd, maar niet zo veel als in eerder onderzoek.
- Cadmium overschrijdt op enkele locaties de veevoedernorm, zink op geen van de locaties.
- Op basis van modelberekeningen zijn er mogelijk risico's voor runderen op de twee meest sterk verontreinigde locaties (VS4 en VS6).
- De bodem-gewasrelaties die in eerdere onderzoeken zijn afgeleid geven een sterke overschatting van de cadmium- en zinkgehalten in het bemonsterde gras. Dit hangt waarschijnlijk samen met het feit dat er relatief oud gras, met een veel hoger droge stof gehalte, bemonsterd is. Het is wel mogelijk voor dit oudere gras het zinkgehalte op basis van versgewicht te voorspellen. Voor cadmium bestaat een dergelijk regressievergelijking niet.

## 7 Modelstudies

### 7.1 Berekening Potentieel Aangetaste Fracties (PAF)

De toxische druk (TD) geeft theoretisch, op basis van literatuurgegevens, de mate aan waarin één of meerdere verontreinigingen een risico vormen voor (het functioneren van) een ecosysteem. De totale toxische druk is een genormaliseerde waarde van alle individuele stoffen samen en ligt tussen 0 en 1. Een chronische TD van 0,05 komt overeen met het maximaal toelaatbaar risico (MTR) dat in het stoffenbeleid wordt gehanteerd. Hierbij wordt maximaal 5% van de soorten en/of processen blootgesteld aan concentraties boven de NOEC (= No Observed Effect Concentration). Bij een TD van 0,5 (ook wel HC<sub>50</sub> genoemd) wordt 50% of meer van de soorten of processen in het ecosysteem blootgesteld aan concentraties boven de NOEC en is er sprake van een ernstig risico (Rutgers et al., 2006).

In tabel 13 staan de TD per locatie en de relatieve bijdragen van Cd, Zn, As en de overige metalen. De TD varieert op de onderzoekslocaties van 0,00 (BG1, BG2, BG3) tot 0,88 (VS6). Op negen van de dertig locaties ligt de toxische druk onder de MTR en is er geen risico. Twaalf locaties hebben een waarde die boven de MTR ligt, maar nog onder de HC<sub>50</sub> (TD tussen 0,05 en 0,5). Er zijn op basis hiervan zijn matige risico's te verwachten. Op de overige negen locaties is sprake van een ernstig risico (TD>0,5).

Uit de berekeningen van de toxische druk blijkt dat met name cadmium, zink en arseen bijdragen. Andere metalen dragen op de minder verontreinigde locaties in relatieve zin wel bij maar in absolute zin nauwelijks, de totale TD blijft daar laag. Wat opvalt in de resultaten is dat arseen volgens deze berekeningen in veel van de locaties een substantiële bijdrage levert aan de TD.

Bij de interpretatie van de berekende toxische druk dient gerealiseerd te worden dat de berekening worden uitgevoerd op basis van gestandaardiseerde totaalgehalten. Dit betekent dat er tot op zekere hoogte wel rekening wordt gehouden met de invloed van lutum en organisch stof op de beschikbaarheid, maar niet met die van de pH. De pH in het overstromingsgebied is relatief laag (pH-CaCl<sub>2</sub> tussen 3,7 en 5,4). Bij lage pH's is Cd en Zn relatief meer beschikbaar en As relatief weinig beschikbaar. Dit betekent dat de bijdrage van Cd en Zn waarschijnlijk wordt onderschat en die van arseen overschat.

### 7.2 Ecologische kwetsbaarheidsanalyse

#### 7.2.1 Natuurdoeltype

De volgende vier natuurdoeltypen langs de Dommel zijn meegenomen in de kwetsbaarheidsanalyse:

- NDT 3.24: moeras;
- NDT 3.29: nat schraalgrasland;
- NDT 3.39: bloemrijk grasland van het rivieren- en zeekleigebied;
- NDT 3.62a: laagveen bos, subtype elzenbroekbos.

Per natuurdoeltype zijn de doelsoorten die voorkomen in de database geselecteerd. Van deze soorten is een kwetsbaarheidscore voor cadmium en zink al eerder berekend. Er is onderscheid gemaakt tussen soorten die van groot belang zijn voor het natuurdoeltype (vetgedrukt in Bal et al., 2001) en of soorten die van gewoon belang zijn (zie bijlage 17).

Tabel 13 Resultaten van de berekening van de theoretische toxische druk (TD) op basis van totaalgehalten in de bodem. Naast de totale toxische druk is ook de relatieve bijdrage van de metalen weergegeven. Groen onder HC5 = MTR (TD 0,05) geel tussen HC5 en HC50, rood boven HC50.

	Code	Omschrijving	Toxische druk metalen*	Bijdrage Cd (%)	Bijdrage Zn (%)	Bijdrage As (%)	Bijdrage overige metalen (%)
Nat Schraalgrasland	VS2	bij Reusel (referentie)	0,01	35	1	61	3
	VS1	Moerkuilen	0,08	62	14	0	24
	VS8	Son	0,02	97	0	0	2
	VS7	Eindhoven	0,01	91	1	1	6
	VS6	onder Waalre	0,88	28	29	25	18
	VS5	Malpie	0,63	28	19	48	5
	VS3	Malpie	0,10	65	35	0	1
	VS4	Malpie	0,59	30	29	37	4
Bloemrijk Grasland	BG2	nabij Moerkuilen (niet overstromde ref.)	0,00	14	12	12	62
	BG3	bij Beerze (referentie)	0,00	3	14	14	70
	BG1	Moerkuilen	0,00	79	3	3	15
	BG8	Nabij Moerkuilen	0,08	77	22	0	0
	BG7	Eindhoven	0,45	26	23	50	2
	BG6	Malpie	0,28	44	46	7	4
	BG5	nabij Malpiebeemden	0,32	39	26	30	5
	BG4	Hageven	0,59	25	21	48	5
Moeras	MO1	bij Beerze (referentie)	0,30	59	36	3	2
	MO7	Eindhoven	0,11	45	14	34	6
	MO5	Malpie	0,54	28	40	30	1
	MO6	Malpie	0,49	31	40	28	1
	MO4	Malpie	0,72	24	33	20	23
	MO2	nabij Borkel	0,51	29	27	32	11
	MO3	Hageven	0,86	27	19	44	11
Elzenbroekbos	EB2	Beerze (referentie)	0,16	20	30	0	50
	EB1	Moerkuilen	0,01	63	1	1	35
	EB7	Son	0,01	2	2	2	95
	EB6	Eindhoven	0,03	92	2	0	5
	EB4	Malpie	0,52	30	28	28	14
	EB5	boven Borkel	0,45	31	27	35	7
	EB3	Borkel	0,17	39	30	0	31

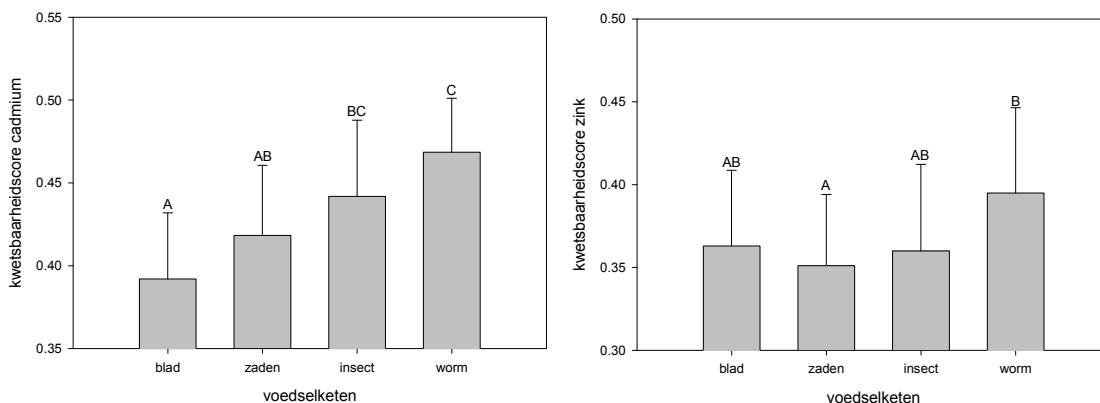
\*As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn

De resultaten van de analyse worden gegeven in bijlage 17. Uit deze beperkte kwetsbaarheidsanalyse blijkt dat op het eerste gezicht géén van de natuurtypen meer of minder kwetsbaar is voor de verontreinigingen met zink en cadmium dan de overige natuurtypen op basis van doelsoortensamenstelling. Er lijkt een lichte trend te zijn die aangeeft dat nat schraalgrasland mogelijk minder kwetsbaar is dan de overige natuurtypen, maar dit verschil is niet significant. Ook als alleen wordt gekeken naar de soorten die van groot belang zijn voor het natuurdoeltypen, worden geen significante verschillen tussen de natuurdoeltypen gevonden in kwetsbaarheid voor de twee metalen.

#### 7.2.2 Voedselketens

In figuur 14 staan de resultaten van de kwetsbaarheidsanalyses voor voedselketens op basis van alle soorten in de database. Hierbij worden significante verschillen gevonden. Voor zowel cadmium als zink hebben soorten in de regenwormvoedselketen de hoogste kwetsbaarheid. Dit

komt overeen met gegevens uit de literatuur, bijvoorbeeld Jongbloed et al. (1996). Er zijn binnen de regenwormeters ook geen significante verschillen tussen natuurdoeltypen.



Figuur 14 Gemiddelde kwetsbaarheid (± SD) van vogels en zoogdieren in verschillende voedselketens voor cadmium (linker paneel) en zink (rechter paneel). Significantie getoetst met ANOVA en post-hoc Tukey test, letters geven homogene groepen weer (p<0.05).

Het is bij de interpretatie van de onderzoeksresultaten van belang om te weten welke regenwormeters voorkomen in het overstromingsgebied van de Dommel. Van de set doelsoorten die zowel voorkomen in de vier natuurdoeltypen als in de kwetsbaarheidsdataset, is een selectie gemaakt op basis van voedselvoorkeur. Hier worden de resultaten gepresenteerd van soorten in de regenwormketen aangezien dit de meest kwetsbare voedselketen is.

De soorten die voorkomen in de natuurdoeltypen in het Dommelgebied worden weergegeven in Tabel 14 (scores voor cadmium) en Tabel 15 (scores voor zink). De das, steenuil en grutto zijn gekozen als modelorganisme in de modelstudies voor doorvergiftiging (paragraaf 7.3). Deze keuze wordt dus gerechtvaardigd door het feit dat deze soorten relatief kwetsbaar voor cadmium blijken te zijn.

Tabel 14 Ecologische kwetsbaarheidsscores voor cadmium van regenwormeters die in de natuurdoeltypen in het Dommelgebied voorkomen. De soorten zijn gesorteerd op aflopende score.

Moeras (NDT 3.24)	Score	Nat schraal-grasland (NDT 3.29)	Score	Bloemrijk grasland (NDT 3.39)	Score	Laagveen bos (NDT 3.62a)	Score
Das	0.51	Ooievaar	0.52	Ooievaar	0.52	Ooievaar	0.52
Alpenwatersalamander	0.49	Boomkikker	0.43	Scholekster	0.52	Alpenwatersalamander	0.49
Kluut	0.48	Roodborsttapuit	0.40	Das	0.51	Waterspitsmuis	0.46
Grutto	0.46	Torenavalk	0.40	Steenuil	0.47	Torenavalk	0.40
Waterspitsmuis	0.46			Grutto	0.46		
Tureluur	0.45			Waterspitsmuis	0.46		
Boomkikker	0.43			Tureluur	0.45		
Kwartelkoning	0.43			Roodborsttapuit	0.40		
Torenavalk	0.40			Torenavalk	0.40		
Rugstreepad	0.37			Rugstreepad	0.37		



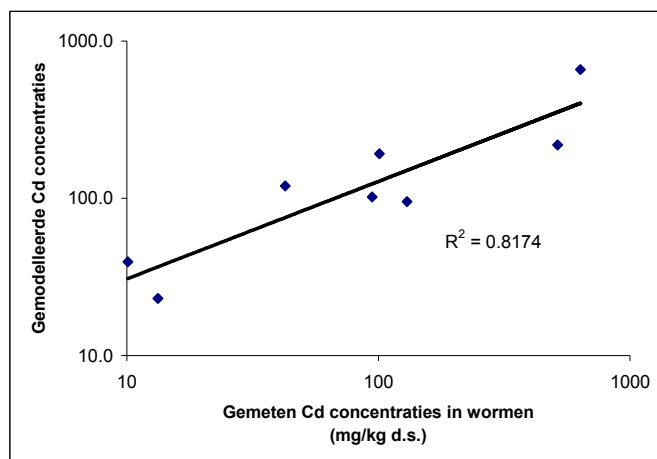
Tabel 15 Ecologische kwetsbaarheidsscores voor zink van regenwormeters die in de natuurdoeltypen in het Dommelgebied voorkomen. De soorten zijn gesorteerd op aflopende score.

Moeras (NDT 3.24)	Score	Nat schraal- grasland (NDT 3.29)	Score	Bloemrijk gras- land (NDT 3.39)	Score	Laagveen bos (NDT 3.62a)	Score
Alpenwater- salamander	0.55	Boomkikker	0.42	Waterspitsmuis	0.46	Alpenwater- salamander	0.55
Waterspitsmuis	0.46	Ooievaar	0.38	Rugstreepad	0.41	Waterspitsmuis	0.46
	0.42	Roodborst- tapuit	0.34	Scholekster	0.41	Ooievaar	0.38
Boomkikker		Torenvalk	0.29	Steenuil	0.4	Torenvalk	0.29
Rugstreepad	0.41			Das	0.38		
Kluut	0.39			Ooievaar	0.38		
Das	0.38			Grutto	0.37		
Grutto	0.37			Roodborst- tapuit	0.34		
	0.34			Tureluur	0.33		
Kwartelkoning				Torenvalk	0.29		
Tureluur	0.33						
Torenvalk	0.29						

### 7.3 Doorvergiftiging van hogere dieren

De resultaten van de modelberekeningen met PODYRAS en BERISP staan in bijlage 18.

Figuur 15 toont dat de zowel voor PODYRAS als BERISP gehanteerde bioaccumulatievergelijking (Ma et al., 2005) redelijk goede voorspellingen geeft van de gemeten gehalten in wormen in het veld (en op basis van een gepaarde t-test zijn geen significante verschillen aantoonbaar tussen de gemeten en gemodelleerde waarden). Ma et al. (2005) baseerden hun vergelijkingen op een meta-analyse van veldgegevens. Deze zijn dus ook hier geldig. Deze bevindingen bevestigen ook nogmaals dat de in de wormen uit de chronische bioassay gemeten gehalten cadmium te laag zijn in relatie tot de veldsituatie (zie paragraaf 6.1).



Figuur 15 Gemeten concentraties cadmium in regenwormen (*Lumbricus rubellus*) uit het veld ten opzichte van de gemodelleerde concentraties op basis van de gemeten totaalgehalten in de bodem, het percentage organische stof en de pH (vergelijking uit Ma et al., 2005; zie bijlage 18).

#### PODYRAS

De details van de resultaten van de doorvergiftigingsberekeningen met PODYRAS worden gepresenteerd in bijlage 18. De risico's op nierschade bij das en grutto zijn sterk afhankelijk van

het deel van het foerageergebied dat belast is. Wanneer 100% belast is met concentraties gemeten op de locaties, zou er voor zowel de das als de grutto op nagenoeg alle locaties een relatief hoog risico van doorvergiftiging zijn. Bij 10% belasting met de op de locatie gemeten concentraties, vormt voor de das ongeveer een derde van de locaties een verhoogd risico en voor grutto om en nabij de helft.

Als door bekalken de pH toeneemt, neemt de beschikbare concentratie cadmium af en de leeftijd waarop nierschade wordt verwacht sterk toe met als gevolg een geringer aantal locaties met een risico voor de populatie (bijlage 18). Indien de gronden verzuren, door een afname van de pH neemt de leeftijd waarop nierschade optreedt sterk af en is het risico flink groter voor het individu als gevolg van nierschade gehaald op jonge leeftijd, en neemt het risico voor de populatie mogelijk ook toe als gevolg van verminderde bijdrage aan reproductie naarmate nierschade vroeger optreedt ten opzichte van de reproductief actieve levensperiode.

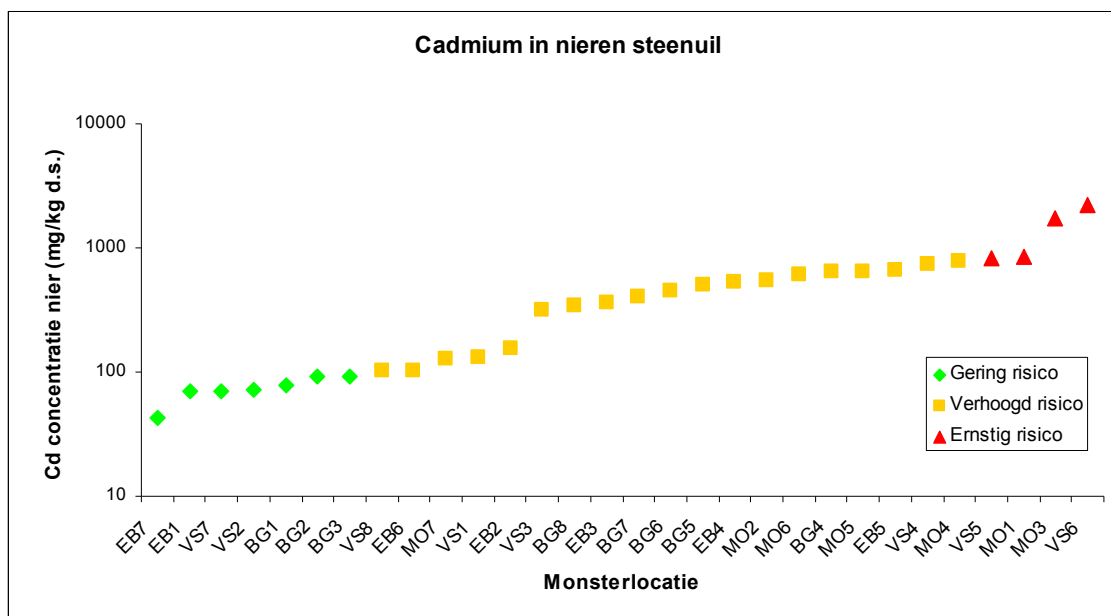
### BERISP

In bijlage 18 worden de ruwe resultaten van de berekeningen gegeven.

De resultaten van de modelberekeningen voor de steenuil staan in figuur 16. Uit de figuur valt op te maken dat de gemodelleerde nierconcentraties van de steenuilen in bijna alle gevallen hoger zijn dan de grensconcentratie van 100 mg Cd/kg d.s. nier voor verhoogde risico's en op de meest verontreinigde locaties ook de grens van 800 mg/kg d.s. voor ernstige risico's overschrijden. Dit geldt ook voor de concentraties in spitsmuizen, waarvan het dieet ook voor een groot deel uit regenwormen bestaat (bijlage 18). De woelmuizen, die herbivoor zijn, laten lagere concentraties zien, ruim onder de grenswaarde (bijlage 18).

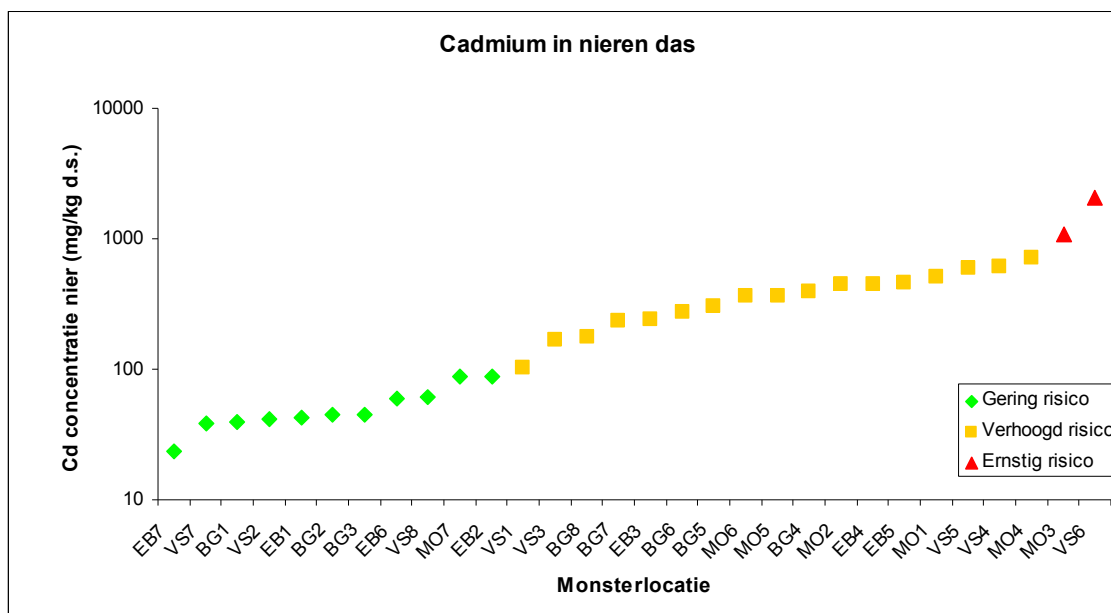
In de volgorde van de locaties valt geen patroon te ontdekken wat betreft natuurdoeltype. Het is voornamelijk de verontreinigingsgraad met cadmium zelf die de risico's bepaalt.

In vervolg op deze berekeningen zijn de modellen ook gebruikt om het effect van pH verhoging van 1 eenheid te beschouwen. Cd is dan minder beschikbaar. Hierdoor verminderen de concentraties met ongeveer 38% wat tot gevolg heeft dat enkele berekende concentraties in nieren van steenuilen extra onder de grenswaarde van 100 mg/kg d.s. komen te liggen. Echter op meer dan de helft van de onderzoekslocaties overschrijden de nierconcentraties de grenswaarde bij deze pH-verhoging nog steeds (ruim).



Figuur 16 Berekende cadmiumconcentraties in nieren van steenuilen in het Dommeldal. De locaties zijn gerangschikt in volgorde van toenemend risico. De geschatte concentraties in de nieren worden afgezet tegen een drempelwaarde van 100mg Cd/kg d.s. in de nier voor een verhoogd risico en 800 mg/kg d.s. voor een ernstig risico.

Voor de locaties zijn ook de risico's voor dassen gemodelleerd. Deze worden getoond in figuur 17. Uit de figuur valt op te maken dat de concentraties in de dassennieren over het algemeen wat lager zijn dan in de steenuil, maar de grenswaarde van 100 mg/kg d.s. wordt ook hier in de meeste gevallen (ruim) overschreden.



Figuur 17 Berekende cadmiumconcentraties in nieren van dassen in het Dommeldal. De locaties zijn gerangschikt in volgorde van toenemend risico. De geschatte concentraties in de nieren worden afgezet tegen een drempelwaarde van 100mg Cd/kg d.s. in de nier voor een verhoogd risico en 800 mg/kg d.s. voor een ernstig risico.

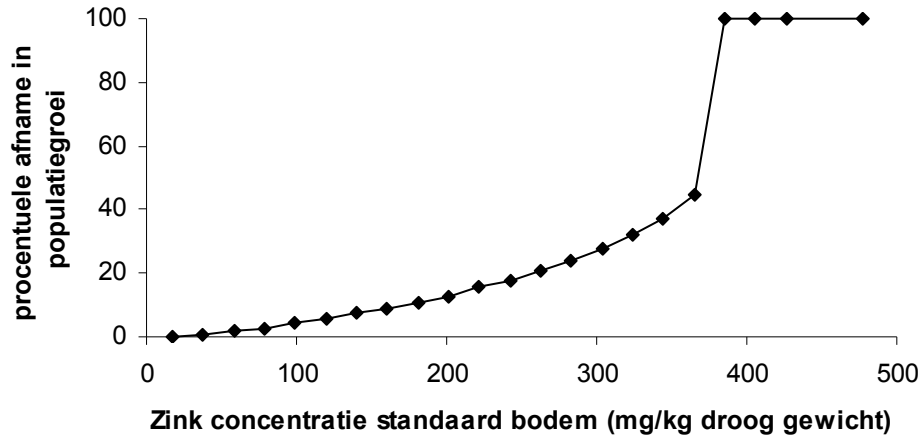
Uit de twee voorbeelden wordt duidelijk dat er op bijna alle verontreinigde locaties risico's op effecten in hogere dieren door doorvergiftiging optreden. Hierbij dient te worden opgemerkt dat dit weliswaar modelberekeningen zijn, en het daarmee potentiële risico's betreft. Echter de overschrijdingen zijn dermate dat de risico's zeer aannemelijk zijn. Het feit dat de gemodelleerde concentraties in wormen overeenkomen met gemeten waarden geeft aan dat de modellen deze eerste stap in de voedselketen nauwkeurig voorspellen.

#### 7.4 Populatie-effecten op regenwormen

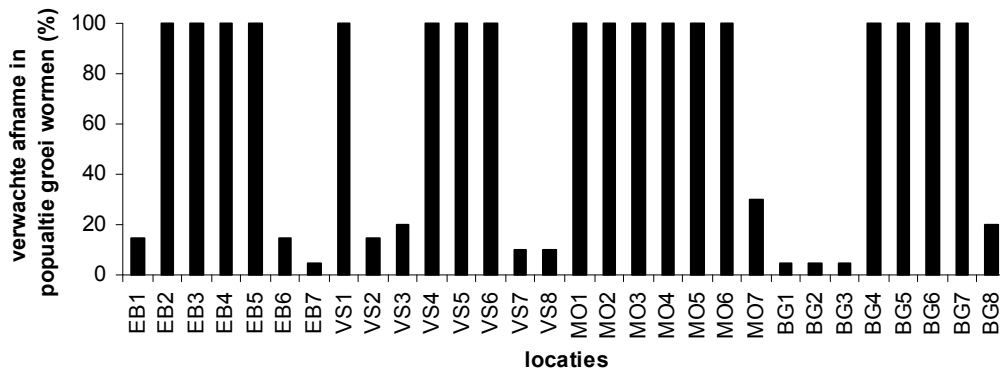
De op de locaties gemeten totaal gehalten aan zink zijn hoog. Op veel locaties wordt de interventiewaarde overschreden (paragraaf 4.2). Uit werk van Klok (submitted) blijkt dat de regenwormen soort *L. rubellus* gevoelig is voor zink, bij experimentele gehalten boven de 380mg Zn/kg d.s. sterft de populatie uit (figuur 18).

Als we de relatie uit figuur 18 middels de populatiemodule van PODYRAS toepassen op de gemeten totaal gehalten aan zink op de verschillende locaties blijkt voor een groot deel van de locaties het zinkgehalte te hoog voor levensvatbare *L. rubellus* populaties. Het model voorspelt dat op 18 locaties de soort niet levensvatbaar is (figuur 19). Als we aannemen dat niet het totaal gehalte maar de opneembare fractie aan zink, geëxtraheerd met CaCl<sub>2</sub>, de populatieoverleving beïnvloedt, dan is het aantal locaties waar regenwormen levensvatbare populaties kunnen hebben aanzienlijk groter (figuur 20). Onder deze aanname sterven de populaties als gevolg van de zink gehalten slechts op drie locaties uit. Uitgaan van deze biologisch beschikbare gehalten is waarschijnlijk realistischer, omdat zelfs op de sterkst verontreinigde locaties zoals VS4 en VS6 exemplaren van *L. rubellus* zijn gevonden.

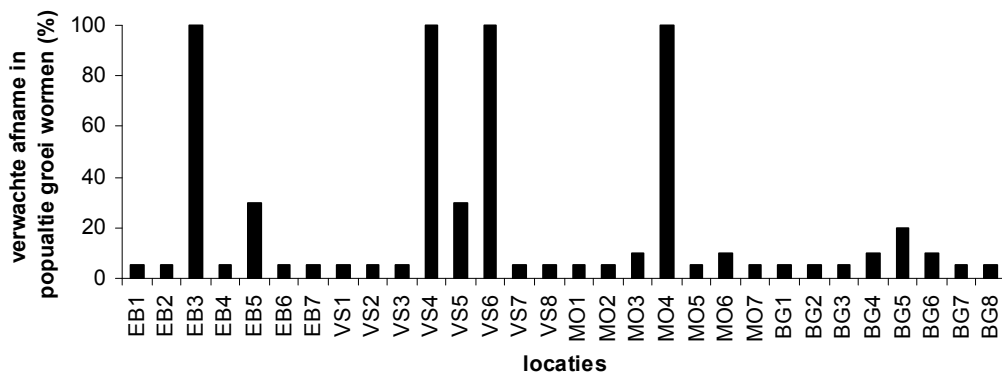
Uit figuur 20 blijkt dat dan ook de op locatie EB3 geen levensvatbare populatie verwacht wordt. Dat is echter niet het gevolg van de zinkgehalten maar van de pH-KCl die op deze locatie 3.35 bedraagt. Bij een pH-KCl van 3.5 kan de soort *L. rubellus* niet overleven (Klok et al., 2006). De pH is alleen op de locatie EB3 dus een beperkende factor voor de overleving van *L. rubellus*.



Figuur 18 Afname in populatiegroei regenwormen (*Lumbricus rubellus*) als functie van zink in de bodem (mg/kg ds) omgerekend naar standaard bodem (Klok submitted).



Figuur 19 Afname in populatiegroei regenwormen op locaties als gevolg van de aanwezige zink concentratie gebaseerd op totaal gehalte zink in bodem (mg/kg ds).



Figuur 20 Afname in populatiegroei regenwormen als gevolg van de aanwezige zink concentratie gebaseerd op de met CaCl<sub>2</sub> extractie bepaalde biologisch beschikbare fractie in bodem (mg/kg ds).

De beheersmaatregel bekalken (gemodelleerd als verhogen van de pH met 1) leidt alleen voor de locatie EB3 tot een verhoging van de verwachte populatiegroei. Op deze locatie was de pH de beperkende factor en niet het zinkgehalte. Omdat het model niet corrigeert voor een eventuele lagere beschikbaarheid van zink als de pH toeneemt kunnen we het effect van een hogere pH hierop niet berekenen.

Verzuring van het gebied (afname van de pH met een eenheid) heeft wel dramatische gevolgen voor de populatieoverleving van *L. rubellus*. Dit komt omdat bij een afname van de pH met één eenheid veel locaties pH-waarden krijgen lager dan 3,5, een zuurgraad waarbij *L. rubellus* niet kan overleven (Klok et al. 2007). Het aantal locaties waarin de regenwormen nog levensvatbare populaties kunnen vormen neemt drastisch af van 12 naar 5, als we er van uitgaan dat het totaal zinkgehalte de overleving bepaald (bijlage 19). Als we ervan uitgaan dat de opneembare zinkfractie de overleving bepaald neemt het aantal locaties waar populaties levensvatbaar zijn af van 26 naar 13 (bijlage 19).

Uit de modelanalyse komt naar voren dat de zinkgehalten op de meest verontreinigde locaties te hoog zijn voor levensvatbare populaties. Interessant is echter dat op alle zwaar belaste locaties waar in het veld naar regenwormen is gezocht deze wel zijn aangetroffen. De modelanalyse is gebaseerd op laboratorium proeven met wormen die gedurende zes maanden, van uitkomen uit de cocon tot het behalen van het volwassen stadium, werden belast met oplopende concentraties zinksulfaat ( $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ ). De wormen vertoonden een hoge sterfte bij concentraties van 500 mg Zn/kg en hoger.

Mogelijk zijn de totaalgehalten gemeten in de bodem op de locaties niet beschikbaar en hebben daardoor geen grote invloed op de regenwormen. Mogelijk ook zijn de gevonden regenwormen afkomstig van populaties rond de vervuilde monsterlocaties en is hier sprake van een populatie 'sink', waarbij continu regenwormen van buitenaf de locatie in migreren maar deze zich daar niet kunnen reproduceren. Echter, ook op de meest vervuilde locaties zoals BG4 en VS6 zijn juvenielen en subadulten aangetroffen. Het is daarom goed mogelijk dat deze regenwormen genetisch aangepast zijn aan de verhoogde metaalgehalten (Simonsen & Scott-Fordsmann, 2004). Dit is al eerder aangetoond voor het Dommelgebied (Bleeker & van Gestel, 2007).

### 7.5 Samenvatting modelstudies

De theoretische toxische druk varieert van 0,00 (BG1, BG2, BG3) tot 0,88 (VS6), overeenkomend met een potentieel aangetaste fractie van 0 tot 88%. Op 9 onderzoekslocaties is er sprake van een ernstig potentieel risico, op 12 een verhoogd risico en op 9 locaties geen risico. Cadmium en zink, maar zeker ook arseen zijn bepalend voor de berekende totale toxische druk. Omdat de pH relatief laag is wordt de bijdrage van Cd en Zn waarschijnlijk onderschat en die van arseen overschat.

Uit de kwetsbaarheidsanalyses komt naar voren dat er op basis van de soortensamenstelling tussen de vier natuurdoeltypen geen significante verschillen in kwetsbaarheid ten aanzien van cadmium en zink zijn. Voor beide metalen en met name cadmium blijken soorten in regenwormvoedselketen de hoogste kwetsbaarheid te hebben. Van de regenwormetende soorten komen de ooievaar, das, steenuil, tureluur en grutto naar voren als relatief kwetsbare soorten voor cadmium.

Met het model BERISP is berekend dat er voor spitsmuis, steenuil en das al kans bestaat op nierschade bij de middelhoge bodemconcentraties cadmium die tijdens het onderzoek zijn aangetroffen. Bij de hoogste concentraties is het risico hierop zeer groot. Hetzelfde gold voor de grutto volgens berekeningen met het model PODYRAS.

Bij de vigerende zinkconcentraties in het overstromingsgebied voorspelt het model PODYRAS op veel locaties dat populaties regenwormen niet levensvatbaar zullen zijn. Er werden echter op de meest verontreinigde locaties wel wormen aangetroffen, maar onduidelijk is hoe goed de populaties ter plekke daadwerkelijk functioneren.

## 8 Literatuurstudie

De afgelopen jaren zijn een groot aantal studies uitgevoerd, hetzij in het Dommeldal, hetzij met relevantie voor het Dommeldal. Deze studies helpen om de resultaten van het Triade-onderzoek in een breder kader te plaatsen en zijn ondersteunend bij het doorvertalen van de resultaten naar het Dommeldal. Voor de leesbaarheid is in dit hoofdstuk een korte samenvatting gemaakt van de belangrijkste conclusies uit deze studies. Een uitgebreide samenvatting van alle behandelde studies, inclusief literatuurreferenties, is te vinden in bijlage 20.

### 8.1 Effecten van overstroming op natuurwaarden, organismen en verontreinigingen

Overstroming is een extra stressfactor bovenop de stress van verontreinigingen. De mate van stress is afhankelijk van factoren zoals seizoen, duur van de overstroming, bodemstructuur, reliëf, temperatuur, in het gebied aanwezige soorten, etc.

Voor de grotere fauna, als zoogdieren, vogels en reptielen, is het belangrijkste risico van overstroming verdrinking. Grote soorten hebben minder last van overstroming dan kleine soorten, zoals spitsmuizen. Daarnaast lopen de jongen van dieren die in een overstromingsgebied een nest hebben het risico om te verdrinken.

Ongewervelde bodemfauna is over het algemeen het meest gevoelig voor de directe (o.a. verdrinking, zuurstofgebrek) en indirecte (schimmelaantasting) risico's van overstroming. Verschillende stadia van ongewervelden (ei, pop, cyste) kunnen echter langdurige overstroming doorstaan.

Voor planten zijn er grote verschillen in overstromingsgevoeligheid. Dit heeft o.a. te maken met zuurstofverbruik van de plant: in het groeiseizoen zijn de risico's groter dan in de winter, wanneer het metabolisme van de plant zeer laag is. Daarnaast is de hoogte van de waterstand een risicofactor: soorten die (gedeeltelijk) boven het water uitsteken zullen minder hinder ondervinden dan soorten die volledig onderwater staan. Soorten die zich snel herstellen na een langdurige, diepe overstroming, zijn de soorten met een snel regeneratievermogen (moerasplanten) en soorten waarvan het zaad nog aanwezig was of snel aangevoerd wordt met wind of water.

De overstromingsfrequentie bepaalt in grote mate in hoeverre en hoe snel flora en fauna zich kunnen herstellen. De mogelijkheden voor de combinatie natuur / waterberging zijn het grootst bij zeer frequente of zeer infrequente overstroming. Bij zeer frequente overstromingen (>1x per 2 jaar) kunnen zich aan overstromingen aangepaste ecosystemen ontwikkelen. Pioniersoorten zullen hierbij in het voordeel zijn. Bij zeer infrequente overstromingen krijgen ecosystemen tussendoor de tijd om zich te herstellen. De overstromingsgevoeligheid voor de vier onderzochte natuurdoeltypen is: Moeras>Elzenbroekbos>Bloemrijk grasland>Nat Schraalgrasland.

Een ander risico van overstroming is zowel de interne als externe eutrofiëring. Externe eutrofiëring wordt grotendeels veroorzaakt door de aanvoer van nutriënten door afzetting van slib. Interne eutrofiëring treedt o.a. op door veranderingen in redoxcondities, veroorzaakt door overstroming. Hierdoor wordt fosfaat gemobiliseerd. Nitraat daarentegen wordt eerder afgebroken onder lage redoxcondities. De vegetatiesamenstelling hangt sterk samen met de voedselrijkdom. Door variatie in o.a. tijd en ruimte en limitatie van verschillende nutriënten zijn voorspellingen echter moeilijk. Vaak wordt na een overstroming echter een aflopende gradiënt in nutriënten aangetroffen van de oevers naar hoger gelegen delen.

Naast nutriënten kunnen ook verontreinigingen aangevoerd worden met slib gedurende overstromingen. Hierdoor kunnen gehalten van verontreinigende stoffen in de toplaag van de bodem hoog zijn na overstroming. De biobeschikbaarheid van verontreinigingen is afhankelijk van een groot aantal bodemeigenschappen (o.a. pH, korrelgrootteverdeling, organisch stofgehalte, redoxpotentiaal). Voornamelijk redoxpotentiaal en pH zijn belangrijke factoren. De redoxpotentiaal daalt door de zuurstofloze omstandigheden en de pH stijgt. Dit zorgt dat cadmium en zink minder beschikbaar worden, maar arseen juist beter beschikbaar. Over de veranderingen van de biobeschikbaarheid van metalen in relatie tot overstroming is weinig bekend. Het lijkt erop dat tijdens het onder water staan de beschikbaarheid van enkele, maar niet alle metalen terugloopt. Gegevens over de beschikbaarheid ná overstroming, op het moment dat de redoxpotentiaal weer toeneemt, zijn niet bekend. Theoretisch is de verwachting dat tijdens overstroming metalen als zink en cadmium minder beschikbaar zijn dan ná overstroming.

## 8.2 Regenwormen in Dommeldal en uiterwaarden

Regenwormen zijn stapelvoedsel voor hogere soorten als das, steenuil, mol en spitsmuis en spelen daarom een belangrijke rol in de terrestrische voedselketen. Het blijkt dat bodemvocht en organische stofgehalte de belangrijkste factoren zijn die het voorkomen en dichtheden van regenwormen bepalen. Verontreinigingen met zware metalen spelen een ondergeschikte rol. Cadmium blijkt echter wel sterk te accumuleren in regenwormen. Dit blijkt niet direct stress op te leveren voor de regenwormen, maar veroorzaakt wel risico's verderop in de voedselketen. Overstroming blijkt beperkte negatieve effecten te hebben op voornamelijk de oppervlakkige regenwormsoorten.

## 8.3 Gehalten in gewas en de risico's voor runderen

Opname van zware metalen in gewassen blijkt grotendeels gestuurd te worden door de pH van de bodem, zowel binnen als buiten overstromingsgebieden. In het overstromingsgebied spelen daarnaast lutum- en organische stofgehalte nog een rol. Zinkgehalten in gewassen blijken met modellen beter te voorspellen dan cadmiumgehalten. Er wordt weinig risico op overschrijding van de gewasnormen voor gras verwacht bij een totaalgehalte in de grond van  $<1$  mg/kg ds of  $<2$  mg/kg ds én  $\text{pH} > 5,5$ . Voor de onderzochte natuurgebieden geldt dat de pH gemiddeld een halve eenheid lager is dan in de onderzochte landbouwgebieden, waardoor de beschikbaarheid van cadmium en zink hoger is in natuurgebieden. Naast metingen in gras zijn ook metingen in pitrus uitgevoerd: pitrus blijkt ook bij lage bodemgehalten hoge gehalten cadmium op te nemen. In pitrus werden voor cadmium overschrijdingen tot wel 25x hoger dan de veevoedernorm aangetroffen.

De risico's voor grazers zijn modelmatig doorgerekend, en hieruit blijkt dat in het overstromingsgebied van de Malpiebeemden de Acceptabele Dagelijkse Inname van cadmium voor runderen gemiddeld 3,5 maal werd overschreden. Het grootste aandeel blijkt hierbij te worden geleverd door gras (75-88%).

## 8.4 Risicoreducerende beheersmaatregelen

Om risico's van cadmium- en zinkverontreinigingen in het Dommeldal te reduceren zijn verschillende maatregelen mogelijk. De twee belangrijkste categoriën zijn:

- Maatregelen om nieuwe verontreiniging te voorkomen, en
- Maatregelen om risico's bestaande verontreiniging te reduceren.

Om nieuwe verontreinigingen tegen te gaan, is het voorkomen van sedimentatie van verontreinigd slib de belangrijkste maatregel. Dit kan o.a. door:

- brongerichte maatregelen als baggeren, opwerveling van verontreinigd slib en afkalving van verontreinigde oeverwallen tegengaan
- aanvoervermindering door slibvangen of door omleiding door mindergevoelige gebieden (moerasruigten)
- overstromingsoppervlaktevergroting: dezelfde hoeveelheid slib over een groter gebied verdelen
- beïnvloeding van stromings- en sedimentatiepatroon

- voorkoming van overstroming van kwetsbare natuur of gebieden met potentie voor deze natuur
- verspreiding door uitspoeling voorkomen door kwelsituaties te herstellen
- de aanvoer van slib beperken door afvoerpieken bovenstrooms te dempen (tijdelijke berging in niet-kwetsbare gebieden).

Om risico's van bestaande verontreinigingen te reduceren zijn o.a. de volgende maatregelen mogelijk:

- Bodembeheer:
  - afgraven/plaggen
  - afdekken
  - verplaatsen van grond
  - bekalken
  - overige saneringstechnieken als: biologische sanering, landfarming, zuivering van het grondwater, 'natural attenuation', enz
- Vegetatiebeheer:
  - fyto-remediatie
- Waterbeheer:
  - baggeren
  - vernatten
  - beïnvloeden van kwelflux
- Inrichting:
  - functieverandering gebied / omzetten in ander gebruik/type
  - risicoreducerende inrichting

Elke maatregel heeft zijn voor- en nadelen met betrekking tot efficiëntie en kosten. Voor- en nadelen worden besproken in bijlage 20. Daarnaast worden in paragraaf 9.3 de voor het Dommel meest relevante maatregelen behandeld.

Door Vink et al. (2007) zijn met het BioChem-model drie scenario's doorgerekend voor het gebied van de Dommel ter hoogte van Borkel. Hierbij is gekeken naar veranderingen in de bodemkwaliteit en de opname van zware metalen in planten en bodemfauna. Het eerste scenario ( $T_0$ ) was de huidige situatie. Het tweede scenario ( $T_1$ ) gaat uit van 10 cm sedimentatie met slib met de kwaliteit van zwevend stof in de Dommel. Het derde scenario ( $T_2$ ) gaat uit van de situatie van  $T_1$ , met het verschil dat hier maatregelen zijn genomen om emissie uit de sterk vervuilde Eindergatloop te stoppen.

Ecotoxicologische risico's zijn kleiner in  $T_2$  dan in  $T_1$ , maar groter dan in  $T_0$ . Maatregelen hebben dus effect, maar zolang er sedimentatie plaats blijft vinden, blijven er ecologische risico's aanwezig.



## 9 Algemene discussie en conclusies

### 9.1 Betekenis resultaten

#### *Samenvatting*

Op 30 plaatsen in het overstromingsgebied van de Dommel (van het Hageven in Vlaanderen tot de Moerkuilen bij Sint Oedenrode) en haar zijrivieren Reusel en Beerze zijn in 2007 bodemonsters genomen voor Triade-onderzoek naar de locatiespecifieke ecologische risico's van bodemvervuiling met zware metalen. Deze metalen zijn in het verleden door regelmatige overstroming afgezet met vervuild sediment. Het Triade-onderzoek bestaat uit de bekende drie pijlers: een gedeelte chemie, een deel toxiciteit (bioassays) en ten slotte een beperkte veldvalidatie in combinatie met modelstudies. Het onderzoek werd geconcentreerd op vier natuurtypen in het Dommeldal: moeras, bloemrijk grasland, vochtig schraalgrasland en elzenbroekbos. Dit zijn de vier natuurtypen die in de toekomst samen zo'n 70% van het gebied gaan uitmaken. De monsterlocaties werden geselecteerd binnen de zone die minstens eens per tien jaar overstroomd wordt.

Chemische analyses bevestigen dat op een groot aantal natuurlocaties inderdaad aanzienlijke verontreiniging met zware metalen aanwezig is. Op de helft van de onderzochte locaties worden de interventiewaarden voor cadmium, zink en/of arseen overschreden. De hoogste concentraties worden aangetroffen op locaties in de natuurdoeltypen moeras en vochtig schraalgrasland. Het is onduidelijk of dit een structureel verschil tussen de natuurtypen betreft of dat dit komt door toevallige uitbijters door de keuze van de locaties per natuurtype. Het overstromingsgebied ten noorden van Eindhoven, inclusief het gebied de Moerkuilen, is minder verontreinigd dan het zuidelijke gedeelte nabij de Malpiebeemden en het Hageven (Vlaanderen).

De locaties vertonen een grote variatie in bodemeigenschappen, zowel tussen als binnen de natuurtypen. Daardoor zijn er weinig typerende verschillen tussen de natuurtypen aan te geven. Elzenbroekbos lijkt iets zuurder en het bloemrijk grasland bevat over het algemeen minder organische stof en meer zand dan de andere natuurtypen. Dit lagere gehalte organische stof zal samenhangen met de lagere bodemvochtigheid in bloemrijk grasland, waardoor de afbraak van organische stof sneller zal gaan (zuurstofrijkere omstandigheden) dan in de overige, vochtigere natuurtypen, waar meer ophoping van organische stof plaatsvindt. Het zandige karakter en de lage organische stofgehalten in bloemrijk grasland zijn ook de redenen dat in het bloemrijk grasland de relatieve beschikbaarheid van de metalen het grootst is. De biologisch beschikbare hoeveelheid van met name zink in de bemonsterde bodems laat zich goed voorspellen op basis van het totaalgehalte in de bodem in combinatie met de zuurgraad (pH) en het gehalte organische stof, behalve misschien voor het natte natuurtype moeras waar sulfiden de metalen extra vastleggen. Voor cadmium geldt dit in mindere mate.

Screeningsassays met watervlooiën tonen de toxische potentie aan van veel verontreinigde gronden. Onderzoek met meer realistische chronische bioassays bevestigde dat de metaalverontreiniging op de meest extreem verontreinigde monsterplekken (in het natuurtype moeras en vochtig schraalgrasland) inderdaad kan leiden tot directe toxische effecten op planten, regenwormen en springstaarten (tabel 3 en 4). Mogelijk werd het effect op regenwormen hierbij nog onderschat; de opname van metalen tijdens de test heeft niet het niveau bereikt dat in het veld werd vastgesteld.

Modelberekeningen suggereren dat op de sterkst verontreinigde locaties in het moeras en vochtig schraalgrasland de beschikbare fracties zink hoog genoeg zijn om de populatiegroei

van regenwormen volledig te remmen. Wanneer regenwormenpopulaties ineenstorten verdwijnt een belangrijke voedselbron voor wormeneters als spitsmuizen, weidevogels, steenuilen en dassen. In het veld werden op twee onderzochte extreem verontreinigde locaties in het vochtig schraalgrasland toch wormen aangetroffen, inclusief juveniele exemplaren. Dit suggereert dat het model de risico's overschat danwel dat de regenwormen fysiologisch of genetisch aangepast zijn aan de verontreiniging. Zulke aanpassingen kosten energie en kunnen zich vertalen in verminderde vitaliteit, groei of reproductie van de wormen.

Ecologische kwetsbaarheidsanalyse wijst uit dat doelsoorten van de vier bestudeerde natuur(doel)typen onderling niet noemenswaardig verschillen in de kwetsbaarheid voor cadmium en zink. Eenzelfde analyse voor voedselketens laat zien dat voor cadmium de voedselketen via regenwormen risicovoller is dan voedselketens via bladeren, zaden of insecten. Voor zink is dit minder duidelijk. Een belangrijk deel van de veldvalidatie, de derde poot van de triade, was daarom gericht op bioaccumulatie van cadmium in regenwormen en het risico op doorvergiftiging bij wormeneters.

Bioaccumulatieonderzoek in het veld wijst duidelijk uit dat cadmium accumuleert in regenwormen. De opname komt overeen met de verwachte accumulatie op basis van algemene rekenregels. Op sterk verontreinigde plekken in bloemrijk grasland en vochtig schraalgrasland worden extreem hoge concentraties cadmium in de soort *Lumbricus rubellus* aangetroffen. Zink accumuleert minder in regenwormen omdat opname en uitscheiding van dit metaal worden gereguleerd. Met name in vochtig schraalgrasland worden dermate hoge gehalten zink in de wormen gevonden dat deze er niettemin effecten van zouden kunnen ondervinden. Ook arseen was in regenwormen op verontreinigde locaties verhoogd. Dit metaal is verder niet meegenomen in de modelberekeningen.

Insecten van dezelfde plekken als waar de regenwormen zijn verzameld, vertoonden geen noemenswaardige ophoping van cadmium, zink of arseen. Dit bevestigt het resultaat van de kwetsbaarheidsanalyse.

De gehalten in gras zijn verhoogd, maar niet zo veel als in eerder onderzoek. Op enkele locaties overschrijdt cadmium de veevoedernorm, zink niet. Op basis van modelberekeningen zijn er risico's voor runderen op de twee meest sterk verontreinigde locaties (VS4 en VS6). De bodem-gewasrelaties die in eerdere onderzoeken zijn afgeleid geven een sterke overschatting van de cadmium- en zinkgehalten in het gras. Dit hangt waarschijnlijk samen met het feit dat er relatief oud gras, met een veel hoger droge stof gehalte, bemonsterd is. Het is wel mogelijk voor dit oudere gras het zinkgehalte op basis van versgewicht te voorspellen. Voor cadmium bestaat een dergelijk regressievergelijking niet.

Dat de accumulatie van cadmium in regenwormen een potentieel risico vormt voor hogere trofische niveaus moet worden aangenomen op grond van realistische modelberekeningen voor steenuil en das. Bij deze berekeningen wordt rekening gehouden met seizoensdynamiek en een gevarieerd aanbod van prooidieren. Voor beide doelsoorten bestaat al kans op nierschade bij de middelhoge bodemconcentraties cadmium die tijdens het onderzoek zijn aangetroffen, bij de hoogste concentraties is het risico hierop zeer groot (figuur 16 en 17). Deze modelmatige voorspellingen worden bevestigd door de gehalten cadmium die in regenwormen uit het veld worden gevonden.

De modelberekeningen zijn gebaseerd op de aanname dat de concentratie cadmium van een locatie in het gehele foerageergebied van de soort geldt. Dit is in de praktijk meestal niet zo. Ook zijn niet alle terreinen even geschikt als foerageer- en leefgebied. Dassens foerageren bijvoorbeeld ook op akkers in de omgeving. Steenuil en das komen niet in dezelfde mate in de vier natuurtypen voor (tabel 16). De exacte doorvergiftigingsrisico's zullen daarom van gebied tot gebied verschillen en hangen samen met de heterogeniteit van zowel de verontreiniging als van het landschap.

Tabel 16 Voedselkeuze en voorkomen van enkele doelsoorten in natuurtypen langs de Dommel.

Doelsoort	Hoofdcomponenten voedsel (dierlijk deel)	Vochtig schraalgrasland (3.29)	Bloemrijk grasland (3.39)	Moeras (3.24)	Elzenbroekbos (3.62a)
Das	Regenwormen		+	+	
Steenuil	Regenwormen, woelmuizen, insecten, spitsmuizen		+		
Kerkuil	Veldmuizen, spitsmuizen		+		
Torenavalk	Veldmuis, insecten	+	+	+	+
Buizerd	Muizen, vogels, aas		+	+	+
Grutto	Regenwormen (adult), kleine insecten (jong)		+	+	
Wulp	Regenwormen	+	+	+	

### Betekenis

Tabel 17 is een overzicht van de belangrijkste resultaten van het Triade-onderzoek met een globale classificatie van de verontreinigingsgraad, effecten in bioassays en resultaten van modelberekeningen. De concentraties van cadmium en zink zijn sterk aan elkaar gerelateerd en bepalen samen de verontreinigingsgraad. Daarnaast zijn op de meest verontreinigde locaties ook de arseengehalten sterk verhoogd. De effecten van arseen zijn nog onduidelijk: de beschikbaarheid in het CaCl<sub>2</sub>-extract is laag, maar arseen bioaccumuleert wel sterk in de regenwormen. De focus in het onderzoek lag echter bij cadmium en zink, en arseen werd verder buiten beschouwing gelaten.

Het onderzoek heeft duidelijk gemaakt dat er op de meest verontreinigde locaties in het stroomgebied van de Dommel ecologische risico's bestaan. Het grootste risico is dat van doorvergiftiging van cadmium in het voedselweb via regenwormen. Ook voor weidevogels als grutto en wulp zou dit risico kunnen bestaan, hoewel het gebied met zijn kleine kavels minder geschikt is voor deze soorten. Naast doorvergiftiging zijn bij hoge verontreinigingsgraad directe effecten mogelijk op regenwormenpopulaties en op de vegetatie.

De risico's doen zich in ieder geval voor bij de meest sterke verontreiniging met cadmium en zink (en arseen) in het gebied. Deze plekken vinden we vooral in het natuurtype moeras en nat schraalgrasland bij totaalconcentraties vanaf ca. 25 mg/kg cadmium en ca. 700 mg/kg zink in standaardbodem (tabel 17). Dit zijn echter tamelijk ruwe grenzen, het risico hangt namelijk mede af van de zuurgraad (pH). Daarom kan men ook grenzen hanteren voor de biologisch beschikbare concentraties, d.w.z. extraheerbaar met 0,01 M CaCl<sub>2</sub>. Deze zijn respectievelijk circa 10 mg Cd/kg en 250 mg Zn/kg voor een ernstig ecologisch risico.

Het onderzoek maakt tevens duidelijk dat de risico's in het gebied geschat kunnen worden door berekening van biologisch beschikbare bodemconcentraties of concentraties in regenwormen en gewas, op basis van lokale bodemeigenschappen en cadmium en zink gehalten. Algemene rekenregels tussen deze parameters geven goede voorspelbaarheid voor het Dommeldal, en op basis van dit onderzoek zijn waarschijnlijk zelfs specifieke relaties af te leiden voor het overstromingsgebied.

Het onderzoek toont ook aan dat er plekken zijn waar de risico's klein tot verwaarloosbaar zijn (tabel 17). Dit zijn locaties met minder dan ongeveer 2 mg/kg totaal cadmium en minder dan 100 mg/kg totaal zink in standaardbodem (met 0,01M CaCl<sub>2</sub> extraheerbaar gehalte <0,2 mg Cd/kg en <10 mg Zn/kg).

In het gebied met tussenliggende cadmium- en zinkconcentraties zijn de ecologische risico's niet eenduidig. In chronische bioassays werden geen effecten gevonden, maar bij enkele locaties werden wel matige effecten waargenomen bij de screening met watervlooien. Ook op basis van modelberekeningen is het goed mogelijk dat bij intermediaire concentraties van cadmium doorvergiftiging kan optreden.

Tabel 17 Samenvatting resultaten.

Groen = geen overschrijding, effect of risico; geel = matig(e) overschrijding, effect of risico; rood = ernstig(e) overschrijding, effect of risico.

Code	Totaalgehalten (gestand.)		Beschikbare gehalten (0,01M CaCl <sub>2</sub> )		Watervlo	Springstaart	Plant	Regenworm	Populatie-effecten Zn regenworm	Bioaccumulatie Cd regenworm veld	Bioaccumulatie planten veld	Doorvergiftiging Cd spitsmuis	Doorvergiftiging Cd steenuil	Doorvergiftiging Cd das	Doorvergiftiging grazers
	Cd	Zn	Cd	Zn	Effect?	Effect?	Effect?	Effect?	Mate	Mate	Mate	Mate	Mate	Mate	Mate
BG1	0,8	97	0,1	6,8	-	-	-	-							
EB1	1,1	88	0,2	7,8	±	-	-	-							
VS1	3,8	182	0,0	1,4	-	-	-	-							
MO7	3,9	203	0,0	1,3	-	-	-	-							
VS3	4,5	228	0,8	34,2	±	-	-	-							
BG8	4,6	209	0,9	27,0	-	-	-	-							
EB3	5,2	265	2,9	108,4	-	-	-	-	pH-effect						
BG7	10,9	443	0,2	3,6	-	-	-	-							
EB5	15,0	482	6,5	149,6	±	-	-	-							
MO6	16,9	784	0,9	57,0	±	-	-	-							
BG4	18,3	559	3,3	57,0	±	-	-	-							
VS4	25,1	705	11,1	271,6	+	±	+	-							
MO4	30,0	1249	11,3	270,3	+	-	-	-							
MO3	63,6	840	8,5	64,9	+	-	+	+							
VS6	102,9	1984	17,8	246,1	+	-	+	+							

De ondergrens waarbij nierschade in vogels en zoogdieren kan optreden wordt namelijk overschreden. Maar zoals eerder opgemerkt hangen de daadwerkelijke risico's sterk samen met de ruimtelijke heterogeniteit en inrichting van het gebied.

Bij bovengenoemde constatering gaan we er van uit dat de ecologische risico's voornamelijk bepaald worden door verontreinigingsgraad en bodemeigenschappen, en verder niet afhankelijk zijn van het natuur(doel)type. Dit geldt echter vooral voor potentiële risico's. Het onderzoek toonde ook aan dat moeras en vochtig schraalgrasland meer verontreinigd waren dan bloemrijk grasland en elzenbroekbos. Het is onduidelijk of dit overal in het gebied zo is. Ook vond veldvalidatie (van bioaccumulatie in wormen) alleen plaats in de natuurtypen bloemrijk grasland en vochtig schraalgrasland. We weten minder goed of er ook werkelijke risico's zijn in het moeras en het elzenbroekbos. Met name moeras is een natter natuurtype dat hier vooral beschouwd is als landbodem. Met name in moeras kan sulfidevorming resulteren in verminderde beschikbaarheid van cadmium en zink en daarmee lagere risico's. Ook komen in moeras en elzenbroekbos waarschijnlijk minder wormen en minder predatoren van wormen voor dan in bloemrijk grasland en nat schraalgrasland. Aan de andere kant kan in bos opname van cadmium in de schors van bomen optreden. Organismen die schors van wilgen eten, bijvoorbeeld bevers, krijgen zo veel cadmium binnen. Bevers komen echter niet in het Dommeldal voor.

#### *Aanbevelingen aanvullende risicobeoordeling*

Verdere validatie van modelmatig voorspelde doorvergiftigingsrisico's kan plaatsvinden door het meten van cadmium in de nieren van kleine zoogdieren in het overstromingsgebied. Ook is om de risico's in het Dommeldal nader te bepalen meer inzicht in de heterogeniteit van de cadmiumverontreiniging noodzakelijk, gecombineerd met ruimtelijk informatie over de verspreiding van habitats.

Daadwerkelijke effecten op flora en fauna kunnen worden onderzocht door middel van veldinventarisaties.

Ondanks een vermeende lage beschikbaarheid op basis van  $\text{CaCl}_2$  extractie is aangetoond dat arseen sterk accumuleert in regenwormen in het veld. De betekenis hiervan is vooralsnog onduidelijk en dit vraagt om een nadere risicobeoordeling.

Aanvullende veldwaarnemingen worden aanbevolen om de hier gepresenteerde modelberekeningen voor doorvergiftiging van hogere dieren te valideren. Daarbij dient te worden opgemerkt dat de spreiding tussen de verontreiniging op de locaties groot is, wat kan duiden op een belangrijke ruimtelijke heterogeniteit. Een uitgebalanceerde bemonstering zou hier meer inzicht in kunnen verschaffen, met tevens inzicht waar de risico's zich op gebiedsniveau daadwerkelijk voordoen en waar in mindere mate. Met BERISP zou in de toekomst ook het effect van deze ruimtelijke heterogeniteit op bioaccumulatie in de steenuil kunnen worden geanalyseerd, evenals de effectiviteit van bepaalde inrichtingsmaatregelen om deze risico's te verminderen.

## **9.2 Opschaling naar gebiedsniveau**

Voor de opschaling en doorvertaling van de resultaten naar het hele Dommeldal is allereerst noodzakelijk om inzicht te krijgen in de bodemconcentraties in het overstromingsgebied en de ruimtelijke verdeling over de verschillende natuurtypen. Vervolgens kunnen deze gehalten gekoppeld worden aan de globale risicogrenzen voor geen, verhoogde en ernstige risico's die in paragraaf 9.1 zijn afgeleid. Daarmee wordt duidelijk in welke gebieden problemen verwacht kunnen worden. Vervolgens kunnen voor deze gebieden mogelijk maatregelen getroffen worden om de verontreiniging te verminderen of het effect van de verontreiniging tegen te gaan. Mogelijke maatregelen zijn genoemd in paragraaf 8.4.1 en 8.4.2 en worden in paragraaf 9.3 uitgewerkt voor het Dommeldal.

De opschaling beperkt zich vooralsnog tot het gebied tussen de Belgische grens en de Dommelbeemden. Verder stroomafwaarts zijn geen gehalten in het overstromingsgebied bekend. Op basis van de gehalten in de Dommelbeemden en de Moerkuilen en de geconstateerde afname van de gehalten in stroomafwaartse richting lijkt het er op dat de gehalten stroomafwaarts

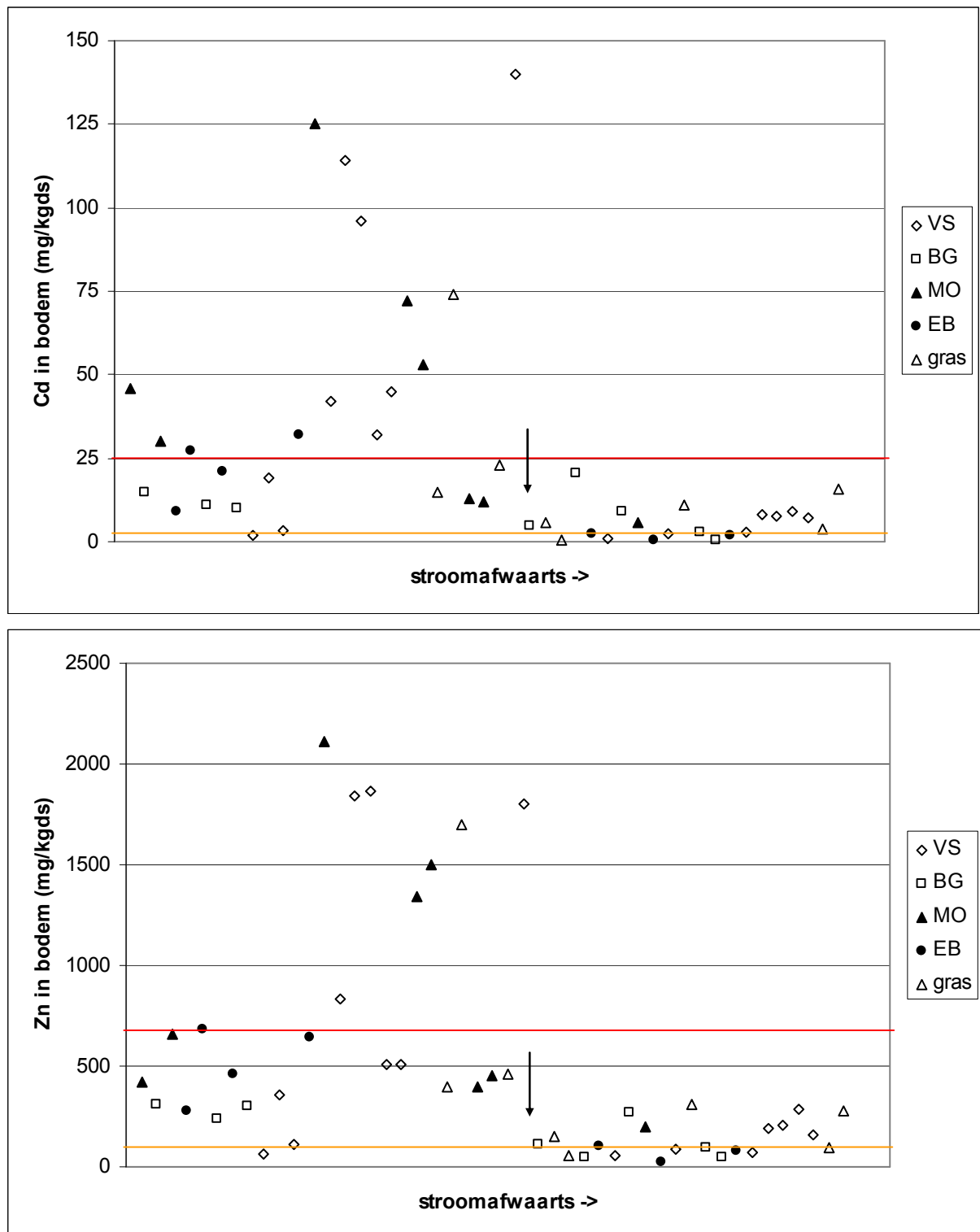
van de Dommelbeemden niet of nauwelijks verhoogd zullen zijn, maar het wordt aanbevolen dit door middel van metingen te verifiëren.

Alle gegevens over metingen van bodemgehalten in het overstromingsgebied zijn geïntegreerd en opgenomen op de GIS-cd. Lang niet voor alle locaties zijn beschikbare gehalten bepaald. Voor de ruimtelijke doorvertaling van risicogrenzen worden daarom totaalgehalten gebruikt. In totaal blijken 47 metingen van totaalgehalten in de bodem te zijn uitgevoerd in het overstromingsgebied. Dit betreffen de 30 locaties uit het huidige onderzoek, alsmede 17 locaties uit AquaTerra onderzoek (Poot et al., 2007; Bleeker en Van Gestel, 2007) en Runhaar & Jansen (2004)<sup>7</sup>. In figuur 21 a en b zijn deze bodemgehalten voor respectievelijk cadmium en zink weergegeven, waarbij de locaties zijn gerangschikt in stroomafwaartse volgorde. Hierbij is tevens een onderscheid gemaakt in natuurtype. Behalve de in het huidige onderzochte vier natuurtypen zijn ook bemonsteringen uitgevoerd in grasland dat in agrarisch gebruik is. Deze worden in de figuren aangeduid als 'gras'. Daarnaast zijn in de figuren de globale waarden voor geen, verhoogde en ernstige risico's die in paragraaf 9.1 zijn afgeleid aangegeven.

Uit de figuren en in combinatie met de GIS-kaarten zijn diverse zaken af te leiden. De meeste metingen zijn uitgevoerd in graslanden (nat schraalgrasland, bloemrijk grasland of in agrarisch gebruik zijnd grasland). Dit hangt samen met het onderwerp van de onderzoeksprojecten, namelijk de mogelijke landbouwkundige risico's voor runderen. In grote lijnen nemen de concentraties af in stroomafwaartse richting. De hoogste concentraties worden gemeten in het gebied voordat de Keersop bij de Dommel komt (dit punt is in de figuren met een pijl aangegeven). Opvallend is echter dat er vlak voor dat punt hoge tot zeer hoge concentraties worden gemeten. Uit nadere bestudering van de GIS-kaarten blijkt dat dit met name een klein gebiedje vlakbij de Malpiebeemden, nabij het Meelbergsvan betreft. Dit gebiedje is zeer intensief onderzocht en hier worden hoge gehalten aangetroffen, tot meer dan 100 mg Cd/kg ds. Dergelijke hoge gehalten zijn verder alleen aangetroffen in VS6 in het gebiedje 'Elshouters', op het punt vlak voordat de Keersop bij de Dommel komt. In de rest van de locaties vlakbij de Malpiebeemden en het overstromingsgebied worden wel hoge gehalten cadmium aangetroffen maar deze blijven onder de 50 mg Cd/kg d.s.

---

<sup>7</sup> De resultaten uit rapport Römken et al (2006) en Rietra & Römken (2007) zijn niet meegenomen omdat daar geen totaalgehalten zijn gemeten maar uitsluiten gehalten in het 0,43M HNO<sub>3</sub> extract. Deze onderzoeken hebben plaatsgevonden in de Malpiebeemden. De concentraties in het HNO<sub>3</sub>-extract lagen tussen 5 en 123 mg Cd/kg d.s. en 115 en 1992 mg Zn/kg d.s. Deze liggen in dezelfde orde grootte als de totaalgehalten en veranderen de conclusies niet.



Figuur 21 Aangetroffen totaalgehalten in de bodem voor cadmium (boven) en zink (onder). De monsters zijn in stroomafwaartse richting gerangschikt. De pijl geeft het punt aan waar de Keersop bij de Dommel komt. De oranje en rode lijn geven de in paragraaf 9.1 afgeleide globale risicogrenzen aan. Bij gehalten onder de oranje lijn wordt geen risico verwacht, tussen de oranje en rode lijn verhoogd risico en boven de rode lijn ernstig risico.

De hoogste gehalten worden aangetroffen in Nat schraalgrasland en Moeras. Echter, dit hangt deels samen met de verhoogde inspanning in het bovengenoemde sterk verontreinigde gebiedje vlakbij de Malpiebeemden, waar beide natuurtypen worden aangetroffen. In dit gebiedje is geen Bloemrijk Grasland bemonsterd, wel een locatie in Elzenbroekbos (EB4). Hier zijn wel sterk verhoogde gehalten aangetroffen, maar minder extreem hoog. Verder kan geconstateerd worden dat voor Bloemrijk Grasland de gehalten cadmium en zink over het algemeen wat lager zijn. Deze verschillen lijken echter eerder een afgeleide van de ruimtelijke ligging: Moeras komt vaker in het zuidelijk deel van het Dommeldal voor, Bloemrijk Grasland meer in het noordelijk deel.

In figuur 21 zijn de globale risicogrenzen aangegeven die in paragraaf 9.1 zijn afgeleid uit de resultaten van het Triade onderzoek. In het gehele gebied ten zuiden van het samenkomen met de Keersop zijn risico's. Ernstige risico's kunnen met name verwacht worden in deelgebieden van het stroomgebied nabij de Malpiebeemden en bij de samenkomst met de Keersop (o.a. Elshouters). Er is bekend dat dit gebied zeer regelmatig wordt overstroomd. Na het samenkomen met de Keersop zijn de concentraties lager en daarmee de risico's ook. Op een groot deel van de plekken is er geen risico, op sommige plekken mogelijk matige effecten. Dat de gehalten cadmium en zink en daarmee de risico's na Eindhoven minder zijn, heeft te maken met het feit dat de Dommel vlak voor Eindhoven wordt gesplitst in een afwateringskanaal dat uitkomt op het Beatrixkanaal en de Dommel die door Eindhoven stroomt. Omdat slechts 10% van het oorspronkelijke Dommelwater via de Dommel door Eindhoven wordt geloofd en in en rondom Eindhoven wordt gevoed door schonere stromen als de Kleine Dommel en de Tongelreep en door gezuiverd afvalwater, is de waterkwaliteit na Eindhoven veel beter (pers. comm. E. Kessels, ABdK).

Bij bovenstaande de beoordeling en doorvertaling op gebiedsniveau dienen enkele kanttekeningen geplaatst te worden. Allereerst dient gerealiseerd te worden dat het overstromingsgebied zeer groot is. Met dat in het achterhoofd is de meetinspanning zeer beperkt geweest en speelt de trefkans ook een rol. Sommige deelgebieden zijn bijvoorbeeld veel intensiever onderzocht dan andere. De aangetroffen concentraties vormen dan ook slechts een indicatie voor de verontreinigingsgraad van een deelgebied. Aanvullende metingen geven meer zekerheid om te verifiëren of de concentratiesniveaus structureel zijn of incidentele uitschieters naar boven of naar beneden.

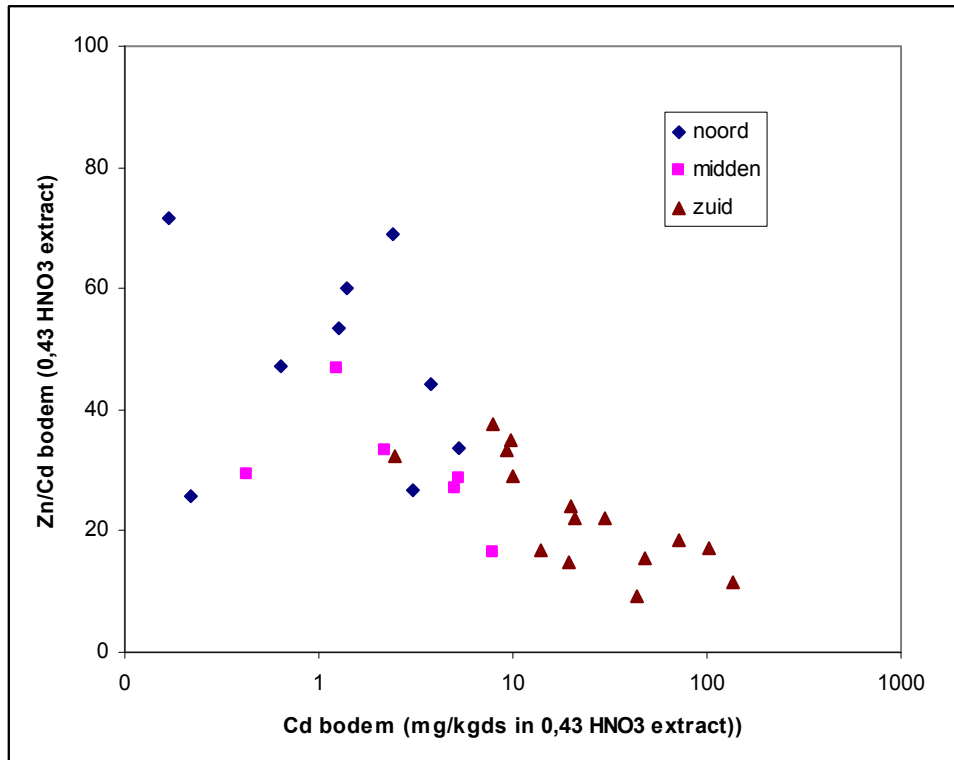
De in het Triade-onderzoek afgeleide risicogrenzen zijn gebaseerd op metingen aan individuele monsters, dat wil zeggen bij blootstelling aan één concentratieniveau. Echter, de verontreiniging is heterogeen verdeeld. Dit blijkt onder andere uit het feit dat, ondanks dat de concentratieniveaus in grote lijnen afnemen in stroomafwaartse richting, er in het zuidelijk deel van het Dommeldal ook op enkele plekken lage gehalten cadmium en zink worden aangetroffen en in het noordelijk gedeelte op enkele plekken hoge tot matig hoge gehalten. Waarschijnlijk spelen lokale verschillen in hoogteligging, de positie van kades en/of dijken, overstromingsfrequentie en – patroon en de daarmee samenhangende afzetting van slib een rol. Deze heterogeniteit is van betekenis voor ecologische risico's. Met name hogere organismen halen hun voedsel uit een groter gebied, mogelijk ook van buiten het overstromingsgebied. Hierdoor wisselt de blootstelling in de tijd en ruimte. Ook voor planten, die een vaste standplaats hebben, kan de blootstelling in de tijd variëren doordat verschillen in hydrologie, temperatuur en dergelijke de beschikbaarheid veranderen. De afgeleide risicogrenzen vormen daarom een globale indicatie voor deze risico's.

Naast verontreiniging speelt ook de hoeveelheid nutriënten een rol bij de mogelijkheden voor natuurontwikkeling. De vegetatie in het overstromingsgebied nabij de Malpiebeemden kenmerkt zich door een hoge primaire productie. Voor een goede natuurontwikkeling is daarom ook beperking van de nutriëntenrijkdom nodig.

Overstroming levert vlakbij de Malpiebeemden en in de Dommelbeemden geen problemen op voor de flora en fauna (Runhaar & Jalink, 2007). Alleen op enkele stukken vlakbij de Malpiebeemden is het overstromingsgebied smal door bedijkte landbouwgronden. Hierdoor zijn de vluchtmogelijkheden voor fauna beperkt.



Rietra & Römken (2007) hebben geconstateerd dat de Zn/Cd verhoudingen nabij de Malpiebeemden verschillen van de overige overstromingsgebieden langs de Dommel. Dit is voor de metingen in het kader van het Triade-onderzoek uitgewerkt in figuur 22 voor het gebied tussen de grens en de Dommelbeemden bij St. Oedenrode.



### 9.3 Risicoreducerende beheersmaatregelen

In bijlage 20 (§20.4) zijn een groot aantal maatregelen beschreven waarmee de ecologische risico's van bodemverontreiniging met metalen verminderd kunnen worden. Voor het overstromingsgebied van de Dommel wordt op basis van de onderzoeksresultaten aanbevolen zulke maatregelen met name af te stemmen op het beperken van de doorgifte van cadmium in regenwormenvoedselketen om doorvergiftiging te voorkomen van hogere dieren die wormen eten. Het soort inrichtings- en beheersmaatregelen voor het Dommelgebied is in te delen in de volgende categorieën (zie tabel 18):

- Beperken van de aanvoer van nieuwe verontreinigingen
- Verminderen van de verontreinigingsgraad ter plekke.
- Verminderen van de biologische beschikbaarheid van de verontreinigingen.
- Verkleinen van de contactkans van organismen met de bodemverontreiniging.

In samenspraak tussen de onderzoekers en de begeleidingsgroep van het project zijn de volgende maatregelen voor het Dommeldal als meest kansrijk geïdentificeerd. Dit zijn:

- De aanvoer en afzetting van verontreinigd slib beperken. Enige tijd geleden is in België vlak voor de Nederlandse grens reeds een **slibvang** in de Eindergatloop geplaatst.
- De **zuurgraad laag houden** (pH hoog) om de beschikbaarheid te beperken. Dit kan bijvoorbeeld door kwel te herstellen. Kwelwater gaat zuurvorming tegen, spoelt verontreinigingen uit de bodem en zorgt ook nog eens voor bijzondere vegetatie. Bekalken lijkt in natuurgebieden minder zinvol omdat dit vaak herhaald moet worden en dit de natuurlijke vegetatie aan kan tasten.
- **Vernatten**. Dit verlaagt de biologische beschikbaarheid van cadmium en zink in de bodem. Punt van aandacht vormt echter arseen, waarvan bekend is dat de beschikbaarheid juist toeneemt bij vernatting.
- Op sterk verontreinigde plekken **natuurtypen zonder regenwormen plannen**, bijvoorbeeld moeras. Moeras zorgt tevens voor bovengenoemde vernatting. Langdurige en diepe overstroming in de zomer van andere natuurtypen moet juist worden voorkomen, omdat dit zeer nadelig is voor de minder mobiele fauna zoals regenwormen, muizen en kleine in de bodem levende fauna bijvoorbeeld insectenlarven.
- **Verruigen** van terreinen, met name op sterk verontreinigde stukken in grasland. Door hoger gras te laten groeien wordt het voor vogels en zoogdieren moeilijker om wormen en muizen te verzamelen en zullen ze uitwijken naar minder vervuilde stukken om te foerageren.
- Zorgen voor **alternatieve foeragemogelijkheden voor wormeneters**. Dassen eten bijvoorbeeld ook graag maïs, dus landbouwpercelen rondom verontreinigd natuurgebied kunnen in gevallen de blootstelling van dieren aan cadmium doen afnemen.
- **Begrazing beperken**. Om cadmiumschade te voorkomen wordt langdurige begrazing door vee in het overstromingsgebied afgeraden. Het orgaanvlees van vee dat in het overstromingsgebied heeft ge graasd moet niet geconsumeerd worden.

Maaien en afvoeren van vegetatie is in theorie ook nog een optie. Hierdoor wordt de voedselrijkdom beperkt, hetgeen gunstig is voor natuurontwikkeling. De invloed op het verontreinigingsniveau is echter beperkt doordat de verontreiniging op deze wijze pas na tientallen tot honderden jaren verdwenen zal zijn. Daarnaast kan het lastig zijn om sterk met zware metalen verontreinigd maaisel te mogen afvoeren.

Bij de huidige stand van de wetenschap is het moeilijk aan te geven hoe effectief de genoemde maatregelen of een combinatie daarvan de ecologische risico's verminderen, zeker niet in kwantitatieve zin. De effectiviteit zal ook per gebied en per locatie verschillen. Het pakket maatregelen dat voor een gebied wordt uitgekozen en de verdere invulling daarvan betreft altijd maatwerk. Sowieso is met maatregelen die de risico's van verontreinigingen in natuurgebieden verminderen nog weinig ervaring opgedaan. Ook om deze reden zal het zeer nuttig zijn om de effectiviteit hiervan in de toekomst te monitoren.

Overigens is het spectrum aan mogelijke risicoreducerende maatregelen bij een bestemming van de grond voor natuurontwikkeling groter dan bij een landbouwbestemming, waar men min-

der aan de inrichting kan veranderen (denk aan vernatting). En in tegenstelling tot een bestemming van grond voor de landbouw heeft men bij natuurontwikkeling ook minder te maken met risico's van cadmium in voedselketen naar de mens.

Tabel 18 Geschiktheid van beheersmaatregelen voor het omgaan met metaalverontreinigingen in het Dommeldal.

Maatregel	Geschiktheid Dommeldal	Prognose
<i>Nieuwe verontreiniging voorkomen</i>		
Baggeren	voorkomt verdere nalevering uit sediment, maar is kostbaar om op gebiedsschaal toe te passen	lokaal geschikt op locaties waar ernstige waterboderverontreinigingen aanwezig zijn
Slibvang	lijkt te werken voor Logtse baan; reeds aangebracht in Einder-gatsloop.	kansrijk
Vergroten overstroomd oppervlak <sup>8</sup>	zeer locatie-afhankelijk: leidt tot lagere verontreinigingsgehalten over groter gebied; diepte van overstroming (extra stressfactor) zal bij vergroten van overstromingsoppervlak ook afnemen	lokaal geschikt: niet geschikt voor overstromingsgevoelige natuurtypen
Beïnvloeden stromings- en sedimentatiepatroon	enkel mogelijk in gebieden waar voldoende gebiedseigenwater aanwezig is om een gradiënt te kunnen bewerkstelligen	lokaal mogelijk geschikt
Overstroming voorkomen door kades, wallen e.d.	geschikt voor zeer kwetsbare natuurgebieden (gevoelig voor verontreiniging en/of overstroming)	mogelijk lokaal; te overwegen is om tijdelijke kades op te werpen bij overstromingsrisico's om landschappelijke waarden te behouden buiten risicoperiodes
Bovenstrooms afvoerpieken dempen	vraagt om een integrale gebiedsaanpak; kostbaar, wel effectief	kansrijk

<sup>8</sup> randvoorwaarde: langdurige overstroming in de zomer voorkomen. In dit seizoen zijn veel soorten het kwetsbaarst (groeiseizoen voor planten en aanwezigheid jonge dieren). Daarnaast is de temperatuur tijdens de zomer gemiddeld het hoogst, wat voor een verhoogde beschikbaarheid van cadmium en zink kan zorgen.

Vervolg tabel 18: Geschiktheid van beheersmaatregelen voor het omgaan met metaalverontreinigingen in het Dommeldal.

Maatregel	Geschiktheid Dommeldal	Prognose
<i>Reductie risico's</i>		
Afgraven/afplaggen Verplaatsten grond	Mogelijk een oplossing voor zeer verontreinigde plekken. Echter, zeer ingrijpend als er al natuur aanwezig is. Mogelijk pH-verlaging die metalen beschikbaarer maakt. Duur.	Sporadisch bruikbaar. Ontstaan natuur zal tijd vergen.
Afdekken	Mogelijk een oplossing voor zeer verontreinigde plekken. Echter, tamelijk ingrijpend als er al natuur aanwezig is. Ophoging leidt tot ander overstromingsregime. Relatief duur?	Sporadisch bruikbaar. Ontstaan natuur zal tijd vergen.
Bekalken	Schijnt te werken op voormalige landbouwgronden. Minder geschikt voor natuur doordat het de plantengemeenschap verandert. Arseen verhoogd beschikbaar? Niet geschikt bij regelmatige overstroming.	Locaal geschikt op de minder natte gronden. Moet regelmatig worden herhaald.
Maaien en afvoeren (fytoremediatie)	Aanplanten wilgen en later afvoeren verwijdert cadmium. Gras maaien geschikt voor grasland natuurdoeltypen? Minder ingrijpend in natuurgebieden.	Niet geschikt voor natuurgebied. Verlaging gehalten metalen in de bodem vergt tientallen tot honderden jaren. Wel geschikt voor het afvoeren van nutriënten.
Baggeren	Mogelijkheid om de waterbodempkwaliteit te verbeteren. Leidt tevens tot minder nieuwe verontreiniging?	Heeft indirect en pas op lange termijn invloed op landbodem.
Vernatten	Mogelijkheid om metalen minder beschikbaar te maken. Werkt alleen als bodem niet periodiek droog valt. Mobiliteit arseen wordt verhoogd.	Kan op korte termijn worden toegepast. Geschikt voor natuur.
Beïnvloeden kwelflux	Kwel herstellen kan mogelijk leiden tot uitspoeling van metalen.	Kan lokaal worden toegepast. Sluit aan bij herstel natuurlijke kwel.
Verandering gebruik/natuurtype	Omzetten in bos leidt tot verlaging beschikbaarheid arseen. Niet doen bij grote Cd- en Zn-vervuiling; beschikbaarheid neemt juist toe.	Biedt aanknopingspunten voor arseenverontreiniging.
Riscoreducerende inrichting	Erg geschikt bij reduceren effecten op hogere dieren van met name Cd. Dus juist geschikt voor Dommeldal. Met ruimtelijk model kan een specifiek gebied anders worden ingericht.	Biedt vele aanknopingspunten op middellange termijn.

## 10 Referenties

Referenties in de bijlagen zijn opgenomen in bijlage 21

AquaSense (2002) Toxiciteit van stoffen in waterbodems. Een evaluatie van gegevens over bioassays met *Daphnia magna*, *Chironomus riparius* en *Vibrio fischeri* (Microtox) ten behoeve van het Nader Onderzoek. In opdracht van: RIZA. AquaSense rapportnummer 02-1682.

Bal, D., H.M. Beije, M. Fellingner, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal & F.J. van Zadelhof (2001). Handboek Natuurdoeltypen. Tweede, geheel herziene versie. Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuur en Visserij, Wageningen.

Bleeker, E.A.J. & C.A.M. van Gestel. (2007). Effects of spatial and temporal variation in metal availability on earthworms in floodplains of the river Dommel, The Netherlands. *Environmental Pollution* 148: 824-832.

Bloem, J. en P.R. Bolhuis (2006). Thymidine and leucine incorporation to assess bacterial growth rate. In: *Microbiological Methods for Assessing Soil Quality*. Editors J. Bloem, A. Benedetti & D.W. Hopkins. p142-149. CABI, Wallingford, UK.

Brink, N. van den, L. Bonten, P. Römken & J. van der Pol (2007). De invloed van veranderingen in bodemeigenschappen op de blootstelling van hogere organismen aan verontreinigingen. Effecten van inrichting, beheer en veranderend landgebruik. Rapport nr. 1556, Alterra, Wageningen.

Cormont, A., J.M. Baveco & N.W. van den Brink (2006). Effects of spatial foraging behaviour on risks of contaminants for wildlife. Breaking ecotoxicological restraints in spatial planning (BER-ISP): the development of a spatially explicit risk assessment. Rapport nr. 1369, Alterra, Wageningen.

Faber, J.H., J.J.C. van der Pol, T.C. Klok, P.F.A.M. Römken, J. Lahr, Y. Wessels, M.A. van der Leemkule, K. Spaan, H.R.G. de Ruiter & J.H. de Jong (2004). Kwetsbaarheid en kansrijkdom van natuurdoelen op verontreinigde bodems. Van eco(toxico)logische expertise naar een beslissingsondersteunend system (pilot studie). Rapport nr. 906, Alterra, Wageningen.

Gestel, C.A.M. van, E.M. Dirven-van Breemen & J.W. Kamerman. (1992). Beoordeling van gereinigde grond. IV. Toepassing van bioassays met planten en regenwormen op referentiegronden. Rapport nr. 216402004, RIVM, Bilthoven.

Gestel, C.A.M. van, J.J. van der Waarde, J.G.M. Derksen, E.E. van der Hoek, M.F.X.W. Veul, S. Bouwens, B. Rusch, R. Kronenburg & G.N.M. Stokman (2001). The use of acute and chronic bioassays to determine the ecological risk and bioremediation efficiency of oil-polluted soils. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20(7): 1438–1449.

Harmsen, J., A. van den Toorn en A.J. Zweers, (2005). Natuurlijke immobilisatie van zware metalen in de Roeventerpeel. Alterra-rapport 1125

- Hobbelen, P.H.F., J.E. Koolhaas & C.A.M. van Gestel. (2006). Bioaccumulation of heavy metals in the earthworms *Lumbricus rubellus* and *Aporrectodea caliginosa* in relation to total and available metal concentrations in field soils. *Environmental Pollution* 144: 639-646.
- ISO (1998). Soil quality – Effects of pollutants on earthworms (*Eisenia fetida*). Part 2: Determination of effects on reproduction. International standard 11268-2, International Organization for Standardization (ISO), Genève, Zwitserland.
- ISO (1999). Soil quality - Inhibition of reproduction of Collembola (*Folsomia candida*) by soil pollutants. International standard 11267, International Organization for Standardization (ISO), Genève, Zwitserland.
- ISO (2005). Soil quality - Determination of the effects of pollutants on soil flora - Part 2: effects of chemicals on the emergence and growth of higher plants. International standard 11269-2, International Organization for Standardization (ISO), Genève, Zwitserland.
- Jongbloed, R.H., T.P. Traas & R Luttik, (1996). A probabilistic model for deriving soil quality criteria based on secondary poisoning of top predators. II. Calculations for Dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) and Cadmium. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 34, 279-306.
- Klok, C. (2007). Population growth and development of the earthworm *Lumbricus rubellus* in a polluted field soil, and possible consequences for the godwit. In Posthuma, L., Vijver, M (Eds.), Validation report Ecotoxicological models for Dutch environmental policy. Models to be addressed in the Simulation Program Systems-Oriented Ecotoxicological Research (NWO/SSEO). RIVM report, 79-80.
- Klok, C., J. Faber, G. Heijmans, J. Bodt & A. van der Hout (2007). The influence of clay content and acidity of soils on development in the earthworm *Lumbricus rubellus* and its population level consequences. *Biology and fertility of soils* 43: 549-556.
- Klok, C. Combined effects of earthworm density and zinc on population growth in *Lumbricus rubellus* (submitted)
- Lange, H.J. de, J.J.C. van der Pol, J. Lahr & J.H. Faber (2006). Ecological vulnerability in wildlife. A conceptual approach to assess impact of environmental stressors. Rapport nr. 1305, Alterra, Wageningen.
- Ma, W.C. (2004). Estimating heavy metal accumulation in oligochaete earthworms: a meta-analysis of field data. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 72: 663-670.
- Ma, W.C., C. Klok, J. Kros, W. de Vries (2005). ECOTOX, een DSS-module voor locatiespecifieke risicobeoordeling van verontreiniging in natuurterreinen. Alterra rapport 1239.
- Mesman, M., A.J. Schouten, M. Rutgers en E.M. Dirven-van Breemen, 2007. Handreiking TRI-ADE: Locatiespecifiek ecologisch onderzoek in stap drie van het Saneringscriterium. Rapport 711701068/2007, RIVM. Bilthoven.
- Poot, A., F. Gillissen & A.A. Koelmans (2007). Effects of flow regime and flooding on heavy metal availability in sediment and soil of a dynamic river system. *Environmental Pollution* 148 (3): 779 - 787.
- Postma, J.F., C.M. Keijzers, J.J.C. van der Pol, J.H. Faber en A.C. Belfroid (2001). Ecotoxicologisch en milieuchemisch onderzoek naar de risico's op de overgang water - oever - land. Sliedrechtse Biesbosch 2000 - In opdracht van: Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling / RIZA. AquaSense Rapportnummer 1639.

Rietra, R.P.J.J., P.F.A.M. Römkens, J. Japenga (2004). Cadmium en zink in de bodem en landbouwgewassen. Onderzoek naar relatie tussen cadmium en zinkgehalte in de bodem en in het gewas in de gemeente Cranendonck. Rapport 974, Alterra, Wageningen.

Rietra R.P.J.J., P.F.A.M. Römkens & J. Japenga (2005). Cadmium en zink in de bodem en landbouwgewassen in de Kempen 2004; vervolgonderzoek naar relatie tussen cadmium en zinkgehalte in de bodem en in het gewas in de gemeente Cranendonck. Alterra-rapport 1167, Wageningen.

Rietra, R.P.J.J., J. Japenga, L. Bouwman & P.F.A.M. Römkens (2006). Effect van bekalken op cadmiumopname door gewassen; resultaten van de veldproeven in het eerste en tweede jaar. Rapport 1297, Alterra, Wageningen UR, Wageningen.

Rietra, R.P.J.J. & P.F.A.M. Römkens, (2007). Cadmium en zink in bodem en veevoer in natuurterreinen in de Kempen. Bodem en gewasonderzoek in de Dommelbeemden, Plateaux en Kettingdijk. Rapport 1497. Alterra Wageningen.

Römkens, P.F.A.M., R.P.J.J. Rietra & F.P. Sival (2006). Cadmium in bodem en gras in het natuurgebied in en nabij de Malpiebeemden. Onderzoek naar de kwaliteit van veevoer in relatie tot gezondheidsrisico's voor grazers. Rapport 1299. Alterra, Wageningen.

Runhaar, J., J.C. Gehrels, G. van der Lee, S.M. Hennekens, W. Wamelink, W. van der Linden en P.G.B. de Louw (2002) Doelrealisatie natuur; rapportnr. 2002-26, Waternoodrapport 5, STOWA, Utrecht.

Runhaar, J. & P.C. Jansen, (2004). Overstroming en vegetatie. Vergelijkend onderzoek in 5 beekdalallocaties. Rapport 1079. Alterra, Wageningen.

Runhaar, J., G.H.P. Arts, W.C. Knol, B. Makaske & N. van den Brink (2004). Waterberging en natuur. Kennisoverzicht ten behoeve van regionale waterbeheerders. Rapport 2004-16. Stichting Toegepast Onderzoek Water (STOWA), Utrecht.

Rutgers, M. J. Spijker, A. Wintersen, L. Posthuma (2006). Ecologische effecten van bodemverontreiniging – Maatschappelijke kosten- en batenanalyse bodemsanering. Rapport 607021001/2006, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven.

Rutgers, M., C. Mulder, A.J. Schouten, J. Bloem, J.J. Bogte, A.M. Breure, L. Brussaard, R.G.M. de Goede, J.H. Faber, G.A.J.M. Jagers op Akkerhuis, H. Keidel, G.W. Korthals, F.W. Smeding, C. ten Berg, N. van Eekeren (2007). Typering van bodemecosystemen in Nederland met tien referenties voor biologische bodemkwaliteit. Rapport 607604008. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven.

Simonsen, V. & J.J. Scott-Fordsmand (2004). Genetic variation in the enzyme esterase, bioaccumulation and life history traits in the earthworm *Lumbricus rubellus* from a metal contaminated area, Avonmouth, England. *Ecotoxicology* 13: 773-786.

Smit, E.C. & C.A.M. van Gestel (1998). Effects of soil type, prepercolation, and ageing on bioaccumulation and toxicity of zinc for the springtail *Folsomia candida*. *Environmental toxicology and chemistry* 17; 6, pp. 1132-1141.

Smolders, E., G. Jansson, L. Van Laer, A. Ruttens, J. Van Gronsveld, P. Römkens, L. De Temmerman, N. Waegeneers, J. Bries (2007). Teeltadvies voor de landbouw in kader van het Interreg project BeNeKempen.

Tidepool (1995). ToxCalc programme, version 5.0.12N. Tidepool Scientific Software.

Vink, J., G. Klaver en J. Joziasse (2007). Scenario analyses Dommel : impact of sedimentation in the Dommel flood plain on heavy metal availability and bioaccumulation in flora and fauna. RWS RIZA report 2007.014.



## Bijlagen

- 1) De Triade-benadering
- 2) Veldwerkaantekeningen
- 3) Kaarten bemonsterde locaties
- 4) Monstersselectie voor chronische bioassays
- 5) Insecten: procentuele bijdrage soortsgroepen in de monsters voor metaalanalyse
- 6) Beschikbare informatie en toelichting bij de GIS-kaarten
- 7) Oppervlakte per natuur(doel)type
- 8) Fysisch - chemische analyseresultaten
- 9) Gestandaardiseerde gehalten
- 10) Beschikbare gehalten, nutriënten en pH
- 11) Resultaten bacteriële groeisnelheid (thymidine- en leucine inbouwsnelheid)
- 12) Resultaten acute toxiciteit extract bodem voor watervlo
- 13) Berekening Toxic Units voor watervlo
- 14) Resultaten overleving en reproductie springstaart
- 15) Resultaten kieming en groei planten
- 16) Resultaten overleving, groei en reproductie regenworm
- 17) Kwetsbaarheidsanalyse natuur(doel)typen
- 18) Doorvergiftiging (modellen PODYRAS en BERISP)
- 19) Populatie-effecten op regenwormen (PODYRAS)
- 20) Uitgebreide literatuurstudie
- 21) Literatuur uit bijlagen