

RIVM rapport 733007 007

**Ecotoxicologische risico's van de verspreiding  
van baggerspecie uit regionale wateren op land:  
Vervolgonderzoek naar de ecologische betekenis  
van normoverschrijding**

W. Peijnenburg, R. Franken, A. de Groot, E.  
Hogendoorn, D.T. Jager, L. Posthuma, R. Ritsema

December 2000

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het Ministerie voor Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Directoraat-Generaal voor Milieubeheer, Directie Bodem, Water, Landelijk Gebied, in het kader van project MAP-Milieu 733007, 'Waterbodems'.

## Abstract

De risico's die verbonden zijn aan het verspreiden van baggerspecie op landbodems worden momenteel ingeschat met behulp van een systeem waarbij de specie in verschillende klassen wordt ingedeeld. Deze klasse-indeling is gebaseerd op het totaalgehalte van contaminanten in de vaste fase. Er zijn echter aanwijzingen dat het totaalgehalte geen goede maat is voor het daadwerkelijk optreden van ongewenste effecten op het bodemecosysteem, zodat een fijnmaziger systeem nodig is dat wél rekening houdt met de processen die effecten modificeren, oftewel: een systeem dat die biologische beschikbaarheid verdisconteert. Een eerder ontwikkeld theoretisch raamwerk biedt de mogelijkheid om de belangrijkste beperkingen van de huidige klassen-systematiek te verbeteren. Dit betreft met name de relatie tussen de mate van normoverschrijding en de mate van daadwerkelijke effecten op ecosystemen. In dit rapport worden de resultaten beschreven van een studie die beoogd was om de belangrijke onzekerheden in de relatie tussen normoverschrijding en daadwerkelijke effecten in het veld te kwantificeren. Technisch gezien is het aantonen van effecten in het veld moeilijk uitvoerbaar, maar is het wel mogelijk om de relatie tussen gehalten aan contaminanten en effecten in het laboratorium te kwantificeren (oorzaak-gevolg analyse). Dit laatste is in de deze studie uitgevoerd. De resultaten van de studie tonen aan dat het gedrag van zware metalen en PAKs in mengsels van baggerspecie en landbodems niet wezenlijk verschilt van het gedrag in landbodems. In het algemeen zijn de beschikbare gehalten dermate laag dat de accumulatie van PAKs en metalen beperkt is, waardoor er nauwelijks of geen toxische effecten waarneembaar zijn. Aanbevolen wordt dan ook om de beoordeling van de daadwerkelijke ecotoxicologische risico's van het verspreiden van baggerspecie op landbodems te baseren op biobeschikbare gehalten in plaats van op totaalgehalten. De resultaten die in dit rapport worden gepresenteerd vormen een eerste stap in de ontwikkeling van een Beslissings-Ondersteunend Systeem (BOS) voor de beoordeling van de ecologische risico's van het op land verspreiden van baggerspecie, gebaseerd op totaalgehalten en bodemeigenschappen. Het huidige onderzoek kan gezien worden als een 1e validatie van het BOS op enkele cruciale onderdelen.

## Voorwoord

Vele personen hebben op een of andere manier bijgedragen aan het tot stand komen van dit rapport. Een speciaal woord van dank is verschuldigd aan de leden van de STOWA-begeleidingscommissie van het project REGWABO: Ir. J.J. van den Akker (Alterra), Drs. T. Bakker (RIZA), Ir. A.J. Baks (Provincie Gelderland), Ing. C. Bes (Provincie Hoord-Holland), Dr. P.J. den Besten (RIZA/WSC), Ir. C. van Bladeren (Unie van Waterschappen), Drs. J. Brils (TNO), Dr.Ir. C.A.M. van Gestel (Vrije Universiteit), Drs. J. Harmsen (Alterra), Ing. P. Hotsma (Expertise Centrum Landbouw), Ir. J. Huinink (Expertise Centrum Landbouw), Ir. R. Kampf (Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen), Ir. J. van der Plicht (Waterschap Rijn en IJssel), Drs. J. Raad (Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Bodem, Water, Landelijk Gebied), MSc. R. Schuiling (Waterschap Velt en Vecht), Dr. B. van der Wal (STOWA).

Bij de uitvoering en planning van de experimenten hebben we bijzonder veel hulp ontvangen van de volgende RIVM-ers: Rob Baerselman, Ad de Jong, Ellen Dijkman, Rens van Veen, Michiel Rutgers, Liesbet Dirven-Van Breemen, Rob van de Kamp en Carlo Strien. Tenslotte bedanken we Miriam van den Bos en Jantien Kruitbosch voor de uitvoering van de bioassays met planten en regenwormen, als onderdeel van hun stage bij het Laboratorium voor Ecotoxicologie van het RIVM.

# Inhoud

## Samenvatting 6

## Summary 7

### 1 Introductie 9

- 1.1 Probleemstelling 9
- 1.2 Naar een analyse van de ecotoxicologische betekenis van normoverschrijding 12
- 1.3 Doel van het onderzoek en aanpak 14
- 1.4 Leeswijzer 17

### 2 Materiaal en methoden 19

- 2.1 Bemonstering grond en baggerspecie 19
- 2.2 Mengmonsters van landbodem en baggerspecie 20
- 2.3 Fysisch-chemische bepalingen 21
- 2.4 Blootstellingsonderzoek 22
- 2.5 Bepaling interne concentraties 24
- 2.6 Toxiciteits-bioassays 25
- 2.7 Biodegradatiestudies 26
- 2.8 Statistische analyses 27
  - 2.8.1 Principale Component Analyse 27
  - 2.8.2 Partiticoëfficiënten in de bodem 28
  - 2.8.3 Opname in de organismen 28
  - 2.8.4 Modellerings plantengroei en metaal/PAKs opname door sla 30

### 3 Resultaten 33

- 3.1 Eigenschappen vaste fase 33
  - 3.1.1 Bodemeigenschappen 33
  - 3.1.2 Metaalconcentraties in de vaste fase 34
  - 3.1.3 PAK-concentraties in de vaste fase 34
  - 3.1.4 Klasse-indelingen 35
- 3.2 Metaal- en PAK-concentraties in poriewater 36
- 3.3 Partiticoëfficiënten 37
  - 3.3.1 Metalen 37
  - 3.3.2 PAKs 39
- 3.4 Opname-bioassays 40
  - 3.4.1 Regenwormen – *Eisenia andrei* 40
    - 3.4.1.1 Prestaties van de organismen 40
    - 3.4.1.2 Metaalaccumulatie 41
    - 3.4.1.3 Lichaamsconcentraties van PAKs 51
  - 3.4.2 Metaalopname in de regenwormen *Lumbricus rubellus* en *Aporrectodea caliginosa* 53
  - 3.4.3 Metaalopname door de potworm *Enchytraeus crypticus* 55
    - 3.4.3.1 Prestaties van de organismen 55
    - 3.4.3.2 Metaalaccumulatie 56
  - 3.4.4 Metaalopname door de keverlarve *Tenebrio molitor* 61
  - 3.4.5 Metaal- en PAK-opname door de slaplant *Lactuca sativa* L. 63
    - 3.4.5.1 Algemeen 63
    - 3.4.5.2 Metaalaccumulatie 64
    - 3.4.5.3 PAK-opname door de slaplant *Lactuca sativa* L. 66
- 3.5 Toxiciteits-bioassays 67
- 3.6 Afbraakexperimenten PAKs 69
  - 3.6.1 Algemeen 69
  - 3.6.2 Resultaten 69

**4 Discussie 73**

4.1 *Bodemeigenschappen en metaal- en PAK-concentraties* 73

4.2 *De relatie tussen partiticoëfficiënten en opname* 74

4.2.1 Metalen 74

4.2.2 PAKs 76

4.3 *Opname in de bioassays* 78

4.3.1 Metalen 78

4.3.2 PAKs in regenwormen 79

4.4 *Toxiciteits-bioassays en verdwijningsexperimenten* 81

**5 Conclusies 83**

5.1 *Biobeschikbaarheidsverschillen tussen bodems* 83

5.2 *Theoretisch raamwerk in relatie tot onderzoeksgegevens* 84

**Literatuur 85**

**Bijlage 1. Verzendlijst** 87

**Bijlage 2. Bodemeigenschappen: vaste fase** 89

**Bijlage 3. Metaalconcentraties: totaal gehalten in de vaste fase** 90

**Bijlage 4. PAK concentraties: vaste fase** 92

**Bijlage 5. Bodemeigenschappen: poriewater (inclusief metalen)** 93

**Bijlage 6. Bodemeigenschappen: poriewater (PAK)** 94

**Bijlage 7. Partiticoëfficiënten van de metalen, gebaseerd op totaalgehalten** 95

**Bijlage 8. Partiticoëfficiënten van de metalen, gebaseerd op CaCl<sub>2</sub>-extraheerbare gehalten** 96

**Bijlage 9. Partiticoëfficiënten van de PAKs** 97

**Bijlage 10. Organisch koolstof-genormaliseerde partiticoëfficiënten (K<sub>oc</sub>) PAKs** 98

**Bijlage 11. Opnamekarakteristieken van PAKs in *Eisenia andrei*** 99

**Bijlage 12. Biota-Substraat Bioaccumulatie Factoren (B<sub>x</sub>AF) voor opname van PAKs door *Eisenia andrei***

**102**

**Bijlage 13. Opnamekarakteristieken van metalen in *Lactuca sativa L.*** 104

## Samenvatting

Waterbodems fungeren als bezinkbak voor zwevend materiaal in oppervlaktewater, hetgeen kan leiden tot het ontstaan van verontreinigde waterbodems. Regionale wateren worden regelmatig gebaggerd, waarbij een gedeelte van de baggerspecie op het land wordt gedeponeerd. Hierdoor kan de ontvangende landbodem worden belast met in de specie aanwezige stoffen. Het huidige beleid voorziet er in dat enkel klasse 1 baggerspecie op land mag worden verspreid. De klasse-indeling die ten grondslag ligt aan de beoordeling van de kwaliteit van baggerspecie is gebaseerd op totaalgehalten. Modelberekeningen op basis van totaalgehalten hebben aangetoond dat verspreiden van specie op landbodem inderdaad kan leiden tot lokale normoverschrijding. Totaalgehalten zijn echter niet altijd maatgevend voor daadwerkelijke ecotoxicologische risico's voor ecosystemen, waardoor de vraag naar de betekenis van normoverschrijding naar voren komt. Een eerder ontwikkeld theoretisch raamwerk voor de beoordeling van de daadwerkelijke risico's van het verspreiden van baggerspecie gaat uit van een beoordeling op basis van biobeschikbare gehalten. Om dit raamwerk te onderbouwen zijn partitie- en accumulatie-experimenten met metalen en PAKs uitgevoerd, zijn een aantal toxiciteits-bioassays uitgevoerd en is gekeken naar de snelheid waarmee PAKs uit mengsels van baggerspecie en landbodems verdwijnen. De experimenten bevestigen dat totaalgehalten niet altijd maatgevend zijn voor het daadwerkelijk optreden van toxische effecten: zelfs het mengen van baggerspecie van klasse 4 met landbodem leidt nauwelijks of niet tot extra accumulatie en toxiciteit. Dit duidt op een beperkte biologische beschikbaarheid van de in de specie aanwezige metalen en PAKs. Dit laatste wordt bevestigd door de lage snelheid waarmee PAKs uit de mengsels verdwijnen.

Geconcludeerd wordt dan ook dat het meenemen van de aspecten biobeschikbaarheid, mengseltoxiciteit en afbraak, op de wijze zoals beschreven in dit rapport, belangrijke beperkingen van de huidige classificatie-systematiek kan ondervangen. Met dit rapport wordt een eerste aanzet gegeven tot invulling van een Beslissings-Ondersteunend Systeem voor de beoordeling van de risico's van het verspreiden van baggerspecie op land, op basis van de relatie tussen risico/toxische druk en daadwerkelijke effecten in veld-ecosystemen.

## Summary

Sediments act as deposits of suspended material from surface water, which may give rise to contaminated sediments. Regional waters are dredged on a regular basis. During dredging, part of the sediments is deposited upon the soil, which may give rise to contamination of the soil. The present Dutch policy with regard to dredging of sediments, only allows spreading of sediments of class 1 and lower on soil. The underlying system for classification of the quality of contaminated dredging material, is based upon total levels of contaminants in the solid phase. Model calculations on the basis of total levels of contaminants have shown that spreading of contaminated sediments on soils will indeed induce exceedance of local soil quality standards. Total levels, however, do not always give an indication of truly adverse effects in soil ecosystems, which leads to questions with regard to the meaning of exceedance of quality standards. A theoretical framework for judging the actually occurring risks due to spreading of contaminated sediments on soils, is based on truly bioavailable concentrations. To further substantiate the framework, partition and accumulation assays, with metals and PAHs, as well as a limited number of toxicity bioassays were carried out, and the rate of disappearance of PAHs from mixtures of sediments and soils was investigated. The experiments confirm that total levels indeed are not indicative truly occurring toxic effects: even mixing of sediment of class 4 with soil hardly gave rise to either additional accumulation of metals and PAHs, or excess toxicity. This indicates that the bioavailability of the metals and PAHs present in the sediment, is limited. This general finding is confirmed by the low rate of disappearance of PAHs from the mixtures.

It is therefore concluded that inclusion of the aspects of bioavailability, mixture toxicity, and degradation, in the way described in this report, will solve the major limitations of the current methodology of classification of contaminated sediments. With this report, a first step is made with regard to the development of a decision support system for judging the risks associated with the spreading of contaminated sediments on soil. The system is based upon the relation between risk/toxic pressure and actual effects on field ecosystems.





# 1 Introductie

## 1.1 Probleemstelling

Waterbodems fungeren als bezinkbak voor zwevend materiaal in oppervlaktewater. Indien het zwevend materiaal verontreinigd is, kan dit tot het ontstaan van verontreinigde waterbodems leiden. In verband met de afwateringsfunctie of scheepvaart moet er regelmatig gebaggerd worden: zo worden regionale wateren eens in de vijf tot twintig jaar gebaggerd om deze essentiële functies van de wateren te waarborgen. Een gedeelte van de vrijkomende baggerspecie wordt op land verspreid, waardoor de ontvangende landbodem belast kan worden met de in de baggerspecie geaccumuleerde stoffen. Dit probleem is momenteel met name van belang voor klasse 2 specie. Het oorspronkelijke beleid voor de verspreiding van baggerspecie voorzag in een termijn tot het jaar 2000 dat klasse 2 specie binnen 20 meter van de waterkant op de aan de baggerlocatie liggende percelen mocht worden verspreid. Daarna zou tot het jaar 2010 slechts klasse 1 specie op de aanliggende percelen mogen worden verspreid. Het voorgenomen verbod was gebaseerd op verwachtingen omtrent de terugdringing van waterbodemverontreiniging, waardoor slechts tijdelijk overschrijdingen van de kwaliteitscriteria van de landbodem verwacht werden. Echter, inmiddels is op basis van modelberekeningen voorspeld dat klasse 2 specie nog geruime tijd zal blijven ontstaan. Het blijkt echter dat een (aanzienlijk) deel van de baggerspecie verspreid kan worden zonder dat er milieuproblemen te verwachten zijn. In de 4e Nota Waterhuishouding wordt dan ook niet meer gesproken over het afbouwen van het verspreidingsbeleid van baggerspecie, maar juist op het inzetten op het volledig benutten van baggerspecie waar dat mogelijk is, waarbij gestreefd wordt naar een duurzaam verspreidingsbeleid. Een dergelijk beleid was op 1 januari 2000 nog niet geconcretiseerd. Daarom is de werking van het huidige beleid met 3 jaar verlengd tot 1 januari 2003. Vóór die datum moet er een nieuw verspreidingsbeleid liggen (Van Bladeren en Van der Wal, 2000). Met het oog op de herziening van het verspreidingsbeleid is in de periode 1996-1999 in opdracht van de Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA) en het Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Bodem (VROM/DGM/Bo), bij het RIVM (model)onderzoek uitgevoerd naar de kwaliteitsontwikkeling van waterbodems in regionale wateren en van landbodems waarop baggerspecie wordt verspreid.

Naast het modelleren van de toekomstige kwaliteitsontwikkeling van waterbodems (Kramer et al., 1997 en 1998) en van landbodems waarop baggerspecie wordt gedeponeerd (Huiting et al., 1997; Van Dijk et al., 1998) is bij deze onderzoeken aandacht besteed aan de overschrijding van bodemkwaliteitsnormen als gevolg van het storten van met metalen verontreinigde baggerspecie op landbodems (Van Dijk et al., 1999). De berekeningen zijn uitgevoerd met het model 'IRIS' ('Integrated Risk Instrument for Sediments', bronnen: Huiting et al. 1997, Van Dijk et al. 1998). IRIS genereert voorspellingen van concentraties van metalen en PAKs in landbodems op basis van probabilistische modellering en op basis van realistische baggerscenario's voor een drietal bodemtypes: zand, klei en veen. Bij de verkenning van normoverschrijding werden voorspelde metaalconcentraties vergeleken met

ecotoxicologische risicogrenzen, zoals die in verschillende landen gebruikt worden. Daarbij bleek dat het op land brengen van klasse 2 specie inderdaad zou kunnen leiden tot lokale overschrijding van (onder meer) de in Nederland geldende streefwaarden en Maximaal Toelaatbare Risiconiveaus voor verschillende metalen. Dit leidt tot de vraag naar de betekenis van normoverschrijdingen voor het optreden van daadwerkelijke ecotoxicologische risico's. Deze betekenis is niet a-priori helder, aangezien de relatie tussen de mate van normoverschrijding en de mate van daadwerkelijke effecten op ecosystemen nog niet helder is. Dit is in het algemeen toe te schrijven aan onzekerheden in de extrapolatie van laboratorium-toxiciteitsgegevens per stof (op basis waarvan de normen zijn afgeleid) naar daadwerkelijke veldeffecten. Belangrijke onzekerheden daarbij zijn verschillen in (bio)beschikbaarheid van de stoffen (in afhankelijkheid van lokale bodemeigenschappen), verschillen in afbraaksnelheden van organische contaminanten, de extrapolatie van standaard 'single species' labtesten naar complexe ecosystemen, en mengseffecten van simultaan voorkomende stoffen (zie onder andere: Allen 1997, Peijnenburg et al. 1997, Posthuma et al. 1998a en b, Van Dijk et al. 1999). In 1998 en 1999 is door het RIVM dan ook een pilot-validatie onderzoek uitgevoerd naar de ecotoxicologische betekenis van normoverschrijding ten gevolge van specieverspreiding op landbodems (Posthuma et al., 1999). Een belangrijke conclusie van dit pilot-onderzoek was dat de interpretatie van de waargenomen opnamepatronen van metalen en PAKs in organismen ten dele problematisch was vanwege de geringe opname van diverse metalen en PAKs. Dit werd onder andere veroorzaakt door de geringer dan verwachte belasting van de onderzochte mengsels van baggerspecie en landbodem. Aanbevolen werd dan ook om de partitie- en opname-studies ten behoeve van de validatie van de werkhypothese (opname via poriewater) uit te voeren met hoger belaste baggerspecies, vanwege de verwachting dat hierdoor een verbeterde interpretatie mogelijk wordt. Verder werd voorgesteld om:

- de opnamestudies uit te voeren met (wormen)soorten die in alle voorkomende bodemtypen voor (kunnen) komen
- in het praktische onderzoek niet direct in te gaan op het vaststellen van veldeffecten ten gevolge van de in de baggerspecie aanwezige stoffen, maar om met name in te gaan op het aspect biobeschikbaarheid. Dit omdat de relatie tussen de concentratie van de stoffen en 'daadwerkelijke veld-effecten' waarschijnlijk moeilijker vast te stellen zal zijn, vanwege de 'ruis' (lokale variabiliteit van natuurlijke oorsprong) die bij klasse-2 specie verwacht mag worden: een toxisch effect zal statistisch moeilijker te onderscheiden zijn van 'ruis' dan een verschil in opname en beschikbaarheid
- om (via een andere lijn van onderzoek) de resulterende maat voor toxische druk van alle stoffen tezamen een betekenisvolle inhoud te geven (dat wil zeggen in termen van toxische effecten) door de relatie tussen risico/druk en daadwerkelijke effecten in veld-ecosystemen nader te bestuderen.

Verder is aanbevolen om:

- te bezien of er voldoende bruikbare laboratorium-toxiciteitsgegevens bestaan voor alle stoffen

- na te gaan of er bruikbare veldgegevens verzameld kunnen worden (of al aanwezig zijn) over de landbodem, onder meer via bodemkartering, voor gebruik in transferfuncties voor biobeschikbaarheid in relatie tot bodemeigenschappen
- na te gaan of relevante, nu veelal nog ontbrekende, gegevens (zoals bodem-pH) ter plekke bepaald zouden moeten worden
- bij de invulling van het onderzoek naar stuurvariabelen voor beschikbaarheid rekening te houden met toepassing in de dagelijkse praktijk
- het onderzoek aan de ecotoxicologische risico's af te stemmen met verwant onderzoek over de opname van stoffen in landbouwgewassen en landbouwhuisdieren, zoals dat elders (onder andere Alterra) wordt uitgevoerd op basis van hetzelfde theoretische raamwerk
- de resultaten van het onderzoek uiteindelijk, na beleidsmatige besluitvorming hieromtrent, beschikbaar te maken in een inzichtelijk en eenvoudig te bedienen Beslissings-Ondersteunend Systeem waarin gevalideerde transferfuncties één van de beslissingsmodules zouden kunnen zijn.

Op basis van deze aanbevelingen is na overleg met de begeleidingscommissie door VROM/DGM/Bo besloten tot een beperkt vervolg op het pilot-onderzoek. De resultaten van dit vervolgonderzoek worden in dit rapport beschreven, waarbij expliciet zij opgemerkt dat het in dit rapport beschreven onderzoek zich enkel richtte op de wetenschappelijke invulling van de vraag naar de ecologische betekenis van normoverschrijding. Beleidsmatige implementatie van gegevens uit dit onderzoek in het baggerspeciebeleid maakte geen onderdeel van het project uit.

Door externe factoren is het in dit rapport beschreven onderzoek beperkt van opzet gebleven, waardoor niet alle aanbevelingen van Posthuma et al. (1999) en alle onzekerheden in de extrapolatie van laboratoriumgegevens naar daadwerkelijke veldeffecten, in het onderzoek konden worden betrokken. Het onderzoek is beperkt gebleven tot het uitvoeren van partitie- en opname-experimenten (bioassays) van metalen en PAKs in een beperkt aantal bodemorganismen en planten. Gekozen is voor de volgende organismen/planten: regenwormen (*Eisenia andrei*, *Lumbricus rubellus* en *Aporrectodea caliginosa*), enchytraeën (*Enchytraeus crypticus*) en sla. *Eisenia andrei* is een mestworm die gewoonlijk niet in de bodem wordt aangetroffen. Om een indruk te krijgen van verschillen in opnamekarakteristieken tussen *E. andrei* en wormen die daadwerkelijk in het veld voorkomen, is tevens in een tweetal mengsels de metaalopname door *Lumbricus rubellus* en *Aporrectodea caliginosa* bestudeerd. *L. rubellus* en *A. caliginosa* zijn wormen die wél algemeen in grond voorkomen in Nederland. Van regenwormen, enchytraeën en sla wordt verondersteld dat ze in vervuilde bodems voornamelijk via het poriewater metalen en organische stoffen opnemen. Om na te gaan in hoeverre metaalopname door organismen die niet via het poriewater worden blootgesteld, verschilt tussen landbodems en mengsels van landbodems en baggerspecie, zijn tevens enkele accumulatie-experimenten uitgevoerd met keverlarven (*Tenebrio molitor*), organismen waarvan is aangetoond dat metaalopname in landbodems het beste beschreven kan worden aan de hand van het totaal-metaal gehalte. Tenslotte is aandacht besteed aan het bepalen van

de afbreekbaarheid van PAKs onder veld- en laboratoriumomstandigheden en zijn een beperkt aantal toxiciteitstoetsen uitgevoerd. De studies zijn uitgevoerd met baggerspecie van een hogere klasse dan klasse 2. De nadruk heeft gelegen op het vaststellen van biobeschikbaarheidsverschillen (opname metalen en PAKs) tussen landbodems en mengsels van landbodem en verontreinigde baggerspecie.

## **1.2 Naar een analyse van de ecotoxicologische betekenis van normoverschrijding**

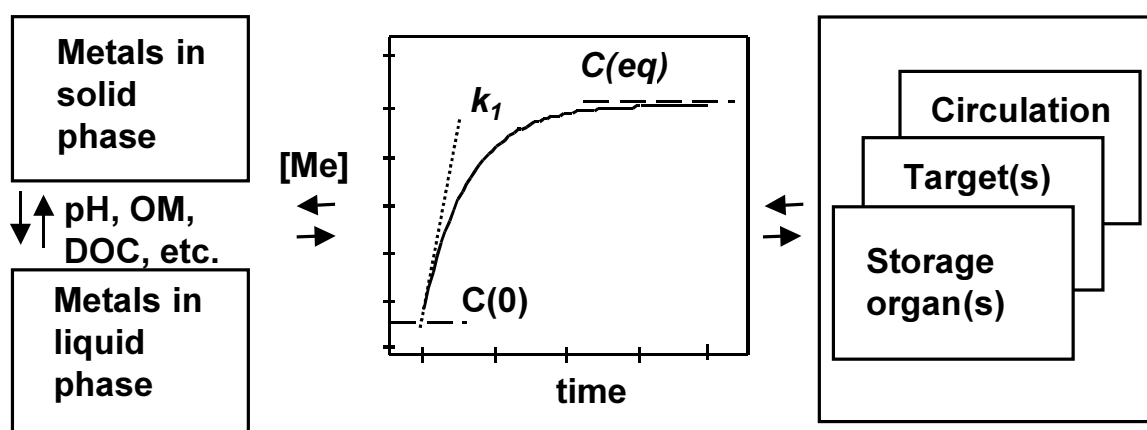
Het IRIS-model is ontwikkeld om de kwaliteit van de landbodem te voorspellen na langdurig verspreiden van baggerspecie op het land. Het model toonde aan dat herhaaldelijk verspreiden van baggerspecie leidt tot overschrijding van normen. Normoverschrijding is een trigger voor nader onderzoek. IRIS is niet bedoeld om totaalgehalten op specifieke locaties te voorspellen, of om uitspraken te doen over daadwerkelijk risico's op specifieke locaties. Concentratie-metingen op locatie kunnen echter gebruikt worden om vast te stellen of de landbodem ter plaatse boven de norm belast is, waarbij de vraag wordt: wat is de ecotoxicologische betekenis van die lokale belasting en van de eventueel daaruit voortvloeiende normoverschrijding? De ecotoxicologische betekenis van normoverschrijding zou geanalyseerd kunnen worden middels het inrichten van een gebruikersvriendelijk rekenplatform waarin de belangrijkste aspecten van de vertaling van totaal-concentraties naar gezamenlijk risico zijn verwerkt. Door Posthuma et al. (1999) is een ruwe omschrijving van een dergelijk platform gegeven: voorgesteld wordt om op basis van de berekende combinatietoxiciteit, de potentieel aangetaste fractie (PAF) van alle in het bodemecosysteem aanwezige soorten te berekenen en deze combi-PAF als maat voor het cumulatieve, lokale risico te gebruiken. Het risico wordt hierbij als een relatief getal uitgedrukt (bijvoorbeeld als fractie, dus als een getal tussen 0 en 1, of als een percentage), hetgeen inhoudt dat het eindproduct nadrukkelijk geen maat voor daadwerkelijk optredende effecten zal zijn. Wel zal de methodiek in de laatste fase van de ontwikkeling van het platform middels bioassays op effecten gevalideerd dienen te worden. Hierbij zal nagegaan dienen te worden of er verschillen in effecten waarneembaar zijn tussen gronden met een hoog en een laag risico.

Zoals aangegeven in paragraaf 1.1 vormen totaalgehalten, biobeschikbaarheid, mengseltoxiciteit en de afbraakpotentie van organische stoffen, de belangrijkste variabelen in een dergelijk rekenplatform en in dit rapport wordt aan elk van deze variabelen aandacht besteed. De door Posthuma et al (1999) voorgestelde methode komt er op neer om uiteindelijk de gezamenlijke toxische druk van de aanwezige stoffen (mengseltoxiciteit) in afhankelijkheid van bodemeigenschappen (biobeschikbaarheid) te kwantificeren voor veldbodems. Hierbij wordt gebruik gemaakt van onderbouwde biobeschikbaarheidscorrecties waarbij totaalconcentraties worden omgerekend naar de concentraties die daadwerkelijk beschikbaar zijn voor organismen in het milieu. Deze daadwerkelijke beschikbaarheid hangt af van de lokale bodemeigenschappen.

Onderzoek naar de biologische beschikbaarheid van metalen in veldbodems in relatie tot fysisch-chemische parameters wordt uitgevoerd in het kader van het project "Integrale

Normstelling Stoffen” (INS). Binnen dit biobeschikbaarheidsonderzoek wordt verondersteld dat het begrip ‘biobeschikbaarheid’ opgebouwd is uit een drietal kernprocessen (voor het specifieke voorbeeld van metalen schematisch weergegeven in Figuur 1):

1. De eerste fase van het concept wordt gevormd door de beschikbaarheid van de stof voor opname door bodemorganismen, oftewel de ‘leverende kant’ van biobeschikbaarheid: wat kan de bodem, gegeven de totaalconcentratie en gegeven zijn fysisch-chemische samenstelling (sorptie-eigenschappen), in potentie aan organismen leveren via hetzij het poriewater danwel via de vaste fase. Hierbij is de partitie van stoffen tussen de vaste fase en het poriewater van belang. De zogenaamde partiticoëfficiënt (gedefinieerd als de ratio tussen totaalgehalten in de vaste fase en in het poriewater) speelt hierbij een belangrijke rol. In Figuur 1 is (fysisch-chemische) beschikbaarheid schematisch weergegeven in de vorm van de partitie van een metaal over de vaste fase van de bodem en het poriewater (linkerzijde Figuur 1). Zoals schematisch aangegeven, is deze partitie in principe afhankelijk van een groot aantal bodemeigenschappen (pH blijkt voor metalen vaak de meest belangrijke bodemeigenschap in deze). Ten gevolge van de dynamische partitieprocessen tussen de vaste fase en het poriewater zullen zich in de bodem bepaalde evenwichten instellen.
2. In de tweede stap van het dynamische concept speelt de biobeschikbaarheid een belangrijke rol, oftewel de ‘vraagkant’ van biobeschikbaarheid: wat zal een organisme, gegeven de potentieel beschikbare gehalten als gevolg van de processen uit de eerste fase van het concept, daadwerkelijk opnemen. Als uitvloeisel van de onder 1 genoemde evenwichten, zal zich een dynamisch evenwicht instellen tussen enerzijds het beschikbare metaalgehalte in het bodem-poriewater systeem, en anderzijds de interne gehalten in het organisme. De ligging van dit dynamische evenwicht is afhankelijk van zowel externe als interne (organisme-specifieke) factoren. Een belangrijke organisme-specifiek aspect in deze betreft de wijze waarop organismen stoffen opnemen (voedsel – poriewater – ingestie bodemdeeltjes). In het midden van Figuur 1 is de biobeschikbaarheid weergegeven in de vorm van toxicokinetische opnamekarakteristieken (opnamesnelheidsconstante,  $k_1$ , en interne evenwichtsgehalte,  $C(eq)$ ), daarnaast speelt eliminatie door het organisme een rol.
3. Het derde aspect van het biobeschikbaarheidsconcept wordt gevormd door interne (re) distributieprocessen, transport naar specifieke targets voor toxiciteit, eventuele inerte opslag in specifieke organen en andere detoxificatiemechanismen. Dit is aan de rechterkant van Figuur 1 weergegeven. Het biobeschikbaarheidsconcept gaat er vanuit dat daadwerkelijke toxische effecten pas zullen optreden na overschrijding van een kritisch intern metaalgehalte.



Figuur 1. Schematische weergave van de kernprocessen van het biobeschikbaarheidsconcept (in dit geval schematisch uitgebeeld voor metalen) (Posthuma et al., 1998a).

In het in dit rapport beschreven onderzoek heeft de nadruk gelegen op het bestuderen van de eerste twee kernprocessen van het biobeschikbaarheidsconcept, er is geen directe aandacht besteed aan het derde aspect van het concept, het optreden van daadwerkelijke effecten op specifieke organismen als gevolg van de accumulatie van metalen en/of organische stoffen. Er wordt aangenomen dat de relatie (interne concentratie):(effecten) een constante is. Ook het aspect van combinatietoxiciteit heeft beperkte aandacht gekregen. Om een indruk te krijgen van verschillen in toxiciteit tussen mengsels van landbodems en baggerspecie met uiteenlopende gehalten aan metalen en PAKs, zijn een beperkt aantal toxiciteitsbioassays uitgevoerd. Mengseltoxiciteit is niet verder uitgewerkt en er is bij de interpretatie van de resultaten van de toxiciteitsbioassays dus geen rekening gehouden met rekenregels voor mengseltoxiciteit.

Ecotoxicologische risico's van de verspreiding van baggerspecie zijn mede afhankelijk van de tijd. Niet alleen kan gaandeweg de binding van metalen en PAKs aan de vaste fase toenemen (verhoging partiticoëfficiënt), waardoor bij gelijk blijvende totaalgehalten de levering van metalen en PAKs aan organismen die stoffen via het poriewater opnemen verminderd wordt, tevens speelt voor organische stoffen als PAKs de afbraak een belangrijke rol. Ook de overgang van een anaëroob milieu zoals typisch wordt aangetroffen in Nederlandse sedimenten naar een aëroob milieu (landbodems) is van belang voor het milieuchemisch gedrag van de stoffen. Ook het aspect 'tijd' dient expliciet in het rekenplatform te worden geïmplementeerd. In dit onderzoek is de afbraak van een aantal PAKs in een beperkt aantal landbodems en mengsels van landbodem en bagger bestudeerd, zowel in het lab als onder veldomstandigheden.

### 1.3 Doel van het onderzoek en aanpak

Het doel van dit onderzoek is het verder verkennen van een methodiek voor het vaststellen van de ecologische risico's welke verbonden zijn aan het verspreiden van baggerspecie op het land. Als zodanig bouwt de studie voort op de door Posthuma et al. (1999) uitgevoerde pilotstudie. De te toetsen hypothese is dat de ecologische risico's van het op de kant zetten

van baggerspecie niet per sé gerelateerd zijn aan het totaalgehalte van de in de specie aanwezige contaminanten, maar dat deze risico's (op termijn) gerelateerd zijn aan:

1. Verschillen in biobeschikbaarheid van de stoffen die de klasse van verontreinigd slib bepalen (metalen en PAKs), in samenhang met de invloed van bodemeigenschappen op verschillen in biobeschikbaarheid.
2. De afbraakpotentie en afbraaksnelheid (halfwaardetijd) van de in de specie aanwezige PAKs, in afhankelijkheid van vooralsnog onbekende bodembestanddelen (inclusief bijvoorbeeld micro-organismen)
3. De combinatietoxiciteit van de in baggerspecie aanwezige stoffen, rekening houdend met hun biobeschikbaarheid. Hierbij worden de beschikbare fracties gecumuleerd tot een gezamenlijke maat voor toxische druk.

Met betrekking tot het eerstgenoemde aspect, was de werkhypothese dat de bodemeigenschappen bepalend zijn voor de mate waarin stoffen beschikbaar zijn voor opname in organismen, waardoor bodemeigenschappen indirect bepalend zijn voor de daadwerkelijke risico's en effecten van baggerspecie-verontreinigingen in veldbodems (oftewel: hoge sorptie zal leiden tot lage opname, en omgekeerd). De doelstelling van dit deel van het onderzoek was het verkrijgen van inzicht in de verschillen in biobeschikbaarheid van metalen en PAKs in verschillende bodem- en gebruikstypen bij een veld-realistische nabootsing van de baggerpraktijk, zowel onderling tussen verschillende bodems, als in relatie tot voorspellingen op basis van laboratoriumstudies. Om de werkhypothese te toetsen is praktisch onderzoek (opname-bioassays) uitgevoerd aan monsters baggerspecie en landbodems die in het veld verzameld zijn. Om goed meetbare opnamepatronen te verkrijgen bij de opname-bioassays is hierbij gebruik gemaakt van baggerspecie met daarin verhoogde gehalten van één of meerdere metalen en/of PAKs. Om het effect van mengen met baggerspecie te kunnen vaststellen, zijn als referentie ook assays met de landbodems uitgevoerd. Het praktisch onderzoek bestond enerzijds uit fysisch-chemische bepalingen aan de verzamelde monsters, met als doel inzicht te krijgen in de rol van bodemeigenschappen in de fysisch-chemische partitie van metalen en PAKs over vaste fase en poriewater. Kernaanname daarbij is, dat blootstelling van organismen bepaald wordt door transport via het poriewater. Anderzijds bestond het onderzoek uit bioassays, waarbij met behulp van opnamestudies in de compostworm *Eisenia andrei*, de enchytraee *Enchytraeus crypticus* en de plant *Lactuca sativa* L. (sla) getoetst werd of de fysisch-chemische partitie inderdaad gerelateerd is aan daadwerkelijke opname in organismen/planten die met name via het poriewater worden blootgesteld. Kernaanname hierbij is, dat deze soorten model staan voor een groot aantal andere soorten die ook via het poriewater worden blootgesteld. De wormensoorten en de plant werden gekozen, omdat er voor deze organismen inmiddels veel kennis aanwezig is over zowel de opnamekinetiek van metalen en PAKs (Peijnenburg et al., 1999a en b en 2000, Jager et al., 2000) als hun effecten (Van Gestel et al. 1991, Muijs et al. in prep.). De resultaten van de bioassays zullen dan ook met deze eerdere bevindingen worden vergeleken. *Eisenia andrei* is een worm die normaliter niet in Nederlandse bodems voorkomt. Om een indruk te krijgen van verschillen in opnamekarakteristieken tussen *E. andrei* en wormen die daadwerkelijk in het veld voorkomen, is

tevens in een tweetal mengsels de metaalopname door *Lumbricus rubellus* en *Aporrectodea caliginosa* bestudeerd. *Lumbricus rubellus* en *Aporrectodea caliginosa* zijn wormen die wél in Nederlandse gronden voorkomen. Gelet op analytische problemen met betrekking tot het bepalen van PAK-gehalten in enchytraëen, is de PAK-opname door *E. crypticus* niet bestudeerd. Voor een aantal bodemorganismen geldt dat hun belangrijkste opnameroute niet direct gerelateerd is aan het poriewater, maar dat de opname van metalen het beste beschreven kan worden op basis van totaal-metaalgehalten in de vaste fase van de bodem (Vijver et al, 2000a en b). Om na te gaan in hoeverre deze opnameroute vergelijkbaar is in mengsels van landbodems en baggerspecie, zijn daarom bioassays met de keverlarve *Tenebrio molitor* uitgevoerd met een beperkt aantal mengsels van baggerspecie en landbodems.

De gebruikte mengsels zijn bereid door separaat verse specie en landbodems te bemonsteren, op locaties met verschillende typen bodem (echter uitsluitend met het gebruikstype grasland). Van de specie zijn de totaal metaal- en PAK-gehalten bepaald, waarna enkel verder gewerkt is met die species waarin een of meerdere metalen en/of PAKs in verhoogde gehalten aanwezig waren. Deze monsters werden per locatie in vaste verhoudingen gemengd, en gebruikt voor enerzijds de fysisch-chemische karakterisering en anderzijds de bioassays. De resultaten van alle bepalingen worden zowel onderling- als met literatuurgegevens vergeleken. Met nadruk wordt vermeld dat er bij het maken van experimentele keuzen zo veel mogelijk aansluiting gezocht is bij de uitgangspunten van het model IRIS. Dit houdt onder meer in dat de gekozen mengverhouding ‘baggerspecie:landbodems’ overeenkomt met de bij het model IRIS gehanteerde uitgangspunten.

Met betrekking tot de hierboven als tweede genoemde relatie tussen het verdwijnen van PAKs uit bodems en mengsels en het optreden van ecologische risico's, is in een beperkt aantal mengsels van sediment en landbodems en in de bijbehorende landbodems het concentratieverloop van een aantal PAKs bepaald als functie van de tijd. Dit is gedaan onder zowel constante laboratoriumomstandigheden (afbraak en mogelijk vervluchting als dominante verdwynprocessen onder gestandaardiseerde condities) als onder veldomstandigheden (afbraak, vervluchting en uitspoeling als mogelijke verdwynprocessen onder sterk wisselende klimatologische omstandigheden).

Tenslotte heeft het aspect van combinatietoxiciteit een beperkte aandacht gekregen. Om een indruk te krijgen van verschillen in toxiciteit tussen mengsels van landbodems en baggerspecie met uiteenlopende gehalten aan metalen en PAKs, zijn een beperkt aantal toxiciteitsbioassays uitgevoerd. Mengseltoxiciteit op zich is niet verder uitgewerkt en er is bij de interpretatie van de resultaten van de toxiciteitsbioassays dus geen rekening gehouden met in de literatuur beschreven rekenregels voor mengseltoxiciteit. Ook zijn er geen toxische drukberekeningen uitgevoerd op basis van literatuurgegevens en rekenregels voor combinatie-toxiciteit. Deze berekeningen zullen in een later stadium in het kader van een ander project alsnog uitgevoerd worden.



## 1.4 Leeswijzer

Op volgorde wordt in dit rapport ingegaan op gemeten totaalconcentraties en fysisch-chemische eigenschappen van de bodems en de mengsels, daarna op partiticoëfficiënten als functie van bodemeigenschappen, vervolgens op de bioassays die met de hierboven genoemde organismen en planten zijn uitgevoerd, dan op de afbraak onder lab- en veldomstandigheden en tenslotte op de resultaten van de toxiciteits-assays. Zoals aangegeven door Posthuma et al. (1999) moet voor ogen worden gehouden, dat de analyses over de ‘leverende kant’ van biobeschikbaarheid een operationele basis zouden kunnen worden om het aspect ‘biobeschikbaarheid’ bij de beoordeling van baggerspecie in de toekomst vorm te gaan geven, en dat de (in het algemeen tijd- en kostenintensieve) analyses over de ‘vraagkant’ van biobeschikbaarheid slechts de validatie daarvan beogen. De vraagkant van biobeschikbaarheid zou dan ook slechts indirect verwerkt dienen te worden in de nog op te zetten (gevalideerde) methodiek voor het vaststellen van de ecologische risico’s van baggerspecie. Voor de feitelijke berekeningen zouden nodig zijn:

- Totaalgehalten in de baggerspecie.
- Samenstelling van de ontvangende landbodem in termen van de bodemeigenschappen die sturend zijn voor biobeschikbaarheid (zoals bijvoorbeeld pH voor metalen en het organisch stofgehalte voor PAKs).
- Octanol-water partiticoëfficiënten van de relevante organische stoffen (voor de meeste stoffen relatief eenvoudig uit literatuur te halen).
- Mengverhoudingen baggerspecie/landbodem.
- Literatuurgegevens over gevoeligheden van organismen voor stoffen.

Ook de uitgevoerde toxiciteitsassays dienen als toekomstige validatie van het rekenplatform te worden gezien.



## 2 Materiaal en methoden

### 2.1 Bemonstering grond en baggerspecie

In de periode 1 – 15 september 1999 werden op 45 locaties sediment-monsters genomen. De monsterlocaties zijn geselecteerd op basis van informatie van waterschappen over de mogelijke aanwezigheid van slib van klasse 2 en hoger. Deze informatie is gebaseerd op eerder gemeten gehalten aan zware metalen en/of PAKs. Op elke bemonsteringslocatie werd een vaatje van 10 liter gevuld met behulp van een baggerhapper. Vervolgens is een screening van de metaal- en PAK-gehalten in de bemonsterde baggerspecie uitgevoerd, waarna 15 monsters met verhoogde gehalten van één of meerdere metalen en/of PAKs zijn geselecteerd voor verdere bewerking. Bij deze selectie is er tevens op gelet dat de 15 resterende monsters zowel klei-, veen- als zand-sedimenten bevatten. Hierbij is onder andere rekening gehouden met het organisch koolstofgehalte van de sedimenten.

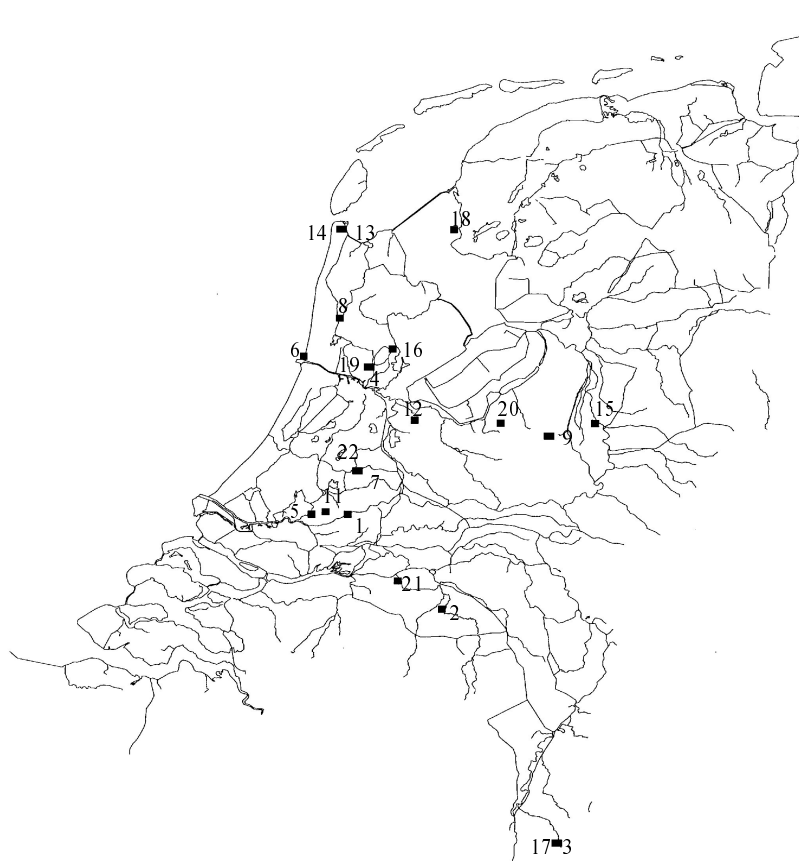
Naast de sedimenten zijn 7 landbodems bemonsterd. Van de drie typen grond, zand, veen en klei, werden elk minimaal 2 locaties bemonsterd. Op elke bemonsteringslocatie werd eerst de strooisel- of graslaag verwijderd, waarna er tot een diepte van maximaal 20 cm bodem is bemonsterd met behulp van een spade. Steeds werden drie vaatjes van 10 liter gevuld.

Tabel 1. Overzicht van de gebruikte landbodems en mengsels van landbodems en baggerspecie.

Nummer	Monster-code	Monster-Locatie	Gemengd Met	Bodem-Type	Coördinaten	
					X	Y
1	LBer	Bergambacht	--	Veen	116	438
2	LBox	Boxtel	--	Zand	150	401
3	LEpe	Epen	--	Klei	192	309
4	LlIp	Ilperveld	--	Veen	124	496
5	LOud	Ouderkerk a/d IJssel	--	Klei	103	438
6	LWij	Wijk aan Zee	--	Zand	100	500
7	LWoe	Woerden A12	--	Klei	120	455
8	MAIk	Alkmaar	LOud	Klei	113	515
9	MAp2	Apeldoorn 2	LlIp	Veen	189	469
10	MAp3	Apeldoorn 3	LWij	Zand	188	469
11	MBer	Berkenwoude	LlIp	Veen	108	439
12	MBus	Bussum	LBox	Zand	140	475
13	MHel1	Den Helder 1	LBox	Zand	114	550
14	MHel2	Den Helder 2	LBer	Veen	113	550
15	MDev	Deventer	LEpe	Klei	205	475
16	MEda	Edam	LWij	Zand	132	503
17	MEpe	Epen	LEpe	Klei	192	309
18	MHin	Hindeloopen	LOud	Klei	154	550
19	MlIp	Ilperveld	LlIp	Veen	124	496
20	MPut	Putten	LWoe	Klei	171	475
21	MWaa	Waalwijk	LBer	Veen	134	412
22	MWoe	Woerden	LWoe	Klei	119	455

De eerste letter van de monstercode geeft aan of het hier een landbodem-monster danwel een mengsel betreft. "Gemengd met" geeft aan met welke landbodem de desbetreffende specie is gemengd. De coördinaten betreffen de Amersfoortse coördinaten van de locatie waar hetzij de landbodems danwel de sedimenten zijn bemonsterd.

In Tabel 1 zijn de belangrijkste kenmerken van de in het onderzoek gegenereerde monsters vermeld. In Figuur 2 is de geografische oorsprong van de monsters weergegeven. Monstercodes die beginnen met de letter 'L' hebben betrekking op landbodems, monstercodes die beginnen met de letter 'M' hebben betrekking op mengsels van bagger en landbodem.



*Figuur 2. Geografische oorsprong van de bemonsterde landbodems en sedimenten. Zie Tabel 1 voor coderingen.*

## 2.2 Mengmonsters van landbodem en baggerspecie

Na bemonstering werden de bagger- en bodemmonsters in de afgesloten vaatjes opgeslagen bij 5 °C. In verband met het hoge kleigehalte, kon een aantal monsters niet gezeefd en gehomogeniseerd worden. Binnen 2 weken werden de overige monsters gezeefd (4 mm) en gehomogeniseerd in een bakkersmolen (ca. 5 min.). De gronden die niet gezeefd konden worden zijn handmatig doorzocht op grove verontreinigingen (stenen, takjes en andere grove delen) en handmatig gehomogeniseerd. Bij de baggerspeciemonsters werd het bovenstaande water vooraf gedecanteerd. Het verzamelde materiaal werd volgens vaste mengverhoudingen gemengd, vóór de blootstellings-experimenten en vóór de bepaling van fysisch-chemische parameters (inclusief PAK- en metaalconcentraties). De vaste mengverhoudingen zijn afgeleid van de in het IRIS-model gebruikelijke 'standaardsloot' situatie, waarbij de op het land

gebrachte specie na verloop van tijd gemengd wordt (ploegen) met de landbodem. De mengverhouding volgt uit de standaard-sloot parameters, gegeven als: 2 meter breed, met een sliblaag van 20, 20 of 40 cm (respectievelijk zand, klei en veen), een spreidbreedte van specie op land van 20 meter, en een steekdiepte bij menging van 5 cm (voor grasland). Deze mengverhoudingen imiteren een veld-realistische situatie, waarbij de op het land gebrachte bagger na verloop van tijd in de gegeven verhouding gemengd wordt (ploegen) met de landbodem. Hieruit volgen de volgende gehanteerde mengverhoudingen (slib:bodem, op basis van droog-gewichten): Zand en Klei: 1:4, en Veen 1:2. Het gemengde materiaal werd gebruikt voor de bepaling van fysisch-chemische parameters en voor de bioassays. Dezelfde typen sedimenten en landbodems zijn in de gegeven verhoudingen met elkaar gemengd. Het spreekt voor zich dat een andere aanpak zou kunnen leiden tot een ander partitie- en opnamegedrag. Beide aspecten van biobeschikbaarheid ('vraag en aanbod') zijn in dit onderzoek echter aan dezelfde monsters gedaan, waardoor de resultaten in principe goed interpreteerbaar moeten zijn.

## 2.3 Fysisch-chemische bepalingen

- *Doelen en aanpak.* Fysisch-chemische bepalingen zijn uitgevoerd om:

- de verontreiniging (met PAKs en metalen) van grond en mengsels te bepalen;
- de partiticoëfficiënten vaste fase/poriewater te bepalen voor deze stoffen;
- de belangrijkste fysisch-chemische eigenschappen van de bodem te bepalen (zowel vaste als vloeibare fase), teneinde zowel bodemtype (zand, klei, veen: relatie met IRIS) als ook de sorptie-eigenschappen te kunnen interpreteren (relatie met biobeschikbaarheid); dit betreft analyses aan een groot aantal bodemparameters waarvan een belangrijke rol in de sorptie vermoed wordt (De Groot et al., 1998).

Voor de fysisch-chemische analyses werd een gedeelte van het mengsel of een gedeelte van de landbodem aan de lucht gedroogd, waarna werd gezeefd over een 1 mm zeef. Alle hieronder aangeduide bepalingen werden uitgevoerd via standaard-methodieken die elders uitvoerig beschreven zijn.

- *Vaste fase bepalingen.* De volgende bodemeigenschappen van de vaste fase zijn gemeten: pH(CaCl<sub>2</sub>), loss-on-ignition (LOI), klei (deeltjes  $\leq 2 \mu\text{m}$ ), fractie deeltjesgrootte tussen 2 en 38  $\mu\text{m}$ , totaal koolstof en organisch materiaal, en de concentraties van de metalen As, Cr, Ni, Cd, Cu, Pb en Zn en van de PAKs (16 van EPA). Voor verdere details met betrekking tot de metalenanalyse, zie De Groot et al (1998). Voor verdere details met betrekking tot de PAK-analyses, zie Jager et al (2000). PAK-analyses zijn uitgevoerd na cryogeen malen van de monsters. De LOI-bepaling was onderverdeeld in twee stappen, de eerste stap bestond uit verhitting van ca. 5 g grond gedurende drie uur bij 550 °C (LOI1, dit betreft de bepaling van de organisch-stof fractie) waarna deze grond nogmaals wordt verhit gedurende drie uur bij 900 °C (LOI2, dit betreft de fractie anorganisch koolstof, carbonaten). Het totaal-koolstofgehalte van de grond werd geanalyseerd met behulp van een Elemental Analyzer (Fisons Instruments Model EA 1108). Het percentage organisch materiaal is berekend door het organisch koolstof in de grond te vermenigvuldigen met de factor 1.724 (Locher & De

Bakker 1994). Het percentage lutum en fractie 2 – 38 µm in de grond werden gravimetrisch bepaald.

- *CaCl<sub>2</sub> extractie*. De metaalconcentratie die via deze extractie bepaald wordt, wordt gezien als de label aan de vaste fase gebonden fractie. Tien gram luchtdroge grond werd uitgeschud met 100 ml 0.01 M CaCl<sub>2</sub> (24 uur 150 rpm). Het supernatant werd gefiltreerd over een 0.45 µm acetaatfilter waarna de pH(CaCl<sub>2</sub>) en de concentraties zware metalen werden gemeten.

- *Poriewaterbepalingen*. Voor het verzamelen van het poriewater zijn de monsters op een vochtgehalte van 50 % van de Water Holding Capacity (WHC) gebracht. Na vier dagen equilibreren met het toegevoegde vocht (2 mmol Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>) werd van een deel van het monster het poriewater verzameld door middel van centrifugeren (6000 g) in teflonvaatjes bij 15 °C. De tijd voor het afdraaien van poriewater is afhankelijk van de WHC maar ligt tussen de 10 en 30 minuten (veengrond 10 minuten, zandgrond 30 minuten). In deze poriewaterfracties, die na centrifugeren over een 0.45 µm filter werden gefiltreerd, zijn de metaalconcentraties bepaald. Voor het bepalen van PAK-concentraties in poriewater is een aangepaste methode voor het verzamelen van poriewater gekozen, aangezien bij de methodiek die gebruikt is voor de metalen, gefiltreerd moet worden over een acetaatfilter waarbij de PAKs achter blijven op het filter. De gronden werden eerst op een WHC van 85 % gebracht met behulp van een 2 mM Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>-oplossing. Na minimaal twee weken equilibreren werd het poriewater afgedraaid met behulp van een centrifuge die dusdanig is ingericht dat het poriewater naar boven wordt gedrukt waardoor het filteren niet meer noodzakelijk is.

Totaal PAK-gehalten in het poriewater werden bepaald na uitputtende extractie met petroleumether, drogen over natriumsulfaat, en indampen op een Kuderna Danish apparaat. Het residu werd opgelost in 1 ml aceton/water (2:3) en geïnjecteerd (100 µl) in het LC systeem.

Bepaling van ‘vrij’ in het poriewater opgeloste PAKs (dat wil zeggen: niet/nauwelijks gebonden aan deeltjes en/of aan opgelost organisch koolstof) werd uitgevoerd door 600 µl poriewater met een snelheid van ongeveer 0.3 ml/min door een capillaire CBSIL GC-kolom (55 cm x 0.32 mm ID, filmdikte 1.2 µm) te leiden. Vervolgens wordt het capillair gespoeld met 600 µl HPLC-water met daaraan een interne standaard toegevoegd die bestaat uit een mengsel van bekende concentraties van d12-gelabelde PAK isotopen. Na doorleiden van stikstof (ongeveer 30 seconden) wordt het capillair aangesloten op een GC met hoge resolutie MS detectie (GC-HRMS). Middels een ‘koude val’ worden de analieten geconcentreerd op de top van de analytische kolom en vervolgens gescheiden en gedetecteerd.

Tenzij anders vermeld, worden alle concentraties uitgedrukt op drooggewicht-basis.

## 2.4 Blootstellingsonderzoek

Voor de accumulatie-experimenten werden vijf toetsorganismen blootgesteld aan hetzij de landbodems, danwel aan enkele of alle mengsels van landbodem en baggerspecie: *Eisenia andrei*, *Lumbricus rubellus*, *Enchytraeus crypticus*, *Aporrectodea caliginosa* en *Tenebrio molitor*. Daarnaast zijn opname-experimenten uitgevoerd met de plant *Lactuca sativa* L. (sla). *E. andrei*, *E. crypticus* en *L. sativa* zijn getoetst in alle mengsels en, ter referentie, in alle bemonsterde landbodems. Opname-experimenten met *L. rubellus*, *A. caliginosa* en *T. molitor*

zijn uitgevoerd in respectievelijk 2, 2 en 4 mengsels. Hierbij is alleen de metaalopname als functie van de tijd gekwantificeerd.

De vochtigheid van de substraten voor de bioassays werd bij voorkeur gesteld op het watergehalte van pF2. Bij dit gehalte aan 'beschikbaar' vocht gedragen de toetsorganismen en de planten zich optimaal (zie bijvoorbeeld Van Gestel et al. 1992 voor *E. andrei*). Bepaling van een pF-curve kon echter niet in het analyseschema ingepast worden vanwege de lange bewerkingstijd van deze bepaling. Omdat de WHC50 gecorreleerd is met de (preciezere) pF2, werd gekozen voor de snellere WHC-bepaling. Daarom werden alle substraten op minimaal WHC50 gebracht. De substraten met onvoldoende vocht werden bevochtigd met behulp van een 2 mM  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ -oplossing. Bij de aanvang van de bioassays werd het actuele vochtgehalte van de mengsels bepaald, de bevochtigde substraten werden minimaal 2 weken bij 15 °C bewaard om het systeem te laten equilibreren. Algemene bijzonderheden over de opzet van de accumulatie-bioassays zijn te vinden in Peijnenburg et al. (1999a en b, 2000) en Vijver et al. (2000b).

#### *Eisenia andrei*, *Lumbricus rubellus* en *Aporrectodea caliginosa*

Wormen werden verkregen uit in het laboratorium gehouden massakweken. Er werd gewerkt met juveniele dieren, waardoor er geen of slechts beperkt reproductie op zou treden gedurende de bioassays. Hiermee werd een eventuele invloed van een extra excretieroute van de opgenomen stoffen (via geproduceerde cocons) geminimaliseerd. Bij aanvang van de bioassays werden 10 individuen gevangen, na 48 uur leging van de darmen op vochtig filterpapier werden deze ingevroren in twee groepjes van 5 individuen. Eén groep dieren werd geanalyseerd op PAKs (is niet uitgevoerd voor *L. rubellus* en *A. caliginosa*) en de andere op metalen, ter vastlegging van de achtergrondconcentraties in de dieren (t=0 dagen). Voor de bioassays werden ook juveniele wormen gevangen, de wormen werden per 10 stuks gewogen (vers gewicht). Daarna werden deze dieren in plastic bakken van ca. 1 L inhoud gedaan waarin reeds een hoeveelheid (600 - 900 g vers gewicht) van de gronden of mengsels aanwezig was. De potten werden, inclusief de toegevoegde wormen, gewogen en geïncubeerd bij 20 °C bij continu licht, om ingraving te bevorderen en ontsnapping te voorkomen. Waterverlies gedurende incubatie werd 1 maal per week vastgesteld door weging, en zo nodig werd er water aangevuld. Er werden voldoende bakken gevuld om destructief te kunnen monstern op 7 tijdstippen (0.25, 1, 2, 3, 7, 14 en 21 dagen). Na darmleging werd het versgewicht bepaald en werden de organismen verdeeld over twee deelmonsters van maximaal 5 individuen, voor respectievelijk PAK- en metaalanalyses. Sterfte, reproductie en opvallende gedragsaspecten (veel/weinig gangen, gespreide/geclusterde verdeling over de potinhoud, e.d.) werden genoteerd.

#### *Enchytraeus crypticus*

De bioassays die uitgevoerd zijn met het organisme *Enchytraeus crypticus* zijn analoog van opzet aan die met *Eisenia andrei*, *Lumbricus rubellus* en *Aporrectodea caliginosa*, met als belangrijkste verschil dat minimaal 15 individuen ingezet werden in containers met 10 g substraat. Tevens werd de analyse van PAKs in *Enchytraeus crypticus* niet uitgevoerd omdat

het gewicht van deze wormen niet toerijkend was, waardoor enkel gehalten beneden de detectiegrens worden verkregen.

#### *Tenebrio molitor*

De gebruikte keverlarven waren in hun tweede vervellings-stadium, hetgeen overeenkomt met een leeftijd van 8 - 10 weken. Voor elk getest mengsel (4 mengsels zijn getest met dit organisme) werd voor elk tijdstip een 5-tal plastic potjes met een inhoud van 15 ml gevuld met 8.5 gram bevochtigde grond (WHC50), aan elk potje werd één organisme toegevoegd. De dieren werden bij 17 °C blootgesteld en werden niet gevoerd gedurende de experimenten. Keverlarven werden na 0, 1, 3, 7, en 14 dagen bemonsterd. Sterfte en gedragskenmerken werden genoteerd en organismen die zichtbare effecten vertoonden werden terzijde gelegd. Een groot aantal dieren vervelde tijdens de experimenten. De velletjes werden elke dag verzameld en tezamen met de organismen gedeutereerd. Gezonde organismen werden gevriesdroogd gedurende tenminste 72 uur, gewogen, en de interne metaalgehalten werden bepaald.

#### *Lactuca sativa* L.

Zaden van *Lactuca sativa* L werden gekiemd op een perliet-bodem met Steiner-voedingsoplossing. Na 14 dagen werden de slaplantjes overgezet in een plastic pot met daarin 250 g substraat. De bioassay is uitgevoerd in een geconditioneerde ruimte waarbij de luchtvochtigheid, de temperatuur en de lichtintensiteit constant werd gehouden op respectievelijk 44.5 %, 22 °C en 3800 LUX. De planten werden blootgesteld bij een dag/nacht ritme van 16/8 uur. De potten werden, inclusief de toegevoegde planten, dagelijks gewogen. Zo nodig werd er water aangevuld. Na de verschillende blootstellingperiodes (1, 3, 7, 14 en 21 dagen) werden de bovengrondse plantendelen bemonsterd en opgesplitst in twee fracties, elk afkomstig van drie planten. Het vers gewicht van elke fractie werd bepaald, waarna een fractie werd ingevroren teneinde op een later tijdstip de PAK-gehalten te kunnen bepalen. De andere fractie werd gedurende minimaal 12 uur gedroogd in een oven bij 80 °C, waarna de metaalgehalten werden bepaald.

## 2.5 Bepaling interne concentraties

*Metaalanalyses.* Vers- en drooggewichten (na vriesdrogen) werden per bemonsteringstijdstip bepaald van *E. andrei*, *L. rubellus*, *A. caliginosa*, *E. crypticus* en *T. molitor*. Met een Braun dismembrator werden de wormen *E. andrei*, *L. rubellus* en *A. caliginosa* gemalen en gehomogeniseerd. Een deel van het gehomogeniseerde monster werd verder bewerkt voor metaalanalyses. De metalen in *E. andrei*, *L. rubellus*, *A. caliginosa* en *L. sativa* L. werden ontsloten door middel van een destructie met respectievelijk 6 ml salpeterzuur + 12 ml water en 2 ml salpeterzuur + 13 ml water gedurende één uur bij een temperatuur van 175 °C in een magnetron van CEM, type MDS-2000, en daarna doorverdund tot 50 ml. Het ontsluiten van metalen in *E. crypticus* werd uitgevoerd door middel van een mini-destructie. De gevriesdroogde *E. crypticus* werden in een pyrexbuisje met 500 µl destructieoplossing (een 1:7 mengsel van HNO<sub>3</sub> en HClO<sub>4</sub>) in een destructieblok geplaatst waarbij de temperatuur



langzaam oploopt van 80 °C naar 170 °C. Na het droogvallen van het pyrexbuisje werd deze verwijderd uit het destructieblok waarna het destruaat met 750 µl aangezuurd Milli-Q water (pH 2) werd opgelost. Eenzelfde procedure werd gevolgd voor het ontsluiten van metalen in *T. molitor*, zij het dat in dit geval na droogvallen van het pyrexbuisje, de destructie werd herhaald teneinde de harde chitine-huid van de larven volledig op te lossen.

Het metaalgehalte in de destruatens werd bepaald met atomaire-absorptie spectrometrie (AAS). Cr, Ni, As, Cd en Pb werden bepaald met de P-E 5100 ZL (grafietoven) en Cu en Zn met de P-E AAnalyst 100 (vlam). Metaalconcentraties worden uitgedrukt als mg.kg<sup>-1</sup> drooggewicht. Als referentiemateriaal werd Dogfish Liver (DOLT-2) gebruikt.

*PAK analyses.* Om PAKs in wormen te analyseren werd een extractie/cleanup methode uitgevoerd. De methode berust op een Ultra-Turrax extractie van het monster met petroleumether. Na drogen over natriumsulfaat werd het extract van het monster geconcentreerd tot 1 ml en overgebracht in een vooraf gewogen autosampler-flesje. Voor de cleanup (vetscheiding) werd een gedeelte geïnjecteerd in een Gel-Permeatie-Chromatografie (GPC) systeem. De fractie met analieten werd ingedampt en heropgelost in 1 ml aceton-water (2:3), waarna vervolgens 100 µl voor analyse in het LC systeem werd geïnjecteerd. Het vetgehalte werd gravimetrisch bepaald.

PAKs in sla werden ontsloten door middel van Ultra Turrax-extractie met een mengsel van aceton-petroleum ether (2:3). Na drogen over natriumsulfaat en concentreren (Kuderna Danish) van de extractievloeistof werd na toevoegen van een 'holder', een 'phase-switch' gemaakt waarbij het residu wordt opgelost in een volume aceton-water (2:3). Hiervan werd 200 µl in een LC-systeem geïnjecteerd.

## 2.6 Toxiciteits-bioassays

Om een indruk te krijgen van kwalitatieve verschillen in toxiciteit, enerzijds tussen de verschillende mengsels onderling en anderzijds tussen de mengsels en de landbodems die gebruikt zijn om de mengsels te genereren, is een drietal toxiciteits-bioassays uitgevoerd. Dit betreft:

- De bepaling van de kieming van slazaden op grondmonsters overeenkomstig het protocol 600/3-88029 van de US EPA (1989), met als aanpassing dat de zaden direct op de grondmonsters zijn gezaaid. Vertraging van de kieming van slazaad ten opzichte van een referentie kan geïnterpreteerd worden als een verhoogde toxiciteit in het betreffende monster.
- Karakteristieken van de fotosynthese bij de alg *Selenastrum capricornutum* die blootgesteld wordt aan poriewater-extract van grondmonsters, de zogenaamde PAM-toets (Pulse Amplified Modulation). Deze methode is beschreven door Van Beusekom et al, 1989.
- De Microtox-toets, conform SOP nr ECO/064/01 (Wouterse, 1996).

De Microtox-test en de PAM-test werden uitgevoerd met poriewater. Hiervoor werden monsters van de mengsels en de landbodems met behulp van 2 mM  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  op een WHC (Water Holding Capacity) van 70 % - 80% gebracht, waarna de monsters gedurende 2 weken werden geïncubeerd bij 4 °C in losjes dichtgeknoopte plastic zakken. Het poriewater werd verzameld door monsters te centrifugeren bij 6000 g in polyethyleen potten.

De resultaten van de algentoets en de Microtox-toets zijn gefit met een sigmoïdale curve met behulp van het programma Graphpad. Met de hieruit berekende EC50-waarde is vervolgens de grootte van het effect berekend voor het onverdunde (100%) poriewatermonster. De kiemvertraging van slazaad kan direct worden berekend uit de ruwe data (aantal niet gekiemde zaden gedeeld door het aantal gezaaide zaden na maximaal 10 dagen kieming).

## 2.7 Biodegradatiestudies

Op 6 en 7 december 1999 werden op 3 locaties sediment én landbodems bemonsterd voor een biodegradatie-experiment, waarbij de verdwijning van PAKs werd bestudeerd als functie van de tijd. De monsterlocaties zijn zodanig geselecteerd dat ze een zand-, een klei-, en een veengrond bevatten, alsmede de overeenkomstige sedimenten. Bovendien werd ervoor gezorgd dat de PAK-gehalten dusdanig hoog waren dat de mengsels minimaal van klasse 2 waren. Opgemerkt dient te worden dat de landbodems en de sedimenten van andere locaties afkomstig zijn dan de monsters beschreven in Tabel 1 (geldt ook voor de locatie Berkenwoude). De bemonstering en de verdere monstervoorbewerking is uitgevoerd analoog aan de hiervoor beschreven procedures. Na mengen werden per locatie zes plastic permeabele containers gevuld met 3 tot 5 kilogram landbodem of mengsel (afhankelijk van de hoeveelheid grond die beschikbaar was). Twee containers werden met landbodem en vier met een mengsel van landbodem en sediment gevuld. In twee containers gevuld met een mengsel, werden tevens 20 wormen (de veldworm *Lumbricus rubellus*) uitgezet. Drie containers, te weten: één gevuld met landbodem, één gevuld met mengsel en één gevuld met mengsel plus wormen werden buiten ingegraven en drie identieke containers werden in een geconditioneerde ruimte geplaatst ( $T = 17$  °C). In Tabel 2 is de proefopzet schematisch weergegeven.

Tabel 2. Overzicht van de landbodems en sedimenten die voor de biodegradatie-experimenten zijn gebruikt.

Landbodem	Sediment	Zonder wormen		Met wormen	
		Binnen	Buiten	Binnen	Buiten
RIVM		*	*		
Hilversum		*	*		
Berkenwoude		*	*		
RIVM	Edam	*	*	*	*
Hilversum	Hilversum	*	*	*	*
Berkenwoude	Berkenwoude	*	*	*	*

Landbodem = aanduiding van de locatie waar de landbodems zijn genomen, sediment = aanduiding van de locatie waar de sedimenten zijn genomen. De gebruikte wormensoort is *Lumbricus rubellus*.

Op tijdstip  $t = 0$  is een bemonstering uitgevoerd voor de bepaling van de gehalten aan PAKs in de gronden en de mengsels, tevens werd er op  $t = 3$  en  $t = 14$  dagen bemonsterd. Hierna

werd er dynamische bemonsterd: afhankelijk van het resultaat van deze drie bemonsteringen, zijn de tijdstippen van de volgende bemonsteringen bepaald.

Bij de bemonstering van grond werden de containers geleegd en handmatig gehomogeniseerd en verspreid in een bak. Uit deze bak werden klein hapjes grond genomen tot een totaalgewicht van ca. 250 gram. Deze 250 gram grond werd vervolgens cryogeen gemalen volgens het NEN voorschrift 5730. Vijf gram van de cryogeen gemalen grond werd uitgeschud met aceton. Dit werd drie maal herhaald. De PAK-analyse is uitgevoerd met behulp van HPLC met fluorescentie-detectie. Het restant van de grond is terug geplaatst in de containers. Niet uit te sluiten valt dat deze procedure leidt tot extra vervluchtiging van de PAKs uit de grond.

Verdwijning van de PAKs uit de bodems en mengsels, hetgeen een gevolg kan zijn van verschillende processen (zoals vervluchtiging, biodegradatie, abiotische afbraak en, in geval van veldexperimenten, uitspoeling), wordt verondersteld te verlopen volgens een pseudo-eerste orde proces, hetgeen beschreven kan worden aan de hand van formule 1:

$$\text{Formule 1: } \quad \ln(C_0 / C_t) = k * t$$

In deze formule is  $C_0$  ( $\mu\text{mol/kg}$  droge bodem) de initiële PAK-concentratie,  $C_t$  ( $\mu\text{mol/kg}$  droge bodem) is de totaalconcentratie op het tijdstip  $t$  (dagen),  $k$  is de pseudo-eerste orde afbraaksnelheidsconstante ( $\text{dag}^{-1}$ ). De gemeten waarde van  $k$  kan vervolgens gebruikt worden voor het berekenen van de halfwaardetijd voor het verdwijnen van PAK uit de landbodems en/of de mengsels:

$$\text{Formule 2: } \quad t_{1/2} = \ln(2) / k$$

## 2.8 Statistische analyses

### 2.8.1 Principale Component Analyse

Principale Component Analyse (PCA) werd gebruikt om de bemonsterde gronden te categoriseren, om na te gaan of de bemonstering inderdaad verschillende typen bodem (met verschillende sorptie-eigenschappen) heeft opgeleverd, en om na te gaan welke bodemeigenschappen het meeste verschillen tussen de bodems, dan wel om te identificeren welke bodemeigenschappen onderling sterk gecorreleerd zijn. De PCA-analyse resulteert in zogenaamde 'score plots' en 'loading plots'. In de score plot komen bodemmonsters met vergelijkbare karakteristieken dicht bij elkaar te liggen. In de loading plot komen bodemeigenschappen die aan elkaar gerelateerd zijn, en daarmee op vergelijkbare wijze de partitie- en opnameprocessen beïnvloeden, dicht bij elkaar te liggen. PCA analyses werden uitgevoerd met SIMCA-S 6.0 voor Windows (Umetri AB 1994).

## 2.8.2 Partiticoëfficiënten in de bodem

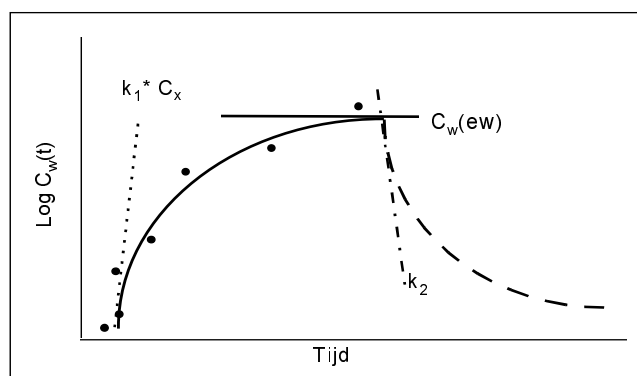
Partiticoëfficiënten,  $K_p$ , worden gebruikt om de distributie van een component te berekenen tussen de vaste fase en de vloeistoffase. De  $K_p$  is als volgt gedefinieerd:

$$\text{Formule 3} \quad K_p = \frac{[\text{stof}]_{\text{vastefase}}}{[\text{stof}]_{\text{vloeistoffase}}}$$

De  $K_p$  kan, afhankelijk van de bodemsamenstelling, een aantal ordes van grootte variëren. Voor het berekenen van de  $K_p$  kunnen voor zowel de teller als voor de noemer verschillende uitdrukkingen voor de gehalten in de vaste en de vloeistof fase worden gebruikt. Voor de metalen die in deze studie zijn onderzocht, zijn het koningswater-destruerebaar metaalgehalte (naar verwachting een goede maat voor het totaal-metaal gehalte in de vaste fase) en het metaalgehalte dat verkregen werd na extractie met 0.01 M CaCl<sub>2</sub>, als uitdrukking van het label aan de vaste fase gesorbeerde metaal-gehalte gebruikt (dus als uitdrukking voor  $[\text{stof}]_{\text{vastefase}}$  in formule 3). Voor het metaalgehalte in de vloeistoffase is uitgegaan van het totaalgehalte in het poriewater na filtratie over een 0.45 µM acetaat-filter. In het geval van PAK's is uitgegaan van de totaalgehalten in de beide fases. In een aantal gevallen was het niet mogelijk om de  $K_p$  te berekenen doordat er gegevens ontbraken (vaste- of vloeibare fase).

## 2.8.3 Opname in de organismen

De interne concentraties van de onderzochte stoffen in de organismen werden per stof bepaald. Allereerst werd vastgesteld of de gemeten waarden boven de detectielimiet lagen. Indien dat niet het geval bleek te zijn, werden de betreffende data niet bruikbaar geacht voor de validatie van de werkhypothese dat een hogere sorptie leidt tot lagere opname. Vervolgens werd vastgesteld of het concentratie-verloop in de tijd overeen kon komen met het patroon van een één-compartimentsmodel. Het hierbij te verwachten opnamepatroon is weergegeven in Figuur 3. Opgemerkt dient te worden dat evenwichtsinstelling in sommige gevallen dermate lang duurt dat evenwicht pas bereikt wordt na blootstellingstijden die langer zijn dan de duur van de experimenten. In een dergelijke situatie kan uit het verloop van de in Figuur 3 weergegeven opnamecurve toch een evenwichtsgehalte berekend worden. Om redenen van consistentie is in deze studie in alle gevallen gebruik gemaakt van berekende evenwichtsgehaltenes.



Figuur 3. De toename van de lichaamsconcentratie van een stof als functie van de tijd volgens een 1-compartiments-benadering met constante opname, gevolgd door een depuratie-periode in schone grond. De punten geven hypothetische waarnemingen aan, de lijn geeft een gefitte curve aan. Na het fitten van de curve zijn voor dit onderzoek de parameters  $k_1$  (opname-snelheidsconstante) en  $C_w(ew)$ , het evenwichtsgelalte in het organisme, van belang.  $k_1 * C_x$  = de opname-flux (mmol/kg worm per dag), waarbij  $C_x$  de biobeschikbare concentratie is,  $k_2$  is de eliminatieconstante ( $\text{dag}^{-1}$ ).

- *Modellering*. De lichaamsconcentraties van de afzonderlijke metalen en PAKs die boven de detectielimiet lagen en voldeden aan het verwachte patroon werden geanalyseerd met behulp van een één-compartimentsmodel, volgens Formule 4 :

$$\text{Formule 4} \quad C_w(t) = C_0 * e^{-k*t} + C_{(ss)} * (1 - e^{-k*t})$$

Met:  $C_w(t)$  = de concentratie in het organisme als functie van de tijd (mmol/kg drooggewicht),  $C_0$  is de concentratie in het organisme op dag 0 (mmol/kg drooggewicht, het is een gemeten waarde, die afgeleid is van de concentraties PAK of metaal in de organismen uit de massakweek, eventueel na darmleging, waarbij verondersteld wordt dat deze concentratie door het organisme geëlimineerd kan worden),  $t$  = de tijd (in dagen),  $k$  = de eliminatiesnelheidsconstante ( $\text{dag}^{-1}$ ),  $C_{ss}$  = het gehalte van de stof bij evenwicht (mmol/kg drooggewicht).

Het model werd op de data gefit met behulp van het programma GraphPad Prism™ 2.0.

- *Het gebruik van de geschatte parameters*. Aan de hand van de parameterwaarden van het model kunnen twee aspecten van het begrip ‘biobeschikbaarheid’ gekwantificeerd worden (Posthuma et al. 1998a), per grond en per stof, namelijk:

- de initiële opnamesnelheidsconstante (curve geëxtrapoleerd naar  $t=0$ , helling)
- de evenwichtsconcentratie (curve geëxtrapoleerd naar  $t \rightarrow \infty$ )

In deze studie heeft de nadruk gelegen op het vaststellen en het interpreteren van de evenwichtsconcentratie. Dit in het licht van de hypothese dat sprake zal zijn van een hogere evenwichtsconcentratie bij lagere sorptie.

Op basis van de evenwichtsconcentratie en de concentratie in de grond werd vervolgens de Biota-Substraat Bioaccumulatie Factor ( $B_X AF$ ) berekend volgens Formule 5:

$$\text{Formule 5:} \quad B_X AF_\infty = \frac{C_w(\infty)}{C_X}$$

In deze formule is  $C_x$  de daadwerkelijk beschikbare concentratie (in deze studie geoperationaliseerd in de vorm van hetzij het totaalgehalte, danwel het  $\text{CaCl}_2$ -extraheerbaar gehalte (in geval van metalen), danwel het poriewatergehalte en, in geval van PAK het vrije PAK-gehalte).

Vergelijking van beide verkregen ‘biobeschikbaarheids’-parameters (respectievelijk ‘initieel’ en ‘evenwicht’) met de partiticoëfficiënten levert uiteindelijk de informatie over de relatieve verschillen in biobeschikbaarheid voor de bestudeerde stoffen tussen de substraten (vergelijking zand vs klei vs veengrond), en de rol van de abiotische (partitie-) processen daarin.

- *Afwijkingen van het compartmentsmodel*. Compartmentmodellen kunnen gebruikt worden in situaties waar de assimilatie constant is, en waarbij de uitscheiding een vast percentage is van de hoeveelheid in het lichaam, dat niet groeit of gewicht verliest. Afwijkingen van deze randvoorwaarden kunnen bestaan uit gewichtsverlies of groei, een niet-constante levering vanuit het substraat, en gedragsveranderingen onder invloed van de bodemeigenschappen of de stoffen daarin. Er zijn diverse metingen verricht om het optreden en de omvang van de afwijkingen te kunnen constateren en kwantificeren. De metingen bestonden met name uit bepalingen van vers- en drooggewichten van wormen in de tijd, per substraat, en uit gedragswaarnemingen.

#### 2.8.4 Modelling plantengroei en metaal/PAKs opname door sla

Een karakteristiek verschil tussen de gebruikte toetsorganismen en planten, is dat de toetsorganismen nauwelijks of niet in gewicht veranderen tijdens accumulatie-experimenten, terwijl planten tijdens de experimenten doorgroeien. Bij de modellering van interne stofgehalten dient in het geval van plantenexperimenten rekening te worden gehouden met de invloed van groei op accumulatie. Om de groei van de slaplanten te beschrijven is het Von Bertalanffy model gebruikt. Dit model wordt normaliter gebruikt voor het beschrijven van de groei van dieren, echter uit voorgaande experimenten (Peijnenburg et. al, 2000) blijkt dit model doorgaans goed de groei van de planten te kunnen beschrijven.

De groei van de plant wordt beschreven met de onderstaande vergelijking:

$$\text{Formule 6: } V(t) = \left[ \frac{a}{b} - \left( \frac{a}{b} - V_0 \frac{1}{3} \right) e^{-\frac{1}{3}bt} \right]^3$$

In deze vergelijking is  $V$  het volume van het organisme ( $\text{m}^3$ ) en  $a$  en  $b$  zijn de geschatte parameters. Planten openen hun huidmondjes voor het verkrijgen van  $\text{CO}_2$  voor de fotosynthese, waardoor de toename in drooggewicht van de plant kan worden gerelateerd aan het waterverlies. In de plantenfysiologie wordt dit ook wel de “Water Use Efficiency”(WUE) genoemd. Deze WUE varieert tussen planten, maar gemiddeld bedraagt deze  $800 \text{ L.Kg}^{-1} \text{ d.w.}$  voor groene groentes (Flindt 1988). Dit wil zeggen dat bij een gewichtstoename van 1 kg d.w., de plant 800 liter poriewater heeft opgenomen. De hypothese is dat niet alleen poriewater wordt opgenomen maar daarin ook de opgeloste mineralen, metalen en organische microverontreinigingen. Het verband tussen de groei (en dus wateropname en de indirect de opname van lichaamsvreemde stoffen) en de totale hoeveelheid metaal of PAK in de plant (A) wordt uitgedrukt in de onderstaande relatie:

Formule 7: 
$$\text{Log}(A(t)) = \text{Log}\left(k_x * \left[ \frac{a}{b} - \left( \frac{a}{b} - V_0^{\frac{1}{3}} \right) e^{-\frac{1}{3}bt} \right]^3 - k_x * V_0 + A_0\right)$$

In feite is dit de Von Bertalanffy formule met een vaste factor ( $k_x$ , mol.kg<sup>-1</sup> d.w.) en een correctie voor de hoeveelheid van het metaal of de PAK die aan het begin van het experiment al in de plant aanwezig was ( $A_0$ ).  $k_x$  is de (bodem en poriewater afhankelijke) parameter die in geval van planten karakteristiek is voor de link tussen daadwerkelijk opname van metalen en/of PAKs door de plant en de biobeschikbaarheid van deze stoffen.  $k_x$  is de parameter die in deze studie als karakteristieke maat voor verdere modellering is gebruikt, inclusief voor het testen van de uitgangshypotheses. Indien  $A_0$  klein is ten opzichte van de hoeveelheid metaal of PAK die bij evenwicht in de plant aanwezig is ( $k_x \cdot V_\infty$ ), mag  $k_x$  als representatief voor het evenwichtsgehalte beschouwd worden.





## 3 Resultaten

### 3.1 Eigenschappen vaste fase

#### 3.1.1 Bodemeigenschappen

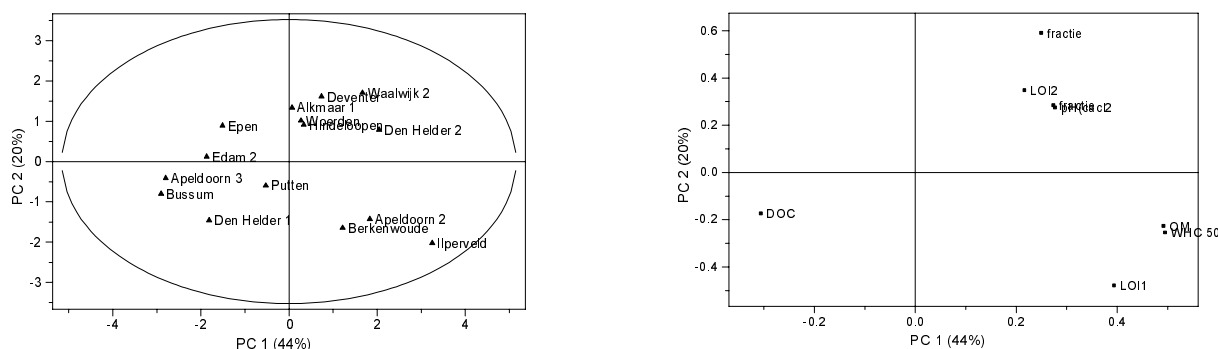
De gemeten bodemeigenschappen van de landbodemmonsters en de mengsels zijn weergegeven in Bijlage 2 en samengevat in Tabel 3. Voor elke bodemeigenschap zijn in de tabel de minimum, de mediane en de maximum meetwaarde gegeven. De gegevens tonen aan dat de bodems en de mengsels onderling verschillen wat betreft hun bodemeigenschappen. Wat met name opvalt is de geringe variatie in gemeten pH-waardes van met name de mengsels. Dit is waarschijnlijk een gevolg van het feit dat Nederlandse sedimenten normaliter carbonaat bevatten, waardoor de pH vaak  $> 7.0$  is. De pH is in grote mate sturend voor de partitie van metalen tussen het poriewater en de vaste fase, en bepaalt aldus niet alleen metaalgehalten in het poriewater maar ook de opname van metalen door organismen die stoffen voornamelijk via het poriewater opnemen. De waarneming van relatief constante bodem-pH kan aldus duiden op geringe variatie in metaalopname tussen de verschillende mengsels.

*Tabel 3. Variatie van de belangrijkste bodemeigenschappen van de in deze studie onderzochte landbodems en mengsels.*

	W <sub>1</sub> (%)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	LOI <sub>1</sub> (%)	LOI <sub>2</sub> (%)	Fractie (%)	Lutum (%)	Tot. C (%)	OM (%)
Min.	17.05	4.68	2.16	0.25	0.55	0.61	1.31	2.23
Med.	38.43	7.06	15.39	1.41	12.88	12.56	4.65	7.91
Max.	73.50	7.46	48.50	7.42	44.97	48.34	13.80	23.46

In alle gevallen zijn de minimum, mediane en maximum waardes gegeven. W<sub>1</sub>= Water holding capacity (50%), LOI<sub>1</sub>= Loss-on-ignition 550°C. LOI<sub>2</sub>= Loss-on-ignition 900°C, Fractie= Deeltjes grootte tussen 2-38µm, lutum= deeltjes  $\leq 2\mu\text{m}$ , Tot. C = organisch koolstof, OM= Organisch materiaal.

Via PCA zijn de verschillen tussen de mengsels grafisch in beeld gebracht (Figuur 4). De eerste twee principale componenten verklaren samen 64% van de variantie in bodemeigenschappen tussen de locaties, de derde en vierde principale component verklaren respectievelijk nog 15 en 10% van de waargenomen variantie in de data.



*Figuur 4. Resultaten van Principale Component Analyse op basis van de bodemeigenschappen van de bemonsterde mengsels. Weergegeven zijn de score (links) en loading (rechts) plots.*

Het PCA-locatie diagram (score plot, links in Figuur 4) toont dat de mengsels op basis van de bodemeigenschappen primair differentiëren in Veen en Klei (rechts) ten opzichte van Zand (links), en dat secundair differentiatie gemaakt wordt tussen Veen en Klei (rechtsonder en rechtsboven). Zand wijkt dus wat betreft bodemeigenschappen het sterkst af, veen en klei differentiëren in mindere mate. Het PCA-bodemeigenschappen diagram (loading plot, rechts in Figuur 4) toont dat bodemeigenschappen weinig overlap vertonen voor wat betreft het verklaren van de variantie in de onderliggende data. Enkel de eigenschappen pH(CaCl<sub>2</sub>) en fractie, en OM en WHC50 vallen op elkaar in de loading plot hetgeen inhoudt dat zij een vergelijkbaar deel van de variantie in de data zouden kunnen verklaren. In het geval van multivariate data-analyses waarbij deze eigenschappen als verklarende variabelen worden gebruikt, dient er dus rekening mee gehouden te worden dat bij gelijktijdig gebruik van genoemde variabelen, er een ‘overfit’ van de data zou kunnen optreden.

### 3.1.2 Metaalconcentraties in de vaste fase

De gemeten metaalgehalten zijn weergegeven in Bijlage 3 en samengevat in Tabel 4. De landbodems en de mengsels bevatten verschillende metaalconcentraties, zowel qua totaal- als qua labiel gebonden concentraties. Dit maakt het noodzakelijk om de partiticoëfficiënten en de bioaccumulatie-factoren te berekenen en te gebruiken bij de verdere interpretatie: bij die berekeningen worden de substraten immers ten opzichte van elkaar genormaliseerd en kan de invloed van milieufactoren op de sorptie en de daaruit resulterende poriewatergehalten worden bepaald. Voor organismen die metalen en PAKs via het poriewater opnemen, zijn het de poriewatergehalten waarvan verondersteld wordt dat ze sturend zijn voor de risico's van deze stofgroepen.

Tabel 4. Variatie van de totaal (boven) en labiel gebonden (onder) concentraties van zeven metalen in de in deze studie onderzochte bodems en mengsels. In alle gevallen zijn minimum, mediane en maximum waarden gegeven.

	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
	mmol/kg	umol/kg	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg
Min	< 0.38	< 0.10	< 0.23	< 0.25	< 0.12	0.11	1.86
Med	1.11	14.21	0.95	0.60	0.51	1.28	7.66
Max	1.24	120.44	5.09	4.73	1.12	10.06	54.86

	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
	μmol/kg	μmol/kg	μmol/kg	μmol/kg	μmol/kg	μmol/kg	μmol/kg
Min	< 0.14	0.01	< 0.19	0.62	0.20	< 0.03	0.66
Med	0.48	0.07	0.44	3.79	2.11	0.13	18.50
Max	4.68	6.57	0.77	25.93	8.96	0.52	628.28

### 3.1.3 PAK-concentraties in de vaste fase

De landbodems en de mengsels bevatten uiteenlopende PAK-concentraties. De gemeten PAK-concentraties zijn opgenomen in Bijlage 4 en samengevat in Tabel 5.

Tabel 5. Variatie van de totaalgehalten van 15 gemeten PAKs in de in deze studie onderzochte landbodems en mengsels. In alle gevallen zijn minimum, mediane en maximum waarden gegeven.

	Nafta-Leen	Acenafteen	Fluoreen	Fenan-threen	Antraceen	Fluoran-theen	Pyreen	Benzo(a)an-thraceen
	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
Min	12.74	<6	1.92	10.24	1.45	25.53	19.94	16.40
Med	34.91	38.38	41.26	325.6	63.13	772.2	557.2	385.7
Max	966.4	342.0	366.3	3630	698.8	4275	3859	1933
	Chry-seen	Benzo(b)fluor-antheen	Benzo(k)fluor-antheen	Benzo(a)-pyreen	Dibenzo(ah)-Antraceen	Benzo-(ghi)-peryleen	Indeno(123-cd)-pyreen	
	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	
Min	19.84	43.73	3.24	12.47	6.52	14.23	60.85	
Med	424.1	629.3	54.15	215.6	71.34	190.1	663.6	
max	1846	2473	237.6	1246	297.3	940.0	3503	

### 3.1.4 Klasse-indelingen

Aan de hand van de gegevens over totaal-concentraties van metalen en PAKs in de landbodems en de mengsels, is elk monster ingedeeld volgens het huidige classificatiesysteem voor baggerspecie. De resultaten zijn samengevat in Tabel 6. Opgemerkt dient te worden dat dit slechts bedoeld is als een indicatie van de mate van verontreiniging van de monsters conform de klassen-indeling omdat normaliter uitsluitend baggerspecie geïnclassificeerd wordt.

Tabel 6. Klasse-indeling van de gebruikte landbodems en mengsels.

	Bodem-								PAKs		
	type	Cadmium	Koper	Nikkel	Lood	Zink	Chroom	Arseen	10 van VROM	Eindoordeel	
LBer	Veen	3	4	3	1	4	1	4	2	4	
LBox	Zand	2	2	0	0	1	0	0	0	2	
LEpe	Klei	3	2	2	4	4	0	0	2	4	
LlIp	Veen	1	4	3	4	4	1	0	2	4	
LOud	Klei	1	0	0	0	1	0	0	2	2	
LWij	Zand	0	0	0	0	1	0	0	3	3	
LWoe	Klei	3	3	2	1	4	1	4	0	4	
MAIk	Klei	1	0	0	1	1	0	0	2	2	
MAp2	Veen	2	4	3	4	4	0	0	2	4	
MAp3	Zand	0	0	0	1	1	0	0	3	3	
MBer	Veen	1	3	3	4	4	0	0	2	4	
MBus	Zand	2	2	0	1	2	0	0	2	2	
MDev	Zand	2	2	0	0	1	0	0	2	2	
MEda	Veen	2	3	0	1	4	1	1	2	4	
MEpe	Klei	3	2	2	4	4	0	0	2	4	
MHel1	Zand	0	0	0	0	1	0	0	3	3	
MHel2	Klei	3	2	3	4	4	0	0	2	4	
MHin	Klei	0	0	0	0	1	0	0	2	2	
MlIp	Veen	1	4	3	4	4	0	0	2	4	
MPut	Klei	1	2	0	0	1	0	0	0	1	
MWaa	Veen	4	3	3	1	4	1	4	2	4	
MWoe	Klei	0	0	0	0	1	0	0	2	2	

Zoals blijkt uit Tabel 6 zijn in het algemeen de metalen klasse-bepalend en omvatten de mengsels de klassen 0 tot 4 voor metalen, en 0 tot 3 voor PAK. De mengsels zijn dus niet allemaal, zoals bedoeld, als minimaal klasse-2 species geclassificeerd. De consequentie hiervan kan zijn dat (mede door de menging met de lager belaste landbodems) de bioassay-mengsels relatief lage stofconcentraties bevatten. Hierdoor kan het voorkomen dat de opname van deze stoffen in de worm gering is, waardoor de validatie van de werkhypothese ‘hoge sorptie’ → ‘lage opname’ (en vice versa) door technische (detectie)problemen en eigenschappen van het gebruikte organisme beperkt wordt (zie resultaten opnamestudies)<sup>1</sup>. Bovendien dient benadrukt te worden dat gehalten van individuele stoffen in de mengsels sterk variëren, waardoor niet alle stoffen noodzakelijkerwijs in detecteerbare hoeveelheden in de organismen en planten behoeven te accumuleren.

### 3.2 Metaal- en PAK-concentraties in poriewater

Het overzicht van de metingen aan poriewatereigenschappen (inclusief metalen en PAKs) is gegeven in de bijlages 5 en 6. De resultaten van de metingen zijn samengevat in de tabellen 7 en 8. Uit het overzicht blijkt dat de eigenschappen van het poriewater verschillen. Tevens verschillen de concentraties van metalen en PAK in het poriewater tussen de locaties (zie bijlages 5 en 6). Wat opnieuw opvalt is de geringe variatie in pH-waardes van het poriewater van met name de mengsels. Zoals hierboven aangegeven, kan dit duiden op een geringe variatie in metaalopname tussen de verschillende mengsels.

Tabel 7. Variatie in de samenstelling van het poriewater van de onderzochte bodems en mengsels.

	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb			
	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l			
Min	<0.02	<0.014	0.361	0.451	0.013	0.001	<0.002			
Med	0.038	0.359	0.586	6.147	0.026	0.011	0.007			
Max	0.409	4.065	1.094	400.367	0.191	0.483	0.043			
	pH	TC	IC	DOC	PO4	EC(25)	HCO3	Cl	NO3	SO4
		mmol/l	mmol/l	mmol/l	µmol/l	µS/cm	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l
Min	5.78	2.14	0.01	1.88	0.30	936.00	0.18	0.23	0.10	0.40
Med	7.44	5.08	0.26	4.92	0.90	2690.00	1.41	2.36	1.82	14.81
Max	7.84	12.46	0.65	12.19	6.10	10230.00	4.13	69.57	21.04	35.91

In alle gevallen zijn minimum, mediane en maximum waardes gegeven. Naast de karakteristieke eigenschappen van het poriewater zijn ook de concentraties van een zevental metalen weergegeven.

<sup>1</sup> Problemen bij de interpretatie van de opnamestudies met wormen betekenen niet dat er geen risico zou bestaan; het betekent alleen dat de worm *Eisenia andrei* in voorkomende gevallen niet geschikt is voor de validatie van de biobeschikbaarheids-werkhypothese met klasse-2 species. Desgewenst kan dit probleem opgelost worden door de validatie uit te voeren met hoger belaste species, gevolgd door extrapolatie naar klasse-2 species, dan wel door het gebruik van een soort die bij de gegeven specie-concentraties heldere opnamepatronen geeft.

Tabel 8. Variatie van de totaalgehalten van 13 PAKs in poriewater van de bioassay-mengsels. In alle gevallen zijn de minimum, mediane en maximum waardes gegeven.

	Naftaleen	Fluoreen	Fenanthreen	Antraceen	Fluorantheen	Pyreen	Benzo(a)-anthra-ceen
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Min	<0.25	<0.057	<0.059	<0.039	<0.25	<0.13	<0.034
Med	0.49	0.07	0.44	0.16	0.63	0.28	0.26
Max	1.83	0.16	2.05	0.34	7.39	5.21	2.73
	Chryseen	Benzo(b)-fluorantheen	Benzo(k)-Fluorantheen	Benzo(a)-pyreen	Dibenzo(ah)-antra-ceen	Benzo(ghi)-peryleen	
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	
Min	<0.049	<0.059	<0.011	<0.025	<0.022	<0.076	
Med	0.26	0.59	0.18	0.36	0.06	0.59	
Max	3.74	4.50	0.84	2.24	0.50	3.58	

### 3.3 Partiticoëfficiënten

#### 3.3.1 Metalen

Metaal-partiticoëfficiënten zijn weergegeven in Bijlages 7 en 8 en samengevat in Tabellen 9 en 10. Uit deze tabellen en bijlages blijkt dat:

- Partiticoëfficiënten tussen metalen significant verschillen. Dit geldt zowel voor  $K_p$ 's op basis van totaal-metaalconcentraties als op basis van de labiel gebonden fractie. Afgemeten aan de mediaan en de totaalconcentraties is de sorptie het sterkst voor lood, gevolgd door chroom, arseen, zink, nikkel, koper en cadmium.
- Partiticoëfficiënten die gebaseerd zijn op totaalgehalten groter zijn dan partiticoëfficiënten gebaseerd op extraheerbare metaalgehalten.
- De sorptie-eigenschappen van de bodems, en dus de gemeten partiticoëfficiënten, in hoge mate verschillen. Ook dit geldt zowel voor  $K_p$ 's op basis van totaal-metaalconcentraties als op basis van de labiel gebonden fracties.

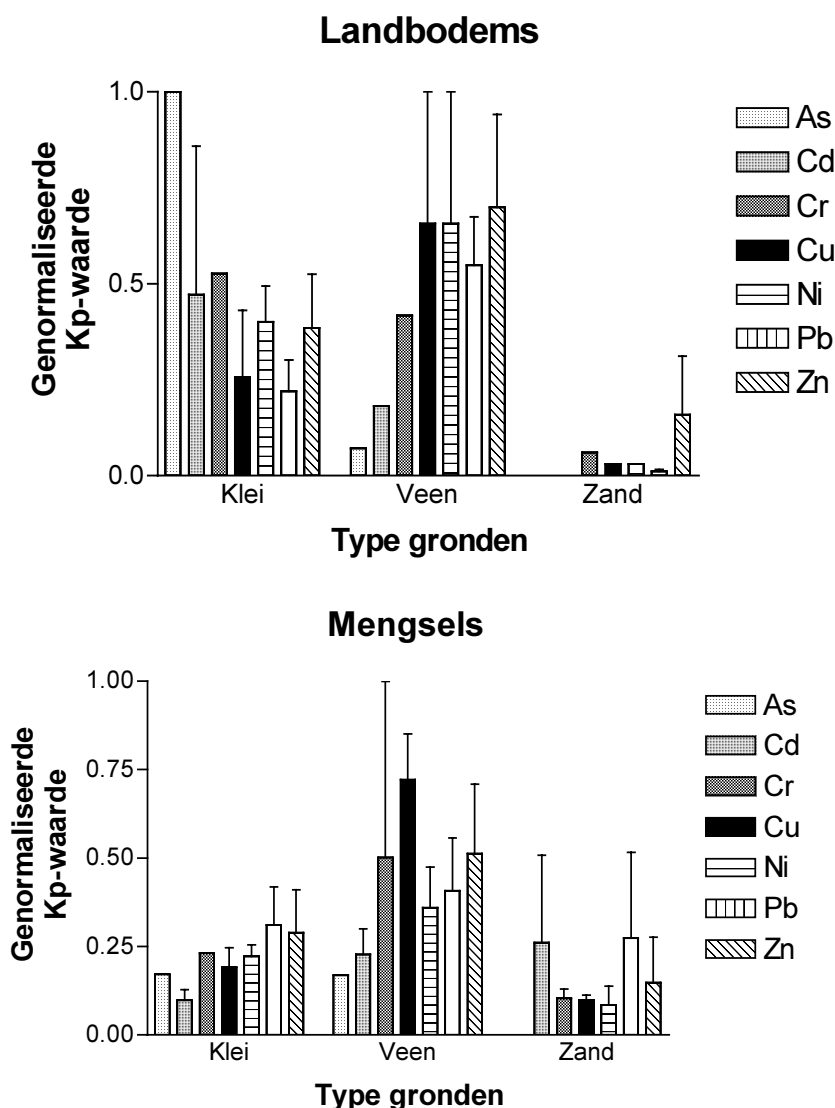
Tabel 9. Variatie van gemeten  $K_p$ -waardes (L/kg) van een zevental metalen in landbodems en mengsels. Weergegeven zijn partiticoëfficiënten die gebaseerd zijn op het totaalgehalten in de vaste fase (koningswater-destructie). Weergegeven zijn de minimum, mediane en maximum waardes.

	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Min	6.48E+03	3.30E+01	8.30E+02	5.38E+02	3.84E+01	4.95E+03	1.10E+01
Med	1.55E+04	1.06E+03	3.74E+04	1.25E+03	1.71E+03	1.95E+05	2.87E+03
Max	9.08E+04	9.87E+03	2.07E+05	7.78E+03	6.94E+03	9.53E+05	9.88E+03

Tabel 10. Variatie van gemeten Kp-waardes (L/kg) van een zevental metalen in landbodems en mengsels. Weergegeven zijn partiticoëfficiënten die gebaseerd zijn op 0.01 M CaCl<sub>2</sub>-extraheerbare metaalgehalten in de vaste fase. In alle gevallen zijn de minimum, mediane en maximum waardes gegeven.

	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Min	3.64E+00	1.03E-03	8.02E+00	1.28E+00	1.74E+00	1.13E+00	1.04E+00
Med	1.88E+01	1.08E-02	1.61E+01	6.92E+00	6.71E+00	1.20E+01	3.89E+00
Max	7.34E+01	4.83E-01	2.70E+01	4.14E+01	1.08E+01	3.60E+01	1.47E+01

Bij onderverdeling van de gemonsterde bodems naar de typen *Zand*, *Klei* en *Veen* (conform de IRIS-uitgangspunten en de PCA-analyse van de monsters) blijken er verschillen in metaalpartitie te bestaan tussen de bodems (Figuur 5). De partiticoëfficiënten waren in het algemeen hoger voor de landbodems dan voor de mengsels en de oorspronkelijke landbodems. Verder bleek de sorptie in de regel het hoogst in de veen- en de kleigronden, gevolgd door de zandgronden.



Figuur 5. Patroon van metaalpartitie in de 3 onderzochte bodemtypen (*Zand*, *Klei* en *Veen*). Het patroon is verkregen door de partiticoëfficiënten te normaliseren op de hoogst waargenomen waarde voor één van de metalen. Boven: landbodems; onder: mengsels.

### 3.3.2 PAKs

De partiticoëfficiënten van de PAKs zijn weergegeven in Bijlage 9 en samengevat in Tabel 11. Aangezien te verwachten valt dat gemeten partiticoëfficiënten van PAKs gerelateerd zijn aan de hydrofobiciteit van de PAKs, is in Tabel 11 tevens de waarde van de octanol-water partiticoëfficiënt ( $K_{ow}$ ) van de PAKs weergegeven. De  $K_{ow}$  is een maat voor de hydrofobiciteit van een organische verbinding.

Tabel 11. Variatie van gemeten  $K_p$ -waardes (L/kg) van een 13-tal PAKs in de in deze studie onderzochte bodems en mengsels. In alle gevallen zijn de minimum, mediane en maximum waardes gegeven, daarnaast is voor elke PAK de waarde van de (log-getransformeerde) octanol-water partiticoëfficiënt weergegeven.

	Naftaleen	Fluoreen	Fenanthreen	Antraceen	Fluorantheen	Pyreen	Benzo(a)-Anthraceen
Log $K_{ow}$	3.37	4.18	4.57	4.54	5.22	5.18	5.91
Min	1.40E+01	1.87E+02	5.25E+01	9.87E+02	3.95E+02	8.32E+01	2.74E+02
Med	8.48E+01	7.04E+02	7.20E+02	2.23E+03	1.82E+03	1.83E+03	2.71E+03
Max	1.72E+03	3.13E+03	7.55E+03	5.96E+03	1.66E+04	2.05E+04	2.32E+04
	Chryseen	Benzo(b)-Fluorantheen	Benzo(k)-Fluorantheen	Benzo(a)-Pyreen	Dibenzo(ah)-Antraceen	Benzo(ghi)-Peryleen	
Log $K_{ow}$	5.86	5.80	6.00	6.40	6.75	6.50	
Min	1.64E+02	1.70E+02	4.52E+01	1.63E+02	3.06E+02	6.87E+01	
Med	2.52E+03	2.26E+03	5.52E+02	1.33E+03	1.62E+03	6.80E+02	
Max	1.70E+04	1.03E+04	2.70E+03	6.01E+03	1.26E+04	2.79E+03	

De gegevens tonen aan dat de PAKs onderling zeer sterk en systematisch verschillen wat betreft sorptie: gelet op de mediane gehalten, neemt de sorptie in eerste instantie toe met toenemende hydrofobiciteit, gevolgd door een afname van de sorptie voor de PAKs met een log  $K_{ow} > 6$ . Tevens tonen de gegevens aan dat de sorptie-eigenschappen van de bodems verschillend zijn: zoals verwacht zijn de partiticoëfficiënten in het algemeen het grootst voor veenbodems, gevolgd door zand- en kleibodems, alhoewel in de laatste gevallen de trend wat minder duidelijk is. De partitie van hydrofobe organische stoffen wordt in belangrijke mate gestuurd door sorptie aan het in de bodem aanwezige organische materiaal. De hoeveelheid organisch materiaal dat in een bodem aanwezig is, kan dus in belangrijke mate de waarde van de experimenteel gemeten partiticoëfficiënten bepalen. Om rekening te houden met de invloed van verschillen in het organisch koolstofgehalte van de bodems, worden partiticoëfficiënten van hydrofobe organische stoffen normaliter genormaliseerd op het organisch koolstofgehalte van de bodem, waardoor ze beter vergelijkbaar worden (Sabljic et al., 1995). In Tabel 12 en Bijlage 10 zijn de organisch koolstof-genormaliseerde partiticoëfficiënten ( $K_{oc}$ ) weergegeven.

Tabel 12. Variatie van gemeten organisch koolstof-genormaliseerde partiticoëfficiënten ( $K_{oc}$ , L/kg) van een 13-tal PAKs in de in deze studie onderzochte bodems en mengsels. In alle gevallen zijn de minimum, mediane en maximum waarden gegeven, daarnaast is voor elke PAK de waarde van de (log-getransformeerde) octanol-water partiticoëfficiënt weergegeven.

	Naftaleen	Fluoreen	Fenanthreen	Antraceen	Fluoranthreen	Pyreen	Benzo(a)-anthra-ceen
Log $K_{ow}$	3.37	4.18	4.57	4.54	5.22	5.18	5.91
Min	2.22E+02	2.98E+03	2.23E+03	9.89E+03	6.85E+03	3.53E+03	1.13E+04
Med	2.00E+03	1.53E+04	1.51E+04	6.08E+04	3.58E+04	4.15E+04	3.84E+04
Max	1.75E+04	5.53E+04	1.26E+05	2.26E+05	2.56E+05	1.87E+05	4.15E+05
	Chryseen	Benzo(b)-fluoranthreen	Benzo(k)-fluoranthreen	Benzo(a)-pyreen	Dibenzo(ah)-anthraceen	Benzo(ghi)-Pery-Leen	
Log $K_{ow}$	5.86	5.80	6.00	6.40	6.75	6.50	
Min	6.96E+03	7.21E+03	1.92E+03	5.49E+03	1.06E+04	2.92E+03	
Med	3.59E+04	2.80E+04	7.89E+03	1.90E+04	3.21E+04	9.14E+03	
Max	3.53E+05	2.59E+05	5.97E+04	1.29E+05	2.14E+05	9.18E+04	

## 3.4 Opname-bioassays

### 3.4.1 Regenwormen – *Eisenia andrei*

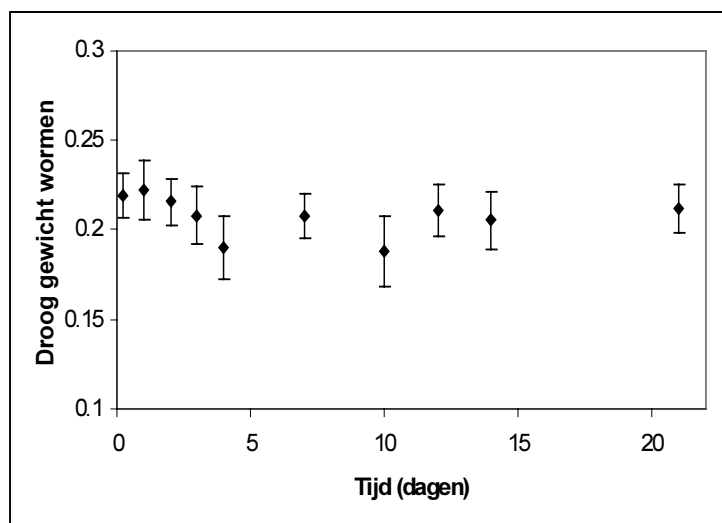
#### 3.4.1.1 Prestaties van de organismen

- *Gedrag*. Wormen die blootgesteld werden in de *Zand*- en de *Veen*-mengsels en –landbodems gedroegen zich op de wijze die bekend is uit standaard laboratoriumexperimenten (homogene verdeling over het substraat, vrijwel volledig onder oppervlakte, actief kruipen, incidentele paring). De wormen in de *Klei*-mengsels en *Klei*-landbodems daarentegen bleken minder actief graafgedrag te vertonen en bleven soms op een kluitje zitten. Niet uit te sluiten valt dat het gedrag van wormen in de klei-mengsels en –landbodems van invloed is geweest op de opname van metalen en PAKs. Deze invloed valt echter niet te kwantificeren.

- *Sterfte*. Sterfte in de wormen werd niet waargenomen.

- *Groei*. Een randvoorwaarde voor compartments-modellering is, dat de omvang van het bestudeerde compartiment gelijk blijft, hetgeen in dit geval wil zeggen dat de drooggewichten van de wormen niet veranderen. Het bleek inderdaad zo te zijn dat gedurende de duur van de blootstelling, er in géén van de mengsels en landbodems significante veranderingen van het drooggewicht van de wormen waarneembaar waren. Dit is grafisch geïllustreerd in Figuur 6. In deze figuur zijn de gemiddelde drooggewichten van de wormen uitgezet als functie van de blootstellingsduur. Met de gegevens gepresenteerd in Figuur 6 is voldaan aan een van de randvoorwaarden voor één-compartimentsmodellering.





Figuur 6. Verandering van het drooggewicht van *Eisenia andrei* gedurende de bioassays. Uitgezet is het gemiddelde drooggewicht van de wormen (gram) als functie van de blootstellingsduur (dagen). Per tijdstip is tevens het 95 % betrouwbaarheidsinterval weergegeven. Het aantal bemonsterde wormen per tijdstip is 110.

### 3.4.1.2 Metaalaccumulatie

- *Initiële concentraties.* De initiële concentraties van de metalen in de wormen zijn samengevat in Tabel 13. As, Cd, Cr, Ni en Pb zijn in lage gehalten aanwezig, Cu en Zn komen in hogere gehalten voor. Dit is waarschijnlijk een gevolg van regulatie van de lichaamsconcentraties van deze essentiële metalen, vanwege hun rol in diverse enzym-systemen.

Tabel 13. Initiële lichaamsconcentraties van metalen in *E. andrei* uit de massakweek, niet blootgesteld aan bio-assay-mengsels. De gehalten hebben betrekking op 12 wormen.

Metaal	mmol/kg	st. dev.
As	0.052	0.002
Cd	0.088	0.003
Cr	0.004	0.001
Cu	0.208	0.007
Ni	0.016	0.002
Pb	0.009	0.001
Zn	1.83	0.01

- *Verandering ten gevolge van blootstelling.*

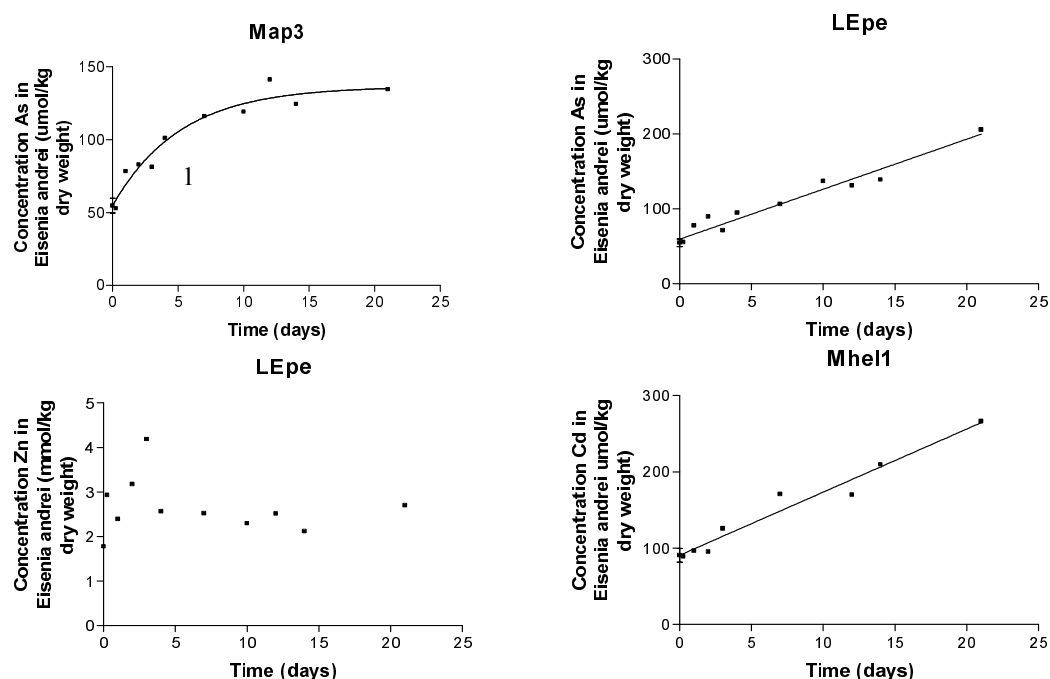
Accumulatie van metalen boven de initiële lichaamsconcentraties bleek afhankelijk van het metaal en van de landbodem of het mengsel. In totaal werden drie verschillende opnamepatronen waargenomen:

- Geen significante verandering van de interne gehalten gedurende de gehele blootstellingsduur. Hierbij is als maat voor het beoordelen van de significantie, 2 maal de standaard deviatie van de metingen van het initiële interne gehalte aangehouden (n=12).
- Accumulatie overeenkomstig het één-compartimentsmodel gegeven in formule 4. In sommige gevallen was evenwichtinstelling dermate snel, dat geen opname- en/of

eliminatiesnelheidsconstanten gemeten konden worden. In dergelijke gevallen was het wel mogelijk om een evenwichtsgelalte te berekenen, dit is gedaan door de gemeten evenwichtsgelalten (vanaf  $t=1$ ) te middelen.

- Accumulatie overeenkomstig het ééncompartimentsmodel gegeven in formule 4, waarbij echter geen eliminatie van de metalen door de regenwormen waarneembaar was. Dit resulteert in lineair toenemende interne metaalgehaltes. De implicatie van dit patroon is dat er tijdens de blootstellingsduur van de organismen geen evenwichtsinstelling van de interne metaalgehaltes optreedt, waardoor het niet mogelijk is om evenwichtsgelalten en bioaccumulatiefactoren te berekenen.

In Figuur 7 zijn, ter illustratie, de uit deze patronen voortkomende karakteristieke opnamecurves weergegeven.



Figuur 7. Illustratie van karakteristieke opnamepatronen van metalen in *Eisenia andrei*, zoals waargenomen in de onderzochte landbodems en mengsels van landbodems en sedimenten gedurende de bioassays. Weergegeven zijn: accumulatie volgens een één-compartimentsmodel (linksboven), accumulatie volgens een één-compartimentsmodel zonder eliminatie (rechtsboven en rechtsonder) en het geval waarbij de interne lichaamsgehaltes niet significant veranderen (minder dan 2 maal de standaard deviatie van de bepaling van het initiële lichaamsgehalte) het tijdens de blootstelling in de landbodems of de mengsels (linksonder).

Hieronder worden de opnamepatronen per metaal samengevat.

### Arseen

In Tabel 14 zijn, per bodem en per mengsel, de waargenomen opnamekarakteristieken van As door *Eisenia andrei* weergegeven.

Tabel 14. Opnamekarakteristieken van As door *Eisenia andrei* in de landbodems en mengsels.

Monster-Code	Gemengd met	Bodem-type	PH (CaCl <sub>2</sub> )	As	Type model	C <sub>0</sub>	k <sub>1</sub> *C <sub>x</sub>	k <sub>2</sub>	STE	C <sub>ss</sub>	STE	R <sup>2</sup>
				mmol/kg		µmol/kg d.w.	µmol/kg worm/dag	dag <sup>-1</sup>		µmol/kg d.w.		
Lber	--	Veen	7.65	1.24	Lin.	49.41	20.81		1.01			0.98
Lbox	--	Zand	5.78	<0.38	G.A.							
Lepe	--	Klei	7.42	<0.38	Lin.	46.24	4.46		0.45			0.89
Lilp	--	Veen	7.63	<0.38	Lin.	44.60	2.41		0.57			0.60
Loud	--	Klei	7.84	<0.38	G.A.							
Lwij	--	Zand	7.78	<0.38	Lin.	42.25	3.24		0.66			0.67
Lwoe	--	Klei	6.93	1.22	G.A.							
Malk	Loud	Klei	7.73	<0.38	G.A.							
MApp2	Lilp	Veen	7.04	<0.38	G.A.							
MApp3	LWij	Zand	7.14	<0.38	Een comp.	54.74		0.02	0.05	136.60	7.16	0.95
Mber	Lilp	Veen	7.45	<0.38	Een comp.	53.86		0.59	0.40	83.07	4.39	0.68
Mbus	LBox	Zand	6.08	<0.38	Een comp.	56.10		0.17	0.07	111.90	8.64	0.88
Mdev	LBox	Zand	7.53	<0.38	Een comp.					71.45	4.47	
Meda	LBer	Veen	7.41	<0.38	Lin.	2.07	58.35		0.59			0.51
Mepe	LEpe	Klei	7.46	<0.38	Lin. I	59.53	6.68		0.46			0.95
MHel1	LWij	Zand	6.91	<0.38	Een comp.	52.83		0.56	0.45	86.86	6.68	0.64
MHel2	LEpe	Klei	7.46	1.00	Lin.	70.74	7.78		0.88			0.89
Mhin	Loud	Klei	7.68	<0.38	G.A.							
Milp	Lilp	Veen	7.30	<0.38	Een comp.	52.66		0.63	0.39	106.30	8.04	0.74
Mput	LWoe	Klei	6.89	<0.38	Lin.	56.21	2.69		0.37			0.82
Mwaa	LBer	Veen	7.69	0.77	Een comp.	53.21		0.81	0.52	111.00	8.13	0.76
Mwoe	LWoe	Klei	6.86	<0.38	Een comp. <sup>1</sup>					69.83	4.68	

Gemengd met = codering van de landbodem die gebruikt is om het mengsel mee te maken, As= totaal gehalte As in de landbodem of het mengsel (koningswaterdestructie), type model: G.A. = Geen significante opname, een comp. = opname volgens het een-compartimentsmodel gegeven in formule 4, lin. = opname volgens het een-compartimentsmodel gegeven in formule 4, zonder eliminatie. C<sub>0</sub> = met behulp van formule 4 berekende initiële concentratie, STE = standard error of prediction, k<sub>1</sub>\*C<sub>x</sub> = opnameflux, k<sub>2</sub> = eliminatiesnelheidsconstante, C<sub>ss</sub> = evenwichtgehalte in de organismen. R<sup>2</sup> = correlatiecoëfficiënt, gecorrigeerd voor het aantal waarnemingen.

<sup>1</sup>: Dermate snelle evenwichtinstelling dat geen opname- en eliminatiesnelheidsconstanten konden worden bepaald.

Uit Tabel 14 valt op te maken dat As slechts in beperkte mate geaccumuleerd wordt door *E. andrei*: evenwichtgehalten zijn ruwweg een factor 2-3 hoger dan de gehalten in de kweek en in vergelijking tot de landbodems waarmee de baggerspecie is gemengd, zijn de interne gehalten van een vergelijkbaar niveau. De belangrijkste uitzondering is het mengsel Mhel1. Echter, zoals blijkt uit de waarde van R<sup>2</sup> (Tabel 14) was er in dit specifieke geval sprake van een aanzienlijke variatie in de data, waardoor het niet goed mogelijk is om eenduidige conclusies te trekken. Ook blijkt uit een vergelijking van Tabel 14 met Tabel 6 (klasse-indeling) dat zelfs voor het mengsel Mwaa (klasse 4 voor wat betreft As), de accumulatie van As beperkt is: evenwichtgehalte was slechts twee maal het gehalte in de kweek.

## Cadmium

In Tabel 15 zijn, per bodem en per mengsel, de waargenomen opnamekarakteristieken van Cd door *Eisenia andrei* weergegeven.

Tabel 15. Opnamekarakteristieken van Cd door *Eisenia andrei* in de landbodems en mengsels.

Monster-Code	Gemengd Met	Bodem-type	PH (CaCl <sub>2</sub> )	Cd μmol/kg	Type model	C <sub>0</sub> μmol/kg d.w.	k <sub>1</sub> μmol/kg worm/dag	k <sub>2</sub> Dag <sup>-1</sup>	STE	C <sub>ss</sub> μmol/kg d.w.	STE	R <sup>2</sup>
Lber	--	Veen	7.65	87.10	G.A.							
Lbox	--	Zand	5.78	<det	Lin.	78.20	31.41		2.81			0.91
Lepe	--	Klei	7.42	79.55	Lin.	80.66	8.79		0.69			0.93
Lilp	--	Veen	7.63	<det	G.A.							
Loud	--	Klei	7.84	<det	G.A.							
Lwij	--	Zand	7.78	<det	Lin.	85.62	5.85		0.62			0.88
Lwoe	--	Klei	6.93	84.73	G.A.							
Malk	Loud	Klei	7.73	1.85	G.A.							
MAp2	Lilp	Veen	7.04	12.03	G.A.							
MAp3	LWij	Zand	7.14	1.19	G.A.							
Mber	Lilp	Veen	7.45	7.62	G.A.							
Mbus	LBox	Zand	6.08	15.95	Lin.	85.86	4.49		0.51			0.86
Mdev	LBox	Zand	7.53	67.89	G.A.							
Meda	Lber	Veen	7.41	1.23	G.A.							
Mepe	LEpe	Klei	7.46	63.45	Lin.	89.26	3.35		0.45			0.82
MHel1	LWij	Zand	6.91	22.73	Lin.	90.80	8.27		0.63			0.94
MHel2	LEpe	Klei	7.46	73.97	G.A.							
Mhin	Loud	Klei	7.68	1.35	G.A.							
Milp	Lilp	Veen	7.30	12.46	G.A.							
Mput	LWoe	Klei	6.89	3.89	G.A.							
Mwaa	Lber	Veen	7.69	120.44	Een comp. <sup>1</sup>					117.7	8.88	
Mwoe	LWoe	Klei	6.86	1.78	G.A.							

Gemengd met = codering van de landbodem die gebruikt is om het mengsel mee te maken, Cd= totaal gehalte Cd in de landbodem of het mengsel (koningswaterdestructie), type model: G.A. = Geen significante opname, een comp. = opname volgens het een-compartimentsmodel gegeven in formule 4, lin. = opname volgens het een-compartimentsmodel gegeven in formule 4, zonder eliminatie. C<sub>0</sub> = met behulp van formule 4 berekende initiële concentratie, STE = standard error of prediction, k<sub>1</sub>\*C<sub>x</sub> = opnameflux, k<sub>2</sub> = eliminatiesnelheidsconstante, C<sub>ss</sub> = evenwichtsgehalte in de organismen. R<sup>2</sup> = correlatiecoëfficiënt, gecorrigeerd voor het aantal waarnemingen.

<sup>1</sup>: Dermate snelle evenwichtinstelling dat geen opname- en eliminatiesnelheidsconstantes konden worden bepaald.

Uit Tabel 15 valt op te maken dat Cd slechts in beperkte mate geaccumuleerd wordt door *E. andrei*. Het blijkt zelfs zo te zijn dat de accumulatie in de mengsels lager is dan de accumulatie in de landbodems die als basis voor de mengsels hebben gediend. Mogelijk is dit een gevolg van de hogere pH in de mengsels ten opzichte van de pH van de landbodems. Ook wordt Cd niet of nauwelijks geaccumuleerd in mengsels die geclassificeerd zijn als klasse 3 of 4 (Mwaa, met een evenwichtsgehalte dat slechts 1.5 maal hoger was dan het initiële Cd-gehalte).

Chroom

In Tabel 16 zijn, per bodem en per mengsel, de waargenomen opnamekarakteristieken van Cr door *Eisenia andrei* weergegeven.

Tabel 16. Opnamekarakteristieken van Cr door *Eisenia andrei* in de landbodems en mengsels.

Monster-Code	Gemengd Met	Bodem-type	pH (CaCl <sub>2</sub> )	Cr	Type model	C <sub>0</sub>	k <sub>2</sub>	STE	C <sub>ss</sub>	STE	R <sup>2</sup>
				μmol/kg		μmol/kg d.w.	Dag <sup>-1</sup>		μmol/kg d.w.		
Lber	--	Veen	7.04	4.12	Een comp. <sup>1</sup>				388	144.7	
Lbox	--	Zand	4.68	0.54	G.A.						
Lepe	--	Klei	6.75	0.82	G.A.						
Lip	--	Veen	7.20	1.88	G.A.						
Loud	--	Klei	7.44	1.16	Een comp. <sup>1</sup>				94.9	23.8	
Lwij	--	Zand	7.12	<0.23	G.A.						
Lwoe	--	Klei	6.06	4.11	G.A.						
Malk	LOud	Klei	7.46	1.02	G.A.						
MAp2	Llip	Veen	6.79	0.95	G.A.						
MAp3	LWij	Zand	7.08	0.30	G.A.						
Mber	Llip	Veen	7.04	0.83	Een comp. <sup>1</sup>				13.7	2.7	
Mbus	LBox	Zand	5.54	0.69	G.A.						
Mdev	LBox	Zand	6.63	0.70	Een comp. <sup>1</sup>						
Meda	LBer	Veen	7.34	0.34	Een comp. <sup>1</sup>						
Mepe	LEpe	Klei	7.07	0.61	G.A.						
MHel1	LWij	Zand	7.25	0.67	G.A.				17.3	4.3	
MHel2	LEpe	Klei	6.79	3.86	G.A.				47.4	9.5	
Mhin	LOud	Klei	7.33	0.97	G.A.						
Milp	Llip	Veen	7.30	0.95	G.A.						
Mput	LWoe	Klei	6.20	1.05	G.A.						
Mwaa	LBer	Veen	7.38	5.09	Een comp. <sup>1</sup>				16.4	4.8	
Mwoe	LWoe	Klei	6.65	1.23	G.A.						

Gemengd met = codering van de landbodem die gebruikt is om het mengsel mee te maken, Cr= totaal gehalte Cr in de landbodem of het mengsel (koningswaterdestructie), type model: G.A. = Geen significante opname, een comp. = opname volgens het een-compartimentsmodel gegeven in formule 4. C<sub>0</sub> = met behulp van formule 4 berekende initiële concentratie, STE = standard error of prediction, k<sub>2</sub> = eliminatiesnelheidsconstante, C<sub>ss</sub> = evenwichtsgelalte in de organismen. R<sup>2</sup> = correlatiecoëfficiënt, gecorrigeerd voor het aantal waarnemingen.

<sup>1</sup>: Dermate snelle evenwichtsinstelling dat geen opname- en eliminatiesnelheidsconstantes konden worden bepaald.

Uit Tabel 16 valt op te maken dat Cr slechts in beperkte mate geaccumuleerd wordt door *E. andrei*. In het algemeen werden in geval van accumulatie volgens het één-compartimentsmodel de hoogste interne gehalten gemeten in de (2) landbodems. Hierbij moet aangetekend worden dat, zoals onder andere weergegeven in Tabel 6 (klasse-indeling), chroomgehaltenes in de mengsels dermate laag waren dat de mengsels enkel als klasse 0 of 1 konden worden ingedeeld voor wat betreft Cr.

## Koper

In Tabel 17 zijn, per bodem en per mengsel, de waargenomen opnamekarakteristieken van Cu door *Eisenia andrei* weergegeven.

Tabel 17. Opnamekarakteristieken van Cu door *Eisenia andrei* in de landbodems en mengsels.

Monster-code	Gemengd met	Bodem-type	pH (CaCl <sub>2</sub> )	Cu	Type model	C <sub>0</sub>	k <sub>1</sub>	k <sub>2</sub>	STE	C <sub>ss</sub>	STE	R <sup>2</sup>
				mmol/kg		mmol/kg d.w.	μmol/kg worm/dag	Dag <sup>-1</sup>		mmol/kg d.w.		
Lber	--	Veen	7.65	2.98	Een comp.	0.24		14.24	6.15	0.51	0.02	0.95
Lbox	--	Zand	5.78	0.34	G.A.							
Lepe	--	Klei	7.42	0.41	Een comp. <sup>1</sup>					0.26	0.02	
Lilp	--	Veen	7.63	4.21	Een comp.	0.24		10.00	14.58	0.46	0.02	0.76
Loud	--	Klei	7.84	0.35	G.A.							
Lwij	--	Zand	7.78	<0.25	G.A.							
Lwoe	--	Klei	6.93	2.85	G.A.							
Malk	LOud	Klei	7.73	0.37	G.A.							
MAp2	Lilp	Veen	7.04	3.00	Een comp.	0.20		65.45	1.7	0.38	0.02	0.71
MAp3	LWij	Zand	7.14	<0.25	Een comp.	0.20		3.56	1.8	0.32	0.01	0.89
Mber	Lilp	Veen	7.45	2.64	Een comp.	0.20		61.72	7.0	0.34	0.01	0.70
Mbus	LBox	Zand	6.08	0.59	G.A.							
Mdev	LBox	Zand	7.53	0.54	Lin.	0.19	0.00					0.59
Meda	LBer	Veen	7.41	<0.25	G.A.							
Mepe	LEpe	Klei	7.46	0.38	G.A.							
MHel1	LWij	Zand	6.91	0.51	Lin.	0.20	0.05					0.94
MHel2	LEpe	Klei	7.46	2.34	Een comp.	0.23		0.31	0.16	0.73	0.07	0.82
Mhin	LOud	Klei	7.68	0.50	G.A.							
Milp	Lilp	Veen	7.30	4.73	Een comp.	0.25		0.08	0.04	1.22	0.27	0.93
Mput	LWoe	Klei	6.89	0.60	G.A.							
Mwaa	LBer	Veen	7.69	2.45	Een comp.	0.19		1.61	0.25	0.49	0.01	0.99
Mwoe	LWoe	Klei	6.86	0.48	G.A.							

Gemengd met = codering van de landbodem die gebruikt is om het mengsel mee te maken, Cu = totaal gehalte Cu in de landbodem of het mengsel (koningswaterdestructie), type model: G.A. = Geen significante opname, een comp. = opname volgens het een-compartimentsmodel gegeven in formule 4, lin. = opname volgens het een-compartimentsmodel gegeven in formule 4, zonder eliminatie. C<sub>0</sub> = met behulp van formule 4 berekende initiële concentratie, STE = standard error of prediction, k<sub>1</sub>\*C<sub>x</sub> = opnameflux, k<sub>2</sub> = eliminatiesnelheidsconstante, C<sub>ss</sub> = evenwichtsgehalte in de organismen. R<sup>2</sup> = correlatiecoëfficiënt, gecorrigeerd voor het aantal waarnemingen.

<sup>1</sup>: Dermate snelle evenwichtinstelling dat geen opname- en eliminatiesnelheidsconstanten konden worden bepaald.

Uit Tabel 17 valt op te maken dat significante accumulatie van koper slechts in één mengsel waarneembaar was: Milp (klasse 4 voor wat betreft koper). In de meeste mengsels en landbodems wordt geen significante verhoging van de interne kopergehalten gevonden, hetgeen mogelijk een gevolg is van actieve regulatie van interne kopergehalten door het organisme.

Nikkel

In Tabel 18 zijn, per bodem en per mengsel, de waargenomen opnamekarakteristieken van Ni door *Eisenia andrei* weergegeven.

Tabel 18. Opnamekarakteristieken van Ni door *Eisenia andrei* in de landbodems en mengsels.

Monster-Code	Gemengd Met	Bodem-type	pH (CaCl <sub>2</sub> )	Ni	Type model	C <sub>0</sub>	k <sub>1</sub>	k <sub>2</sub>	STE	C <sub>ss</sub>	STE	R <sup>2</sup>
				mmol/kg		µmol/kg d.w.	µmol/kg worm/dag	Dag <sup>-1</sup>		µmol/kg d.w.		
Lber	--	Veen	7.65	0.79	Een comp.	17.79		0.63	0.48	53.29	7.54	0.72
Lbox	--	Zand	5.78	0.13	G.A.							
Lepe	--	Klei	7.42	0.46	Een comp.	17.34		0.69	0.22	48.47	2.46	0.92
Lilp	--	Veen	7.63	1.12	G.A.					38.15	4.92	
Loud	--	Klei	7.84	0.52	G.A.							
Lwij	--	Zand	7.78	<0.12	Een comp.	16.45		0.23	0.09	42.70	3.04	0.90
Lwoe	--	Klei	6.93	0.78	Een comp.	15.54		5.00	2.54	43.47	1.74	0.90
Malk	LOud	Klei	7.73	0.40	G.A.							
MAp2	Lilp	Veen	7.04	0.74	G.A.							
MAp3	LWij	Zand	7.14	0.14	Een comp. <sup>1</sup>					46.98	0.74	
Mber	Lilp	Veen	7.45	0.58	G.A.							
Mbus	LBox	Zand	6.08	0.16	Lin.	23.77	3.52		0.59			0.76
Mdev	LBox	Zand	7.53	0.46	Een comp. <sup>1</sup>					37.61	7.79	
Meda	LBer	Veen	7.41	0.14	Een comp. <sup>1</sup>					33.92	4.87	
Mepe	LEpe	Klei	7.46	0.44	Een comp.	26.90		0.28	0.20	66.16	9.25	0.66
MHel1	LWij	Zand	6.91	0.13	G.A.							
MHel2	LEpe	Klei	7.46	0.70	Een comp.	13.20		4.13	4.82	44.83	5.02	0.62
Mhin	LOud	Klei	7.68	0.51	G.A.							
Milp	Lilp	Veen	7.30	0.70	Een comp.	14.95		0.37	0.26	38.34	4.29	0.70
Mput	LWoe	Klei	6.89	0.45	Een comp. <sup>1</sup>					40.14	5.08	
Mwaa	LBer	Veen	7.69	0.78	Een comp.	13.45		0.55	0.49	39.24	5.59	0.59
Mwoe	LWoe	Klei	6.86	0.57	G.A.							

Gemengd met = codering van de landbodem die gebruikt is om het mengsel mee te maken, Ni = totaal gehalte Ni in de landbodem of het mengsel (koningswaterdestructie), type model: G.A. = Geen significante opname, een comp. = opname volgens het een-compartimentsmodel gegeven in formule 4, lin. = opname volgens het een-compartimentsmodel gegeven in formule 4, zonder eliminatie. C<sub>0</sub> = met behulp van formule 4 berekende initiële concentratie, STE = standard error of prediction, k<sub>1</sub>\*C<sub>x</sub> = opnameflux, k<sub>2</sub> = eliminatiesnelheidsconstante, C<sub>ss</sub> = evenwichtsgehalte in de organismen. R<sup>2</sup> = correlatiecoëfficiënt, gecorrigeerd voor het aantal waarnemingen.

<sup>1</sup>: Dermate snelle evenwichtinstelling dat geen opname- en eliminatiesnelheidsconstanten konden worden bepaald.

Uit Tabel 18 valt op te maken dat daar waar significante opname van Ni waarneembaar is, de interne evenwichtsgehalten in de regenwormen tussen landbodems en mengsels niet significant verschillen: een effect van het toevoegen van baggerspecie aan de landbodems is niet waarneembaar. Mogelijk is ook deze waarneming ten dele verklaarbaar uit de verhoogde pH van de mengsels.

Lood

In Tabel 19 zijn, per bodem en per mengsel, de waargenomen opnamekarakteristieken van Pb door *Eisenia andrei* weergegeven.

Tabel 19. Opnamekarakteristieken van Pb door *Eisenia andrei* in de landbodems en mengsels.

Monster-Code	Gemengd Met	Bodem-type	pH (CaCl <sub>2</sub> )	Pb	Type model	C <sub>0</sub>	k <sub>1</sub>	k <sub>2</sub>	STE	C <sub>ss</sub>	STE	R <sup>2</sup>
				Mmol/kg		µmol/kg d.w.	µmol/kg worm/dag	Dag <sup>-1</sup>		µmol/kg d.w.		
Lber	--	Veen	7.65	2.19	Een comp.	2.9		0.2	0.1	84.5	19.1	0.91
Lbox	--	Zand	5.78	0.11	Lin.	6.1	0.73		0.09			0.86
Lepe	--	Klei	7.42	4.10	Een comp.	7.4		0.5	0.1	88.7	5.6	0.94
Lilp	--	Veen	7.63	10.06	Een comp.	13.9		0.2	0.2	171.8	46.2	0.55
Loud	--	Klei	7.84	0.27	G.A.							
Lwij	--	Zand	7.78	0.17	Lin.	6.1	0.98		0.1			0.87
Lwoe	--	Klei	6.93	2.82	Een comp.	5.2		0.5	0.4	12.9	1.4	0.67
Malk	LOud	Klei	7.73	0.46	G.A.							
MApp2	Lilp	Veen	7.04	4.34	Een comp.	12.6		56.0	4.6	38.6	3.3	0.69
MApp3	LWij	Zand	7.14	0.28	Een comp.	12.6		60.6	7.2	22.9	1.5	0.56
Mber	Lilp	Veen	7.45	3.87	Een comp.	12.6		16.7	103	63.9	8.0	0.59
Mbus	LBox	Zand	6.08	0.49	Lin.	15.1	1.42		0.2			0.80
Mdev	LBox	Zand	7.53	5.07	Een comp.	11.5		0.11	0.1	62.0	10.5	0.93
Meda	LBer	Veen	7.41	0.26	G.A.							
Mepe	LEpe	Klei	7.46	3.70	Een comp.	12.6		101.3	0.0	72.1	0.0	0.56
MHel1	LWij	Zand	6.91	0.28	G.A.							
MHel2	LEpe	Klei	7.46	2.08	Een comp. <sup>1</sup>					28.8	4.8	
Mhin	LOud	Klei	7.68	0.36	G.A.							
Milp	Lilp	Veen	7.30	5.29	Een comp.	10.0		14.9	76.8	59.3	8.8	0.63
Mput	LWoe	Klei	6.89	0.33	G.A.							
Mwaa	LBer	Veen	7.69	2.19	G.A.							
Mwoe	LWoe	Klei	6.86	0.26	G.A.							

Gemengd met = codering van de landbodem die gebruikt is om het mengsel mee te maken, Pb= totaal gehalte Pb in de landbodem of het mengsel (koningswaterdestructie), type model: G.A. = Geen significante opname, een comp. = opname volgens het een-compartimentsmodel gegeven in formule 4, lin. = opname volgens het een-compartimentsmodel gegeven in formule 4, zonder eliminatie. C<sub>0</sub> = met behulp van formule 4 berekende initiële concentratie, STE = standard error of prediction, k<sub>1</sub>\*C<sub>x</sub> = opnameflux, k<sub>2</sub> = eliminatiesnelheidsconstante, C<sub>ss</sub> = evenwichtsgehalte in de organismen. R<sup>2</sup> = correlatiecoëfficiënt, gecorrigeerd voor het aantal waarnemingen.

<sup>1</sup>: Dermate snelle evenwichtinstelling dat geen opname- en eliminatiesnelheidsconstantes konden worden bepaald.

Uit Tabel 19 valt op te maken dat daar waar significante opname van Pb waarneembaar is, de interne evenwichtgehalten in de regenwormen die in de mengsels zijn blootgesteld, in het algemeen vergelijkbaar met of zelfs lager waren dan in de overeen komende landbodems. Deze laatste waarneming geldt met name voor de mengsels van klasse 4.



Zink

In Tabel 20 zijn, per bodem en per mengsel, de waargenomen opnamekarakteristieken van Zn door *Eisenia andrei* weergegeven.

Tabel 20. Opnamekarakteristieken van Zn door *Eisenia andrei* in de landbodems en mengsels.

Monster-Code	Gemengd Met	Bodem-type	PH (CaCl <sub>2</sub> )	Zn	Type model	C <sub>0</sub>	k <sub>2</sub>	STE	C <sub>ss</sub>	STE	R <sup>2</sup>
				mmol/kg		Mmol/kg d.w.	Dag <sup>-1</sup>		mmol/kg d.w.		
Lber	--	Veen	7.65	26.66	Een comp.	1.86	0.28	0.15	2.70	0.20	0.86
Lbox	--	Zand	5.78	1.86	G.A.						
Lepe	--	Klei	7.42	54.86	Een comp.	1.86	5.73	4.30	2.88	0.09	0.83
Llip	--	Veen	7.63	11.84	Een comp. <sup>1</sup>				2.11	0.07	
Loud	--	Klei	7.84	2.34	G.A.						
Lwij	--	Zand	7.78	3.17	G.A.						
Lwoe	--	Klei	6.93	25.23	G.A.						
Malk	LOud	Klei	7.73	3.73	G.A.						
MAp2	Llip	Veen	7.04	11.51	G.A.						
MAp3	LWij	Zand	7.14	2.17	G.A.						
Mber	Llip	Veen	7.45	10.92	G.A.						
Mbus	LBox	Zand	6.08	4.40	Een comp. <sup>1</sup>				1.96	0.04	
Mdev	LBox	Zand	7.53	48.05	Een comp. <sup>1</sup>				2.17	0.20	
Meda	LBer	Veen	7.41	2.46	G.A.						
Mepe	LEpe	Klei	7.46	48.63	Een comp. <sup>1</sup>				2.74	0.19	
MHel1	LWij	Zand	6.91	3.84	G.A.						
MHel2	LEpe	Klei	7.46	24.11	Een comp. <sup>1</sup>				2.03	0.07	
Mhin	LOud	Klei	7.68	2.77	G.A.						
Mlip	Llip	Veen	7.30	14.74	Een comp. <sup>1</sup>				1.95	0.03	
Mput	LWoe	Klei	6.89	3.52	G.A.						
Mwaa	LBer	Veen	7.69	27.94	G.A.						
Mwoe	LWoe	Klei	6.86	3.30	G.A.						

Gemengd met = codering van de landbodem die gebruikt is om het mengsel mee te maken, Zn= totaal gehalte Zn in de landbodem of het mengsel (koningswaterdestructie), type model: G.A. = Geen significante opname, een comp. = opname volgens het een-compartimentsmodel gegeven in formule 4. C<sub>0</sub> = met behulp van formule 4 berekende initiële concentratie, STE = standard error of prediction, k<sub>2</sub> = eliminatiesnelheidsconstante, C<sub>ss</sub> = evenwichtsgelalte in de organismen. R<sup>2</sup> = correlatiecoëfficiënt, gecorrigeerd voor het aantal waarnemingen.

<sup>1</sup>: Dermate snelle evenwichtsinstelling dat geen opname- en eliminatiesnelheidsconstantes konden worden bepaald.

Uit Tabel 20 valt op te maken dat in alle bodems en mengsels die in deze studie zijn onderzocht, er nauwelijks of geen opname van Zn door *E. andrei* waarneembaar is: oftewel zijn de interne gehalten niet significant verschillend van de gehalten in de kweek, danwel liggen de evenwichtgehalten vlak boven dit niveau. In alle gevallen liggen de interne gehalten beneden de NOEC-waarde voor groei en reproductie (4.9 mmol/kg droog gewicht van de wormen), zoals gerapporteerd door Van Gestel et al. (1993). Dit geldt ook voor de mengsels van klasse 4 voor wat betreft zink.

Samenvattend kan gesteld worden dat accumulatie van de zeven onderzochte metalen in *Eisenia andrei* na blootstelling in mengsels van landbodems en sedimenten, in het algemeen nauwelijks te onderscheiden valt van accumulatie in de overeenkomende landbodems. Ook in mengsels van klasse 3 en hoger blijkt nauwelijks extra metaalopname op te treden. Voor een

gedeelte valt deze waarneming te verklaren uit regulatie van interne gehalten door *E. andrei* in geval van de essentiële metalen koper en zink, voor een ander gedeelte kan de verklaring gezocht worden in de verhoging van de pH die optreedt na mengen van landbodems en mengsels. Wél zijn er voldoende opname-gegevens gevonden om de validiteit van de werkhypothese (hoge sorptie → lage opname, en vice versa) te toetsen. Overigens betekenen de waarnemingen niet, dat er geen ecotoxicologische risico's aan de verspreiding van klasse-2 specie verbonden zouden kunnen zijn. Om hier uitspraken over te kunnen doen is het noodzakelijk om effect-gegevens in de landbodems en mengsels te verzamelen, niet alleen voor de soorten die in deze studie zijn meegenomen, maar juist voor meer gevoelige soorten. Vanwege de over het algemeen moeilijke kweekbaarheid en hanteerbaarheid is in deze studie niet voor deze gevoelige soorten gekozen.

#### - Resultaten $B_{xAF}$ -berekeningen

Twee Biota-Substraat Bioaccumulatie Factoren werden berekend volgens Formule 5: één gebaseerd op het totaalgehalte van de metalen in de landbodems of in de mengsels, en een op basis van poriewatergehalten. De berekende bioaccumulatiefactoren zijn weergegeven in Tabel 21. Door Peijnenburg et al (1999b) zijn correlaties opgesteld tussen gemeten  $B_{xAF}$ -waarden en bodemeigenschappen. Deze correlaties zijn echter gebaseerd op bodemeigenschappen die in het kader van deze studie niet zijn bepaald. Daardoor is het niet mogelijk om de  $B_{xAF}$ -waarden die weergegeven zijn in Tabel 21 te vergelijken met voorspellingen op basis van de modellen van Peijnenburg et al (1999b).

Tabel 21: Biota-Substraat Bioaccumulatie Factoren ( $B_{xAF}$ , L/Kg) voor opname van metalen door *Eisenia andrei*. Weergegeven zijn  $B_{xAF}$ -waarden op basis van totaalgehalten in de vaste fase (A) en op basis van poriewatergehalten (B).

A	Bodem-Type	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
LBer	Veen			9.41E-02	1.72E-01	6.77E-02	3.85E-02	1.01E-01
LBox	Zand							
LEpe	Klei				6.39E-01	1.05E-01	2.16E-02	5.25E-02
Llp	Veen				1.09E-01	3.40E-02	1.71E-02	1.78E-01
LOud	Klei			8.20E-02				
LWij	Zand							
LWoe	Klei					5.55E-02	4.57E-03	
MAik	Klei							
MAp2	Veen				1.26E-01		8.90E-03	
MAp3	Zand					3.44E-01	8.31E-02	
MBer	Veen			1.65E-02	1.27E-01		1.65E-02	
MBus	Zand							4.45E-01
MDev	Zand			2.46E-02				4.52E-02
MEda	Veen			1.39E-01		3.21E-01	1.09E-01	8.24E-01
MEpe	Klei					8.50E-02	1.68E-02	4.46E-02
MHel1	Zand					2.63E-01		
MHel2	Klei					9.43E-02	3.46E-02	1.14E-01
MHin	Klei							
Mlp	Veen				2.58E-01	5.48E-02	1.12E-02	1.32E-01
Mput	Klei					9.00E-02		
MWaa	Veen	1.44E-01	9.77E-01	3.22E-03	1.98E-01	5.05E-02		

MWoe	Klei							
Min		1.44E-01	9.77E-01	3.22E-03	1.09E-01	3.40E-02	4.57E-03	4.46E-02
Med		1.44E-01	9.77E-01	5.33E-02	1.72E-01	8.75E-02	1.71E-02	1.14E-01
Max		1.44E-01	9.77E-01	1.39E-01	6.39E-01	3.44E-01	1.09E-01	8.24E-01

B	Bodem- type	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
LBer	Veen			8.13E+03	6.49E+02	1.48E+02	1.55E+04	4.59E+02
LBox	Zand							
LEpe	Klei				3.79E+02	1.79E+02	4.25E+03	7.28E+01
LlIp	Veen				4.21E+02	2.36E+02	1.10E+04	1.66E+03
LOud	Klei							
LWij	Zand					3.86E+02		
LWoe	Klei					1.48E+02	1.60E+03	
MAk	Klei							
MAp2	Veen				8.36E+02		5.97E+03	
MAp3	Zand	1.83E+03			4.66E+02	1.32E+02	4.19E+03	
MBer	Veen	2.53E+03			4.07E+02		3.26E+03	
MBus	Zand	2.99E+03						4.90E+00
MDev	Zand	3.78E+03						2.37E+02
MEda	Veen			1.16E+02	2.03E+03	9.18E+01	1.04E+04	5.27E+02
MEpe	Klei	3.22E+03				9.37E+01	7.86E+03	4.97E+01
MHel1	Zand					6.60E+01		
MHel2	Klei					1.66E+02	2.10E+04	4.28E+02
MHin	Klei							
MlIp	Veen	2.98E+03			2.01E+03	2.71E+02	6.63E+03	1.23E+03
MPut	Klei					9.20E+01		
MWaa	Veen	2.21E+03	2.36E+03	6.66E+02	9.55E+02	8.33E+01		
MWoe	Klei	4.28E+03						
min		1.83E+03	2.36E+03	1.16E+02	3.79E+02	6.60E+01	1.60E+03	4.90E+00
med		2.98E+03	2.36E+03	6.66E+02	6.49E+02	1.48E+02	6.63E+03	4.28E+02
max		4.28E+03	2.36E+03	8.13E+03	2.03E+03	3.86E+02	2.10E+04	1.66E+03

### 3.4.1.3 Lichaamsconcentraties van PAKs

*-Initiële concentraties.* Initiële PAK-concentraties in de wormen waren voor de verschillende PAKs vergelijkbaar met de bepalingsgrens, of lagen daaronder (Tabel 22). De bepalingsgrens verschilde per PAK en was afhankelijk van het monstersgewicht (hoger gewicht, lagere bepalingsgrens).

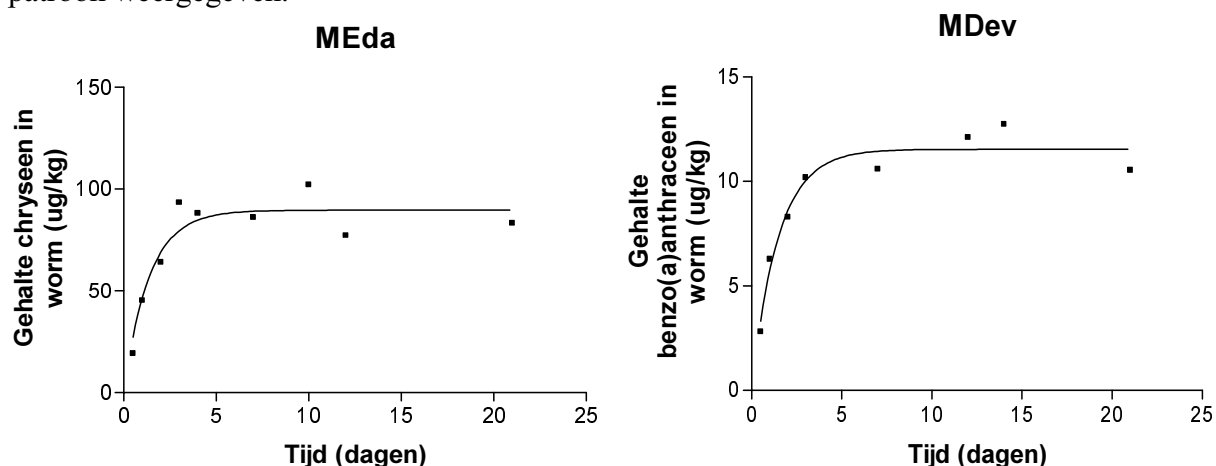
Tabel 22. Gemiddelde initiële lichaamsconcentraties van PAKs in wormen uit de massakweek, niet blootgesteld aan bioassay-mengsels. St.error = standard error.

PAK	Gem. (nmol/kg)	St. error
Naftaleen	< det.	
Acenafteen	< det.	
Fluoreen	< det.	
Fenantheen	9.19	1.47
Antraceen	< det.	
Fluorantheen	< det.	
Pyreen	11.35	0.91
Benzo(a)anthraceen	< det.	
Chryseen	< det.	
Benzo(b)fluorantheen	< det.	
Benzo(k)fluorantheen	0.68	
Benzo(a)pyreen	< det.	
Dibenzo(a,h)antraceen	1.44	0.48
Benzo(ghi)peryleen	13.35	1.23

-Verandering ten gevolge van blootstelling. Vergelijkbaar met de waarnemingen voor metaalaccumulatie in *E. andrei*, bleek accumulatie van PAKs boven de initiële lichaamsconcentraties afhankelijk van de PAK en van de landbodem of het mengsel. Twee opnamepatronen werden waargenomen:

- Geen significante verandering van de interne gehalten gedurende de gehele blootsteldingsduur, danwel alle gemeten gehalten beneden de detectielimiet. Hierbij is als maat voor het beoordelen van de significantie, 2 maal de standaard deviatie van de metingen van het initiële interne gehalte aangehouden (n=12).
- Accumulatie overeenkomstig het één-compartimentsmodel gegeven in formule 4. In sommige gevallen was evenwichtinstelling dermate snel, dat geen opname- en/of eliminatiesnelheidsconstanten gemeten konden worden. In dergelijke gevallen was het wel mogelijk om een evenwichtgehalte te berekenen. Dit is gedaan door de gemeten evenwichtgehalten (vanaf t=1) te middelen.

In Figuur 8 zijn, ter illustratie, enkele karakteristieke opnamecurves van het laatste opnamepatroon weergegeven.



Figuur 8. Illustratie van karakteristieke opnamepatronen van PAKs in *Eisenia andrei*, zoals waargenomen in de onderzochte landbodems en mengsels van landbodems en sedimenten in enkele bioassay-mengsels.

In Bijlage 11 zijn, per bodem en per mengsel, de waargenomen opnamekarakteristieken van de PAKs door *Eisenia andrei* weergegeven.

*-Resultaten B<sub>x</sub>AF-berekeningen.* Twee Biota-Substraat Bioaccumulatie Factoren werden berekend volgens Formule 5: één gebaseerd op het totaalgehalte van de PAKs in de landbodems of in de mengsels, en een op basis van poriewatergehalten. De berekende bioaccumulatiefactoren zijn weergegeven in Bijlage 12.

### 3.4.2 Metaalopname in de regenwormen *Lumbricus rubellus* en *Aporrectodea caliginosa*

*Lumbricus rubellus* en *Aporrectodea caliginosa* zijn wormen die, in tegenstelling tot *E. andrei*, in Nederlandse veldbodems voorkomen. Om na te gaan in hoeverre metaalaccumulatie in *E. andrei* maatgevend is voor accumulatie in een veld-relevante worm, is metaalaccumulatie in *L. rubellus* en *A. caliginosa* bestudeerd. Dit is gedaan in respectievelijk de mengsels Map3 en Mwoe (een zand- en een kleigrond) en Mwoe en Mwaa (een klei- en een veengrond).

De wormen gedroegen zich op de wijze die bekend is uit standaard laboratoriumexperimenten (homogene verdeling over het substraat, vrijwel volledig onder oppervlakte, actief kruipen), sterfte werd niet waargenomen en tijdens de duur van de blootstelling waren er géén significante veranderingen van het drooggewicht van de wormen waarneembaar. De initiële lichaamsgehalten van zeven metalen zijn weergegeven in Tabel 23. Wat opvalt in deze tabel zijn de relatief hoge zink-gehalten in beide veldwormen, vergeleken met het zink-gehalte in de kweek van *E. andrei* (Tabel 13).

Tabel 23. Initiële lichaamsconcentraties van metalen in *L. rubellus* en *A. caliginosa* uit de massakweek, niet blootgesteld aan bioassay-mengsels. De gehalten hebben betrekking op 4 wormen.

Metaal	<i>L. rubellus</i> (mmol/kg)	<i>A. caliginosa</i> (mmol/kg)
As	0.018	0.071
Cd	0.066	0.048
Cr	0.003	0.011
Cu	0.22	0.21
Ni	0.010	0.014
Pb	0.004	0.023
Zn	26.8	27.7

In Tabel 24 zijn de opnamekarakteristieken van de metalen in *L. rubellus* en *A. caliginosa* vergeleken met die van *E. andrei* in de overeenkomende mengsels.

Tabel 24: Vergelijking van de opname van 7 metalen in *Eisenia andrei*, *Lumbricus rubellus* en *Aporrectodea caliginosa* na blootstelling in 2 menssels van landbodern en sediment.

Metaal/ Monster- Code	Worm	Type model	C <sub>0</sub>	k <sub>2</sub>	STE	C <sub>ss</sub>	STE	R <sup>2</sup>
<b>As</b>			µmol/kg d.w.	Dag <sup>-1</sup>		µmol/kg d.w.		
Map3	<i>E. andrei</i>	Een comp.	54.74	0.02	0.05	136.6	7.2	0.95
Map3	<i>L. rubellus</i>	Een comp. <sup>1</sup>				40.3	8.1	
Mwaa	<i>E. andrei</i>	Een comp.	53.21	0.81	0.52	111.0	8.1	0.76
Mwaa	<i>A. caliginosa</i>	G.A.						
Mwoe	<i>E. andrei</i>	Een comp. <sup>1</sup>				69.8	4.7	
Mwoe	<i>L. rubellus</i>	G.A.						
Mwoe	<i>A. caliginosa</i>	G.A. <sup>2</sup>						
<b>Cd</b>								
Map3	<i>E. andrei</i>	G.A.						
Map3	<i>L. rubellus</i>	G.A.						
Mwaa	<i>E. andrei</i>	Een comp. <sup>1</sup>				117.7	8.9	
Mwaa	<i>A. caliginosa</i>	Een comp. <sup>1</sup>				76.8	3.5	
Mwoe	<i>E. andrei</i>	G.A.						
Mwoe	<i>L. rubellus</i>	G.A.						
Mwoe	<i>A. caliginosa</i>	G.A.						
<b>Cr</b>						µmol/kg d.w.		
Map3	<i>E. andrei</i>	G.A.						
Map3	<i>L. rubellus</i>	Een comp. <sup>1</sup>				15.1	3.3	
Mwaa	<i>E. andrei</i>	Een comp. <sup>1</sup>				16.4	4.8	
Mwaa	<i>A. caliginosa</i>	G.A. <sup>2</sup>						
Mwoe	<i>E. andrei</i>	G.A.						
Mwoe	<i>L. rubellus</i>	Een comp. <sup>1</sup>				28.8	6.9	
Mwoe	<i>A. caliginosa</i>	G.A. <sup>2</sup>						
<b>Cu</b>			mmol/kg d.w.	Dag <sup>-1</sup>		µmol/kg d.w.		
Map3	<i>E. andrei</i>	Een comp.	0.20	3.6	1.8	0.32	0.01	0.89
Map3	<i>L. rubellus</i>	Een comp.	0.22	0.9	0.2	0.33	0.01	0.97
Mwaa	<i>E. andrei</i>	Een comp.	0.19	1.61	0.3	0.49	0.01	0.99
Mwaa	<i>A. caliginosa</i>	Een comp.	0.18	0.2	0.1	0.54	0.03	0.91
Mwoe	<i>E. andrei</i>	G.A.						
Mwoe	<i>L. rubellus</i>	G.A.						
Mwoe	<i>A. caliginosa</i>	G.A.						
<b>Ni</b>			µmol/kg d.w.			µmol/kg d.w.		
Map3	<i>E. andrei</i>	Een comp. <sup>1</sup>				46.98	0.74	
Map3	<i>L. rubellus</i>	G.A.						
Mwaa	<i>E. andrei</i>	Een comp.	13.45	0.55	0.49	39.24	5.59	0.59
Mwaa	<i>A. caliginosa</i>	G.A.						
Mwoe	<i>E. andrei</i>	G.A.						
Mwoe	<i>L. rubellus</i>	G.A.						
Mwoe	<i>A. caliginosa</i>	G.A.						
<b>Pb</b>			µmol/kg d.w.	Dag <sup>-1</sup>		µmol/kg d.w.		
Map3	<i>E. andrei</i>	Een comp. <sup>1</sup>				22.85	1.54	
Map3	<i>L. rubellus</i>	Een comp.	39	0.38	0.29	66.14	5.2	0.78
Mwaa	<i>E. andrei</i>	G.A.						
Mwaa	<i>A. caliginosa</i>	G.A.						
Mwoe	<i>E. andrei</i>	G.A.						
Mwoe	<i>L. rubellus</i>	G.A.						
Mwoe	<i>A. caliginosa</i>	G.A.						
<b>Zn</b>								
Map3	<i>E. andrei</i>	G.A.						
Map3	<i>L. rubellus</i>	G.A.						

Mwaa	<i>E. andrei</i>	G.A.						
Mwaa	<i>A. caliginosa</i>	G.A.						
Mwoe	<i>E. andrei</i>	G.A.						
Mwoe	<i>L. rubellus</i>	G.A.						
Mwoe	<i>A. caliginosa</i>	G.A.						

Type model: G.A. = Geen significante opname, een comp. = opname volgens het een-compartimentsmodel gegeven in formule 4.  $C_0$  = met behulp van formule 4 berekende initiële concentratie, STE = standard error of prediction,  $k_2$  = eliminatiesnelheidsconstante,  $C_{ss}$  = evenwichtsgehalte in de organismen.  $R^2$  = correlatiecoëfficiënt, gecorrigeerd voor het aantal waarnemingen.

<sup>1</sup>: Dermate snelle evenwichtsinstelling dat geen opname- en eliminatiesnelheidsconstanten konden worden bepaald. <sup>2</sup>: Continue afnemende interne metaalgehalten waarneembaar.

Uit Tabel 24 blijkt dat de opnamekarakteristieken van Cd, Zn (geen accumulatie in beide mengsels) en Cu (zelfde interne gehalten) vergelijkbaar zijn. In kwalitatief opzicht is accumulatie van Pb door de organismen vergelijkbaar, terwijl As in iets hogere gehalten door *E. andrei* wordt geaccumuleerd. Cr wordt in beide mengsels wél door *L. rubellus* geaccumuleerd maar niet door *E. andrei*. Wat opvalt is dat interne Cr-gehalten in *A. caliginosa* onmiddellijk na de start van blootstelling sterk stijgen, waarna ze geleidelijk weer dalen tot gehalten die gelijk zijn aan de initiële gehalten uit de kweek. Tenslotte wordt Ni alleen in Map3 en Mwaa in enigszins verhoogde gehalten door *E. andrei* geaccumuleerd.

Samenvattend kan gesteld worden dat alleen de accumulatie van chroom tussen de wormen wezenlijk verschillend is: accumulatie van de overige metalen verschilt wel in een kwantitatief opzicht, maar in algemene zin niet in een kwalitatief opzicht. Uiteraard dient hierbij bedacht te worden dat de gegevens steeds betrekking hebben op slechts 2 mengsels.

### 3.4.3 Metaalopname door de potworm *Enchytraeus crypticus*

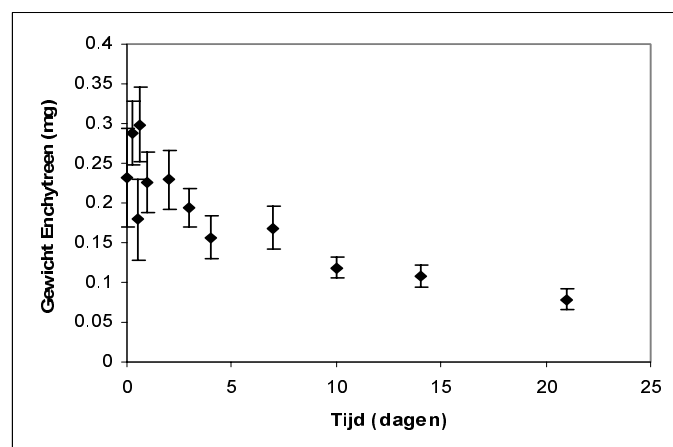
Opnamestudies met *E. crypticus* zijn uitgevoerd in alle 15 mengsels van sediment en landbodems, zoals weergegeven in Tabel 1, en in drie van de zeven bemonsterde landbodems. Daarnaast zijn niet in alle landbodems en mengsels alle interne metaalgehalten gemeten.

#### 3.4.3.1 Prestaties van de organismen

- *Gedrag*. Geen bijzonderheden met betrekking tot het gedrag van de potwormen konden worden waargenomen.

- *Sterfte*. Sterfte in de wormen werd niet waargenomen.

- *Groei*. Een randvoorwaarde voor compartimentsmodellering is dat de drooggewichten van de wormen niet veranderen. In Figuur 9 zijn de gemiddelde drooggewichten van de potwormen uitgezet als functie van de blootstellingsduur. In tegenstelling tot de waarnemingen bij de blootstelling van *E. andrei*, was een significante afname van het gewicht van de potwormen waarneembaar na een blootstellingsduur van 10 dagen. Om te voldoen aan een van de randvoorwaarden voor één-compartimentsmodellering, zijn in de verdere modellering enkel de gemeten metaalgehalten tot en met een blootstellingsduur van 7 dagen gebruikt.



Figuur 9. Verandering van het drooggewicht van *Enchytraeus crypticus* gedurende de bioassays. Uitgezet is het gemiddelde drooggewicht van de wormen (mg) als functie van de blootstellingsduur (dagen). Per tijdstip is tevens het 95 % betrouwbaarheidsinterval weergegeven. Het aantal bemonsterde potwormen per tijdstip is 234.

### 3.4.3.2 Metaalaccumulatie

- *Initiële concentraties.* De initiële concentraties van de metalen in de potwormen zijn samengevat in Tabel 25. As, Cd, Cr, Ni en Pb zijn in lage gehalten aanwezig, Cu en Zn komen in hogere gehalten voor. Dit is waarschijnlijk een gevolg van regulatie van de lichaamsconcentraties van deze essentiële metalen, vanwege hun rol in diverse enzym-systemen.

Tabel 25. Initiële lichaamsconcentraties van metalen in *E. crypticus* uit de massakweek, niet blootgesteld aan bioassay-mengsels. De gehalten hebben betrekking op 87 wormen.

Metaal	mmol/kg	st. dev.
As	0.014	0.002
Cd	0.002	0.001
Cr	0.009	0.003
Cu	0.143	0.095
Ni	0.015	0.004
Pb	0.003	0.001
Zn	3.57	0.57

- *Verandering ten gevolge van blootstelling.*

Accumulatie van metalen boven de initiële lichaamsconcentraties bleek afhankelijk van het metaal en van de landbodem of het mengsel. Vergelijkbaar met de waarnemingen voor de regenworm *E. andrei*, werden drie verschillende opnamepatronen waargenomen:

- Geen significante verandering van de interne gehalten gedurende de gehele blootstellingsduur. Hierbij is als maat voor het beoordelen van de significantie, 2 maal de standaard deviatie van de metingen van het initiële interne gehalte aangehouden.
- Accumulatie overeenkomstig het één-compartimentsmodel gegeven in formule 4. In sommige gevallen was evenwichtinstelling dermate snel, dat geen opname- en/of eliminatiesnelheidsconstanten gemeten konden worden. In dergelijke gevallen was het wel



mogelijk om een evenwichtsgehalte te berekenen, dit is gedaan door de gemeten evenwichtsgehaltenes te middelen.

- Accumulatie overeenkomstig het één-compartimentsmodel gegeven in formule 4, waarbij echter geen eliminatie van de metalen door de regenwormen waarneembaar was. Dit resulteert in lineair toenemende interne metaalgehaltenes. De implicatie van dit patroon is dat er tijdens de blootstellingsduur van de organismen geen evenwichtsinstelling van de interne metaalgehaltenes optreedt, waardoor het niet mogelijk is om evenwichtsgehaltenes en bioaccumulatiefactoren te berekenen.

Hieronder worden de opnamepatronen per metaal samengevat.

### Arseen

Lichaamsconcentraties van As zijn gemeten in de volgende landbodems en mengsels van sediment en landbodem: Lber, Lepe, Loud, Malk, Map2, Map3, Mber, Mbus, Mdev, Mepe, Mhin, Mwoe. In geen enkel van deze substraten werd accumulatie van As boven de interne gehaltenes van de organismen uit de kweek waargenomen.

### Cadmium

In Tabel 26 zijn, per bodem en per mengsel, de waargenomen opnamekarakteristieken van Cd door *Enchytraeus crypticus* weergegeven.

Tabel 26. Opnamekarakteristieken van Cd door *Enchytraeus crypticus* in 3 landbodems en 15 mengsels.

Monster-Code	Gemengd Met	pH (CaCl <sub>2</sub> )	Cd	Type model	C <sub>0</sub>	k <sub>1</sub> *C <sub>x</sub>	k <sub>2</sub>	C <sub>ss</sub>	R <sup>2</sup>
			µmol/kg		µmol/kg d.w.	µmol/kg worm/dag	Dag <sup>-1</sup>	µmol/kg d.w.	
Lber	--	7.65	87.10	Lin.	0.38	4.57			0.98
Lepe	--	7.42	79.55	Lin.	0.09	6.45			0.97
Loud	--	7.84	<det	Lin.	1.03	0.76			0.96
Malk	Loud	7.73	1.85	Lin.	0.93	0.44			0.93
MAp2	Llp	7.04	12.03	Lin.	1.37	0.58			0.96
MAp3	LWij	7.14	1.19	Lin.	1.46	0.67			0.91
Mber	Llp	7.45	7.62	Lin.	1.27	0.35			0.97
Mbus	LBox	6.08	15.95	Lin.	0.50	47.34			0.96
Mdev	LBox	7.53	67.89	Een comp.	1.30		0.24	7.10	0.95
Meda	Lber	7.41	1.23	Lin.	1.51	0.55			0.92
Mepe	LEpe	7.46	63.45	Lin.	0.57	5.90			0.99
MHel1	LWij	6.91	22.73	Lin.	0	38.86			0.92
MHel2	LEpe	7.46	73.97	Lin.	1.40	2.89			0.95
Mhin	Loud	7.68	1.35	Lin.	1.00	0.37			0.95
Milp	Llp	7.30	12.46	Lin.	1.32	0.50			0.95
Mput	LWoe	6.89	3.89	Lin.	1.49	1.03			0.89
Mwaa	Lber	7.69	120.44	Lin.	1.14	3.81			0.93
Mwoe	LWoe	6.86	1.78	Lin.	1.18	0.51			0.91

Gemengd met = codering van de landbodem die gebruikt is om het mengsel mee te maken, Cd= totaal gehalte Cd in de landbodem of het mengsel (koningswaterdestructie), type model: Een comp. = opname volgens het een-compartimentsmodel gegeven in formule 4, lin. = opname volgens het een-compartimentsmodel gegeven in formule 4, zonder eliminatie. C<sub>0</sub> = met behulp van formule 4 berekende initiële concentratie, k<sub>1</sub>\*C<sub>x</sub> =

opnameflux,  $k_2$  = eliminatiesnelheidsconstante.  $R^2$  = correlatiecoëfficiënt, gecorrigeerd voor het aantal waarnemingen.

Uit Tabel 26 valt op te maken dat in het algemeen lineaire opname van Cd optrad. In die gevallen waarbij de accumulatie gemeten is in zowel de mengsels als in de overeenkomende landbodems, is de opnamesnelheid in de mengsels lager dan de snelheid in de landbodems. Enkel in Mdev wordt cadmium in significante mate geëlimineerd door de potwormen. Het in dit mengsel gemeten evenwichtsgehalte is iets hoger dan het cadmium-gehalte in de kweek. De opnameflux is het hoogst in de mengsels Mbus en Mhell.

### Chroom

In Tabel 27 zijn, per bodem en per mengsel, de waargenomen opnamekarakteristieken van Cr door *Enchytraeus crypticus* weergegeven.

Tabel 27. Opnamekarakteristieken van Cr door *Enchytraeus crypticus* in de landbodems en mengsels.

Monster-Code	Gemengd Met	pH (CaCl <sub>2</sub> )	Cr	Type model	C <sub>0</sub>	k <sub>1</sub> *C <sub>x</sub>	k <sub>2</sub>	C <sub>ss</sub>	STE	R <sup>2</sup>
			µmol/kg		µmol/kg d.w.	µmol/kg worm/dag	Dag <sup>-1</sup>	µmol/kg d.w.		
Lber	--	7.04	4.12	Lin.	13.52	6.28				0.73
Lepe	--	6.75	0.82	Een comp. <sup>1</sup>				22.45	3.36	
Loud	--	7.44	1.16	Een comp.	8.90		0.93	14.90		0.86
Maik	Loud	7.46	1.02	G.A.						
MAp2	LlIp	6.79	0.95	Lin.	11.40	4.37				0.76
MAp3	LWij	7.08	0.30	Lin.	9.61	3.89				0.62
Mber	LlIp	7.04	0.83	G.A.						
Mbus	LBox	5.54	0.69	Een comp.	10.24		0.39	28.91		0.56
Mdev	LBox	6.63	0.70	G.A.						
Mepe	LEpe	7.07	0.61	G.A.						
Mhin	Loud	7.33	0.97	Lin.	8.38	1.78				0.62
Mwoe	LWoe	6.65	1.23	Een comp. <sup>1</sup>				15.61	1.75	

Gemengd met = codering van de landbodem die gebruikt is om het mengsel mee te maken, Cr= totaal gehalte Cr in de landbodem of het mengsel (koningswaterdestructie), type model: G.A. = Geen significante opname, een comp. = opname volgens het een-compartimentsmodel gegeven in formule 4. C<sub>0</sub> = met behulp van formule 4 berekende initiële concentratie, STE = standard error of prediction, k<sub>1</sub>\*C<sub>x</sub> = opnameflux, k<sub>2</sub> = eliminatiesnelheidsconstante, C<sub>ss</sub> = evenwichtsgehalte in de organismen. R<sup>2</sup> = correlatiecoëfficiënt, gecorrigeerd voor het aantal waarnemingen. <sup>1</sup>: Dermate snelle evenwichtinstelling dat geen opname- en eliminatiesnelheidsconstanten konden worden bepaald.

Uit Tabel 27 valt op te maken dat Cr slechts in beperkte mate geaccumuleerd wordt door *E. crypticus*. In het geval van accumulatie volgens het één-compartimentsmodel werden vergelijkbare interne gehalten gemeten in de landbodems en de mengsels. In geval van lineaire opname was de opnameflux het hoogst in de landbodem Lber. Hierbij moet opnieuw aangetekend worden dat, zoals onder andere weergegeven in Tabel 6 (klasse-indeling), chroomgehalten in de mengsels dermate laag waren dat de mengsels enkel als klasse 0 of 1 konden worden ingedeeld voor wat betreft Cr.

### Koper

In de meeste bodems en mengsels werd geen accumulatie van koper boven de initiële gehalten waargenomen. De uitzondering op deze algemene waarneming werd gevormd door het mengsel Mh11. In dit mengsel werd koper lineair geaccumuleerd met een flux van 0.14  $\mu\text{mol/kg worm/dag}$ .

### Nikkel

In Tabel 28 zijn, per bodem en per mengsel, de waargenomen opnamekarakteristieken van Ni door *Enchytraeus crypticus* weergegeven.

Tabel 28. Opnamekarakteristieken van Ni door *Enchytraeus crypticus* in de landbodems en mengsels.

Monster-Code	Gemengd Met	pH (CaCl <sub>2</sub> )	Ni mmol/kg	Type model	C <sub>ss</sub> $\mu\text{mol/kg d.w.}$
Lber	--	7.65	0.79	Een comp. <sup>1</sup>	40.31
Lepe	--	7.42	0.46	G.A.	
Loud	--	7.84	0.52	G.A.	
Malk	LOud	7.73	0.40	Een comp. <sup>1</sup>	55.34
MAp2	LlIp	7.04	0.74	G.A.	
MAp3	LWij	7.14	0.14	Een comp. <sup>1</sup>	24.70
Mber	LlIp	7.45	0.58	G.A.	
Mbus	LBox	6.08	0.16	Een comp. <sup>1</sup>	58.24
Mdev	LBox	7.53	0.46	G.A.	
Mepe	LEpe	7.46	0.44	Een comp. <sup>1</sup>	47.18
Mhin	LOud	7.68	0.51	Een comp. <sup>1</sup>	32.61
Mwoe	LWoe	6.86	0.57	Een comp. <sup>1</sup>	60.00

Gemengd met = codering van de landbodem die gebruikt is om het mengsel mee te maken, Ni = totaal gehalte Ni in de landbodem of het mengsel (koningswaterdestructie), type model: G.A. = Geen significante opname, een comp. = opname volgens het een-compartimentsmodel gegeven in formule 4, C<sub>ss</sub> = evenwichtsgehalte in de organismen. <sup>1</sup>: Dertig snelle evenwichtinstelling dat geen opname- en eliminatiesnelheidsconstanten konden worden bepaald.

Uit Tabel 28 valt op te maken dat ook Ni slechts in beperkte mate door de potwormen wordt geaccumuleerd. In geval van significante accumulatie van nikkel, zijn interne Ni-gehalten in de wormen vergelijkbaar voor de landbodems en de mengsels.

### Lood

In Tabel 29 zijn, per bodem en per mengsel, de waargenomen opnamekarakteristieken van Pb door *Enchytraeus crypticus* weergegeven.

Tabel 29. Opnamekarakteristieken van Pb door *Echnytraeus crypticus* in de landbodems en mengsels.

Monster-Code	Gemengd Met	pH (CaCl <sub>2</sub> )	Pb	Type model	C <sub>0</sub>	k <sub>1</sub> *C <sub>x</sub>	k <sub>2</sub>	C <sub>ss</sub>	STE	R <sup>2</sup>
			mmol/kg		µmol/kg d.w.	µmol/kg worm/dag	Dag <sup>-1</sup>	µmol/kg d.w.		
Lber	--	7.65	2.19	Lin.	8.53	5.72				0.66
Lepe	--	7.42	4.10	Een comp.	0.00		0.34	204.40		0.69
Loud	--	7.84	0.27	Een comp.	4.04		0.26	11.56		0.52
Malk	LOud	7.73	0.46	Een comp.	3.02		0.21	14.32		0.91
MAp2	LlIp	7.04	4.34	Een comp.	3.19		1.03	89.01		0.60
MAp3	LWij	7.14	0.28	Een comp. <sup>1</sup>				17.06	3.18	
Mber	LlIp	7.45	3.87	Een comp.	5.54		0.58	29.48		0.89
Mbus	LBox	6.08	0.49	Een comp.	0.69		0.49	72.87		0.95
Mdev	LBox	7.53	5.07	Een comp.	8.09		0.61	61.38		0.63
Meda	LBer	7.41	0.26	Een comp.	4.57		0.41	16.76		0.79
Mepe	LEpe	7.46	3.70	Een comp.	1.28		0.75	63.04		0.86
MHel1	LWij	6.91	0.28	Lin.	3.38	2.28				0.92
MHel2	LEpe	7.46	2.08	Een comp.	0.85		1.17	20.22		0.63
Mhin	LOud	7.68	0.36	Lin.	3.88	1.59				0.87
Milp	LlIp	7.30	5.29	Een comp. <sup>1</sup>				46.10	6.49	
Mput	LWoe	6.89	0.33	Lin.	3.39	1.88				0.86
Mwaa	LBer	7.69	2.19	Een comp.	3.02		0.45	36.27		0.53
Mwoe	LWoe	6.86	0.26	Een comp. <sup>1</sup>				15.62	6.30	

Gemengd met = codering van de landbodem die gebruikt is om het mengsel mee te maken, Pb= totaal gehalte Pb in de landbodem of het mengsel (koningswaterdestructie), type model: G.A. = Geen significante opname, een comp. = opname volgens het een-compartimentsmodel gegeven in formule 4, lin. = opname volgens het een-compartimentsmodel gegeven in formule 4, zonder eliminatie. C<sub>0</sub> = met behulp van formule 4 berekende initiële concentratie, STE = standard error of prediction, k<sub>1</sub>\*C<sub>x</sub> = opnameflux, k<sub>2</sub> = eliminatiesnelheidsconstante, C<sub>ss</sub> = evenwichtsgelalte in de organismen. R<sup>2</sup> = correlatiecoëfficiënt, gecorrigeerd voor het aantal waarnemingen. <sup>1</sup>: Dermate snelle evenwichtsinstelling dat geen opname- en eliminatiesnelheidsconstanten konden worden bepaald.

Uit Tabel 29 valt op te maken dat opname van Pb in mengsels vergelijkbaar is met de opname in landbodems. De hoogste waarde van de opnameflux werd gemeten in de landbodem Lepe, terwijl het hoogste evenwichtsgelalte werd gemeten in de landbodem Lber.

## Zink

In Tabel 30 zijn, per bodem en per mengsel, de waargenomen opnamekarakteristieken van Zn door *Enchytraeus crypticus* weergegeven.

Tabel 30. Opnamekarakteristieken van Zn door *Enchytraeus crypticus* in de landbodems en mengsels.

Monster-Code	Gemengd Met	pH (CaCl <sub>2</sub> )	Zn	Type model	C <sub>0</sub>	k <sub>1</sub> *C <sub>x</sub>	k <sub>2</sub>	C <sub>ss</sub>	STE	R <sup>2</sup>
			mmol/kg		mmol/kg d.w.	mmol/kg worm/dag	Dag <sup>-1</sup>	mmol/kg d.w.		
Lber	--	7.65	26.66	G.A.						
Lepe	--	7.42	54.86	Een comp.	3.57		0.39	7.52		0.79
Loud	--	7.84	2.34	Lin.	3.67	0.24				0.70
Malk	LOud	7.73	3.73	G.A.						
MAp2	LlIp	7.04	11.51	Een comp. <sup>1</sup>				6.61	0.63	
MAp3	LWij	7.14	2.17	G.A.						
Mber	LlIp	7.45	10.92	G.A.						
Mbus	LBox	6.08	4.40	Lin.	3.75	1.14				0.75
Mdev	LBox	7.53	48.05	Een comp.	2.94		0.91	5.79		0.51
Meda	LBer	7.41	2.46	G.A.						

Mepe	LEpe	7.46	48.63	Een comp.	3.40		0.44	6.48		0.64
MHel1	LWij	6.91	3.84	Lin.	3.31	0.61				0.88
MHel2	LEpe	7.46	24.11	Lin.	3.34	0.49				0.85
Mhin	LOud	7.68	2.77	G.A.						
Milp	Llip	7.30	14.74	G.A.						
Mput	LWoe	6.89	3.52	G.A.						
Mwaa	LBer	7.69	27.94	Lin.	3.42	0.33				0.84
Mwoe	LWoe	6.86	3.30	Een comp. <sup>1</sup>				17.94	12.76	

Gemengd met = codering van de landbodem die gebruikt is om het mengsel mee te maken, Zn= totaal gehalte Zn in de landbodem of het mengsel (koningswaterdestructie), type model: G.A. = Geen significante opname, een comp. = opname volgens het een-compartimentsmodel gegeven in formule 4.  $C_0$  = met behulp van formule 4 berekende initiële concentratie, STE = standard error of prediction,  $k_1 \cdot C_x$  = opnameflux,  $k_2$  = eliminatiesnelheidsconstante,  $C_{ss}$  = evenwichtsgehalte in de organismen.  $R^2$  = correlatiecoëfficiënt, gecorrigeerd voor het aantal waarnemingen. <sup>1</sup>: Dermate snelle evenwichtsinstelling dat geen opname- en eliminatiesnelheidsconstantes konden worden bepaald.

Uit Tabel 30 valt op te maken dat in alle bodems en mengsels die in deze studie zijn onderzocht, er nauwelijks of geen opname van Zn door *E. crypticus* waarneembaar is: oftewel zijn de interne gehalten niet significant verschillend van de gehalten in de kweek, danwel liggen de evenwichtgehalten vlak boven dit niveau. De uitzondering op deze algemene waarneming wordt gevormd door de mengsels Mbus (lineaire opname met de hoogste opnameflux) en Mwoe (evenwichtsgehalte dat 5 maal hoger is dan het zinkgehalte in de kweek).

Samenvattend kan gesteld worden dat accumulatie van de zeven onderzochte metalen in *Enchytraeus crypticus* na blootstelling in mengsels van landbodems en sedimenten, in het algemeen nauwelijks te onderscheiden valt van accumulatie in de overeenkomende landbodems. Ook in mengsels van klasse 3 en hoger blijkt nauwelijks of geen extra metaalopname op te treden, en zelfs was het zo dat de hoogste interne gehalten werden gemeten in de mengsels van klasse 0 of 1.

#### - $B_{xAF}$ -berekeningen

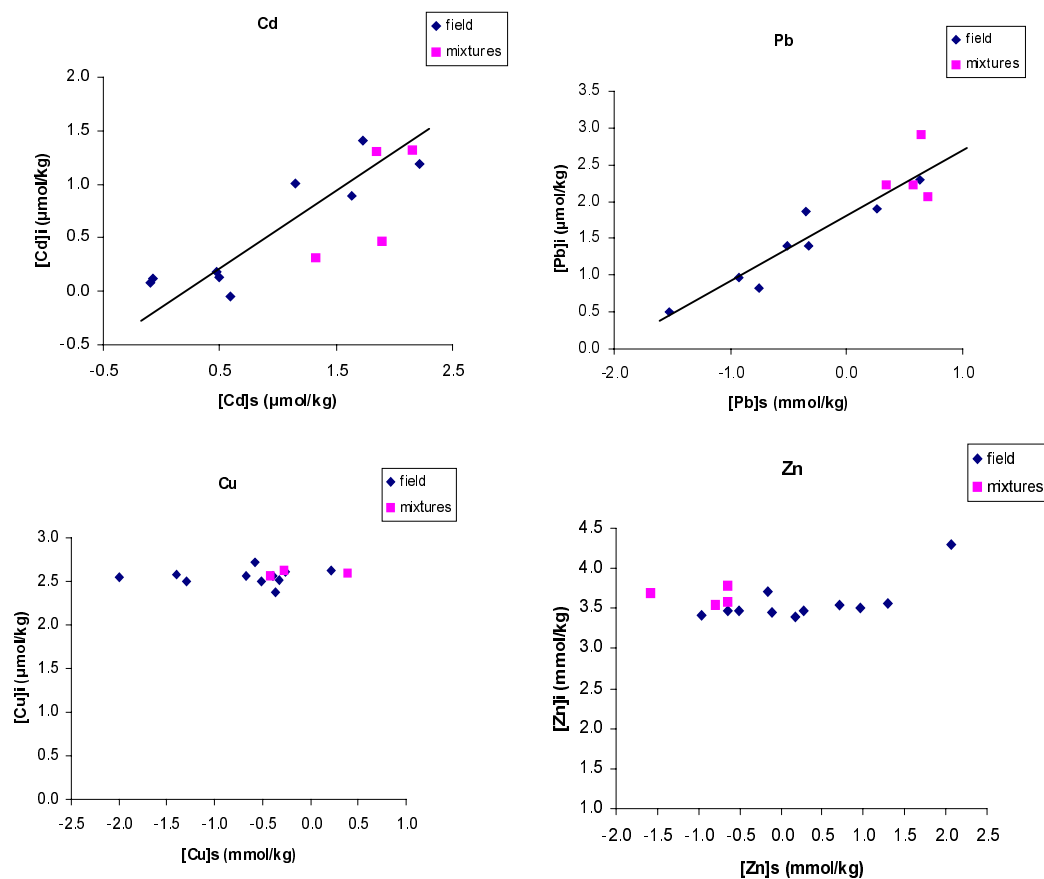
Aangezien gedurende de blootstellingsduur van maximaal 7 dagen, slechts in enkele gevallen evenwichtsinstelling van de interne metaalgehalten kon worden waargenomen, zijn geen Biota-Substraat Bioaccumulatie Factoren berekend.

### 3.4.4 Metaalopname door de keverlarve *Tenebrio molitor*

De keverlarve *Tenebrio molitor* is een 'hardhuidig' organisme. Metaalopname door dit organisme in landbodems is beschreven door Vijver et al. (2000b). Deze auteurs concluderen dat, in tegenstelling tot de zachtthuidige regenwormen *E. andrei*, *L. rubellus* en *A. caliginosa*, en de potworm *E. crypticus*, metaalopname door *T. molitor* in landbodems kan worden gekwantificeerd op basis van het totaal-metaalgehalte in de vaste fase. In het kader van de studie die in dit rapport wordt beschreven, zijn opnamestudies met *T. molitor* uitgevoerd van een viertal metalen (Cd, Cu, Pb, Zn) in een viertal mengsels (Mwaa, Mdev, Map3, Mepe). Het doel van deze studies was om na te gaan in hoeverre de bevindingen in landbodems voor

de keverlarve *T. molitor* representatief zijn voor metaalopname in mengsels van landbodems en sedimenten.

De keverlarven gedroegen zich op de wijze die bekend is uit eerder uitgevoerde laboratorium-experimenten met deze organismen, tijdens de duur van de blootstelling waren er géén significante veranderingen van het drooggewicht van de larven waarneembaar. Wel werd sterfte incidenteel waargenomen. Niet uit te sluiten valt dat deze waarneming een gevolg is van een toxisch effect van hetzij (organische) contaminanten, danwel van andere bestanddelen van de mengsels. Op basis van de gemeten interne metaalgehalten, zijn met behulp van formule 4, evenwichtsgehalten in de keverlarve berekend. Deze gehalten zijn vervolgens vergeleken met de berekende evenwichtsgehalten in de keverlarve na blootstelling in 13 landbodems (data van Vijver et al, 2000b). In Figuur 10 zijn de berekende evenwichtsgehalten uitgezet als functie van het totaal-metaalgehalte in de vaste fase. Hierbij zijn zowel de gegevens van de 13 landbodems als de data van de 4 mengsels weergegeven.



Figuur 10: Vergelijking van gemeten en geschatte (Vijver et al., 2000b) log-getransformeerde evenwichtsgehalten van Cd, Cu, Pb en Zn in de keverlarve *Tenebrio molitor* als functie van het log-getransformeerde totaal-metaalgehalte in de vaste fase. De aanduiding 'field' heeft betrekking op de 13 landbodems die door Vijver et al (2000b) zijn bestudeerd, de aanduiding 'mixtures' heeft betrekking op 4 mengsels die in het kader van dit rapport zijn verzameld.

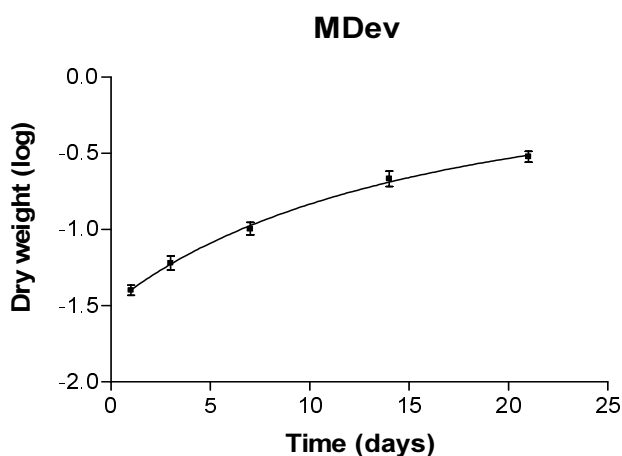
Uit Figuur 10 valt af te leiden dat:

- Interne gehalten van koper en zink door de keverlarve worden gereguleerd op een niveau dat voor de mengsels gelijk is aan dat van de landbodems.
- De accumulatie van Cd en Pb door *T. molitor* in mengsels van sedimenten en landbodems niet afwijkt van accumulatie in landbodems (deze bevinding is gelijk aan die voor het geval van opname van Cd en Pb door *E. andrei*).
- De accumulatie van Cd en Pb door *T. molitor* in mengsels van sedimenten en landbodems voorspeld kan worden met behulp van het model dat opgesteld is op basis van accumulatie data voor 13 landbodems.

### 3.4.5 Metaal- en PAK-opname door de slaplant *Lactuca sativa* L.

#### 3.4.5.1 Algemeen

Geen bijzonderheden met betrekking tot de groei van de planten werden waargenomen. Ook werden geen zichtbare afwijkingen in het uiterlijk van de planten (zoals bijvoorbeeld verkleuring of verwelken van bladeren) waargenomen, terwijl er geen planten waren die gedurende de duur van de experimenten verwelkten. Als uitvloeisel van deze waarnemingen werd besloten dat de metaalaccumulatie-data voor alle landbodems en mengsels geschikt zijn voor verdere bewerking in het kader van dit onderzoek. Een typische groeicurve is weergegeven in Figuur 11.



Figuur 11. Een typisch voorbeeld van een groeicurve voor sla in landbodems en/of mengsels van landbodem en sediment. Weergegeven is de curve die met behulp van formule 6 verkregen werd voor het mengsel Mdev. Uitgezet is het log-getransformeerd drooggewicht (g) per plant als functie van de blootstellingstijd (dagen).

De groei van de plant werd gemodelleerd aan de hand van formule 6. In Tabel 31 worden de resultaten van deze modellering gegeven.

Tabel 31. Groeikarakteristieken van slaplanten, gegroeid in de landbodems en mengsels die in deze studie zijn gebruikt. De karakteristieken werden verkregen door het toepassen van het Von Bertalanffy groeimodel (formule 6) op log-getransformeerde drooggewichten van het bovengrondse materiaal van de slaplanten.

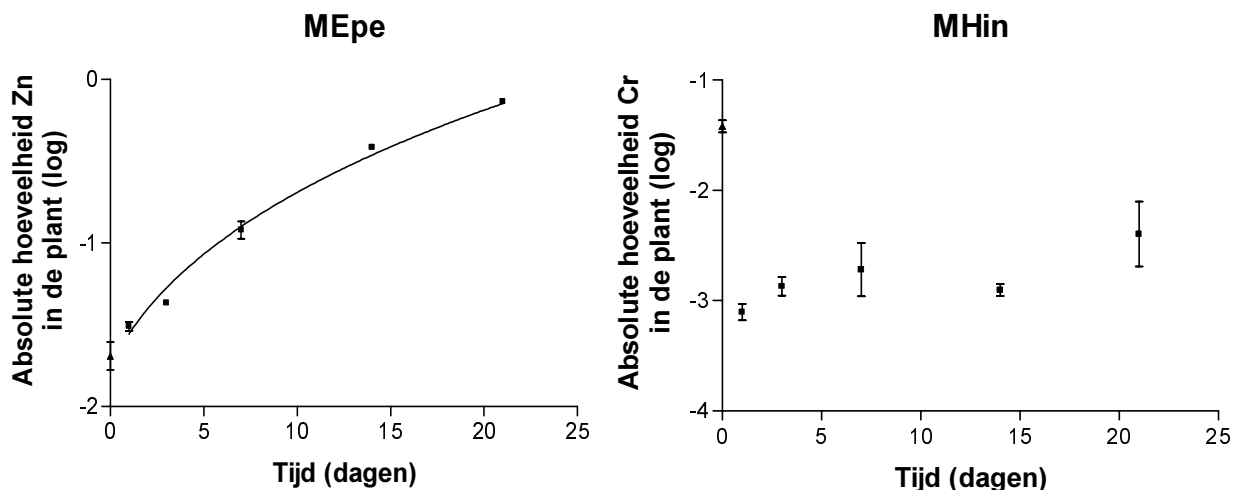
Monster-Code	A	B	V <sub>0</sub>	R <sup>2</sup>
LBer	0.135	0.184	0.007	0.990
LBox	0.057	0.000	0.011	0.959
LEpe	0.037	-0.053	0.012	0.968
Llip	0.007	-0.117	0.014	0.973
LOud	0.127	0.218	0.008	0.966
LWij	0.022	-0.057	0.017	0.848
LWoe	0.031	-0.069	0.016	0.971
MAIk	0.116	0.139	0.036	0.974
MAp2	0.059	0.043	0.016	0.970
MAp3	0.070	0.000	0.015	0.986
MBer	0.064	0.025	0.013	0.988
MBus	0.060	0.007	0.016	0.973
MDev	0.119	0.129	0.032	0.982
MEda	0.065	0.000	0.012	0.981
MEpe	0.059	0.000	0.017	0.990
MHe1	0.069	0.000	0.029	0.995
MHe2	0.085	0.066	0.033	0.993
MHin	0.120	0.135	0.034	0.986
Mlip	0.100	0.082	0.032	0.988
MPut	0.052	0.000	0.015	0.989
MWaa	0.160	0.218	0.029	0.983
MWoe	0.045	0.000	0.015	0.978

### 3.4.5.2 Metaalaccumulatie

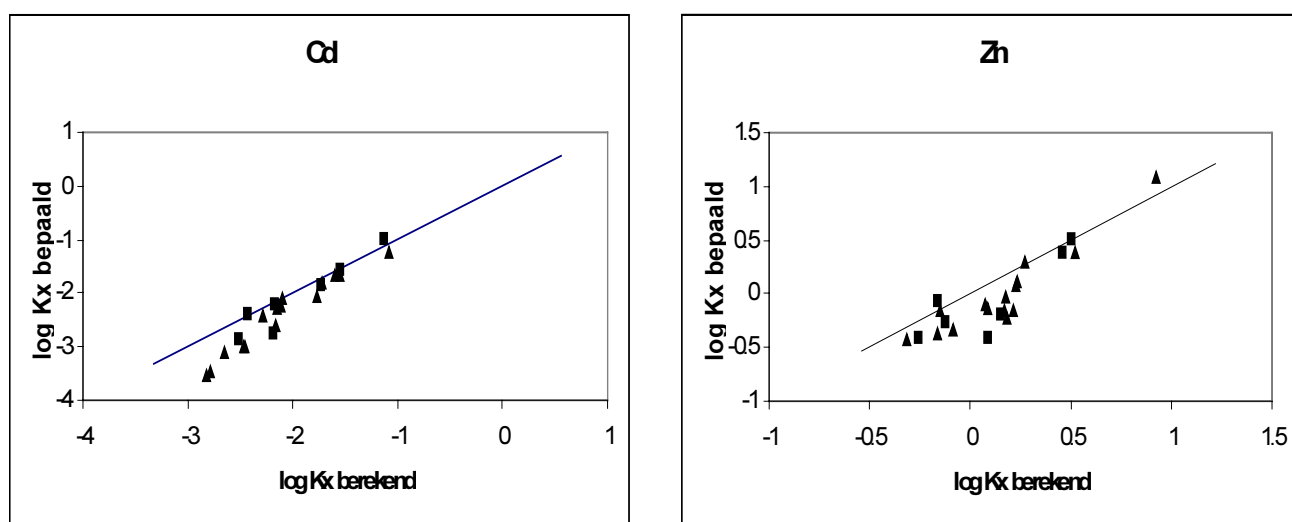
Formule 7 (de Von Bertalanffy formule met een vaste factor,  $k_x$ ) werd gebruikt voor het modelleren van de totaal-hoeveelheid metaal die door de slaplanten werd opgenomen als functie van de blootstellingstijd. Dit levert de parameter  $k_x$ , zijnde de (bodem- en poriewater afhankelijke) parameter die in geval van planten karakteristiek is voor de link tussen daadwerkelijk opname van metalen en/of PAKs door de plant en de biobeschikbaarheid van deze stoffen.  $k_x$  is de parameter die in deze studie als karakteristieke maat voor verdere modellering is gebruikt.

Enkele karakteristieke metaalaccumulatie patronen zijn in Figuur 12 weergegeven.





Figuur 12. Enkele typisch voorbeelden van accumulatiecurves van metalen in sla na blootstelling in landbodems of mengsels van landbodem en sediment.



Figuur 13. Vergelijking van gemeten (log-getransformeerde)  $k_x$ -waardes voor opname van Cd en Zn door sla na blootstelling in landbodems (vierkantjes) en mengsels van landbodem en sediment (zoals gemeten in deze studie, driehoekjes), met door Peijnenburg et al. (2000) voorspelde log-getransformeerde  $k_x$ -waardes. Tevens is de 1:1 lijn voor voorspelde  $k_x$ -waardes weergegeven.

Zoals blijkt uit Figuur 12, werden twee patronen van metaalaccumulatie door *L. sativa* waargenomen:

1. Geen significante accumulatie gedurende de gehele blootstellingsduur (Figuur 11, rechts), leidend tot constante of dalende interne gehalten als gevolg van groei.
2. Accumulatie die volgens de Von Bertalanffy formule kon worden beschreven (Figuur 11, links).

In Bijlage 13 zijn de karakteristieke parameters gegeven, zoals verkregen na toepassen van formule 7 op de experimenteel bepaalde geaccumuleerde hoeveelheid metaal in de plant. De waarde van de regressiecoëfficiënt,  $R^2$ , is gegeven als indicatie van de mate waarin het model op de data kon worden gefit.

Zoals blijkt uit Bijlage 13 is metaalaccumulatie door sla zowel metaal- als bodemafhankelijk: As, Cr, Ni en Pb worden niet of nauwelijks door slaplanten opgenomen.  $k_x$ -waarden voor Cu blijken nauwelijks te variëren, hetgeen zou kunnen wijzen op actieve regulatie van interne kopergehalten. Cd- en Zn-gehalten tonen daarentegen wel degelijk een behoorlijke mate van variatie. Deze bevindingen komen overeen met recente waarnemingen van Peijnenburg et al. (2000). Voor Cd en Zn zijn door Peijnenburg et al. (2000) bovendien modellen gerapporteerd waarmee waarden van  $k_x$  voor landbodems kunnen worden voorspeld op basis van metaalgehalten in het poriewater. In Figuur 13 worden de voorspelde  $k_x$ -waarden voor de bodems en mengsels die in deze studie zijn gebruikt, vergeleken met de meetwaarden zoals weergegeven in Bijlage 13. Uit Figuur 13 kan worden geconcludeerd dat opname van Cd en Zn door slaplanten in mengsels van landbodems en sedimenten goed vergelijkbaar is met opname in landbodems: gemeten  $k_x$ -waarden komen goed overeen met berekende waarden, er is hoogstens sprake van een geringe structurele onderschatting van de opname van Cd en Zn door slaplanten blootgesteld in mengsels van landbodem en sediment.

#### **3.4.5.3 PAK-opname door de slaplant *Lactuca sativa* L.**

Accumulatie van PAKs in slaplanten als functie van de blootstellingstijd is bestudeerd in alle landbodems en mengsels die in Tabel 1 zijn opgenomen. Het bleek dat in alle gevallen, onafhankelijk van de blootstellingsduur, de interne PAK-gehalten in de slaplanten beneden de detectielimiet lagen. Deze detectielimieten zijn weergegeven in Tabel 32.

Tabel 32. Detectielimieten ( $\mu\text{g.kg}$  droog gewicht<sup>1</sup>) voor de analyse van PAKs in *Lactuca sativa* L.

PAK	Det.lim.
Naftaleen	8
Acenafteen	8
Fluoreen	2
Fenanthreen	1
Antraceen	0.3
Fluorantheen	3
Pyreen	3
Benzo(a)antraceen	2
Chryseen	1
Benzo(b)fluorantheen	2
Benzo(k)fluorantheen	2
Benzo(a)pyreen	2
Dibenzo(ah)antraceen	1
Benzo(ghi)peryleen	1
Indeno(123-cd)pyreen	2

Uit deze bevindingen kan worden geconcludeerd dat PAKs niet in significante hoeveelheden in de bovengrondse delen van slaplanten worden geaccumuleerd. Van slaplanten is bekend dat zij stoffen voornamelijk via het poriewater opnemen. Ondanks dat gebruik is gemaakt van mengsels die tot en met klasse 3 ingedeeld konden worden op basis van hun totaal-PAK-gehalten, zijn de poriewatergehalten van de PAKs in deze mengsels (en in de onderzochte landbodems) mogelijk té laag om te leiden tot daadwerkelijk opname door de planten. Daarnaast bestaat de mogelijkheid dat PAK wel door de wortel worden opgenomen, maar niet getransporteerd naar de bovengrondse delen. Een andere verklaring voor de waarneming van PAK-gehalten beneden de detectielimiet, zou tenslotte gevonden kunnen worden in afbraak van de PAKs door de planten. Uit de literatuur zijn echter nauwelijks aanwijzingen voorhanden waaruit blijkt dat slaplanten in staat zijn om PAKs af te breken.

### 3.5 Toxiciteits-bioassays

De toxiciteit in mengsels en landbodems werd bepaald met een drietal eenvoudige bioassays, namelijk de Microtox-toets, een algentoets, en de kieming van slazaad. Deze bioassays worden vaak toegepast voor snelle, kwalitatieve screening van toxiciteit in bodemmonsters

De gemeten toxiciteit in de monsters van de mengsel en de landbodems is uitgedrukt op een schaal van 0 (geen toxiciteit aangetroffen met de betreffende toets) tot 1 (bijvoorbeeld helemaal geen kieming, of alle organismen zijn gestorven tijdens de toets). Remming of vertraging van de kieming van slazaad werd niet waargenomen bij de landbodems, noch bij de mengsels. De resultaten van de algentoets en de Microtox-toets zijn weergegeven in tabel 33, waarbij de kwantitatieve effectgegevens zijn geconverteerd in drie categorieën, namelijk:

- 0 < geen effect < 0.2 (lege cel)
- 0.2 < weinig effect < 0.5 (licht-grijze cel)
- 0.5 < effect < 1 (donkere cel)

Tabel 33. Kwalitatieve weergave van de resultaten van 2 bioassays, uitgevoerd in de landbodems en mengsels van landbodem en sediment. Lege cellen geven aan dat er minder dan 20 % effect waarneembaar was, lichtgrijs gekleurde cellen duiden op enige mate van effect (tussen 20 en 50 %), zwarte cellen wijzen op een effect van meer dan 50 %.

Mengsel- code	Landbodem	Bodem- type	Klasse metalen	Klasse PAKs (10 VROM)	PAM-toets	Microtox-toets	Gemiddeld	Toxiciteits- verschil met ontvangende landbodem
					effect	effect	effect	
LBer		Veen	4	2				
LBox		Zand	2	0				
LEpe		Klei	4	2				
LlIp		Veen	4	2				
LOud		Klei	1	2				
LWij		Zand	1	3				
LWoe		Klei	4	0				
MAIk	LOud	Klei	1	2				
MAp2	LlIp	Veen	4	2				
MAp3	LWij	Zand	1	3				
MBer	LlIp	Veen	4	2				
MBus	LBox	Zand	2	2				
MDev	LEpe	Zand	2	2				
MEda	LWij	Veen	4	2				
MEpe	LEpe	Klei	4	2				
MHel1	LBox	Zand	1	3				
MHel2	LBer	Klei	4	2				
MHin	LOud	Klei	1	2				
MlIp	LlIp	Veen	4	2				
MPut	LWoe	Klei	2	0				
MWaa	LBer	Veen	4	2				
MWoe	LWoe	Klei	1	2				

In geen van de onderzochte landbodems en mengsels was een effect op de kieming van sla-planten waarneembaar. Bij de algentoets en de Microtox-toets bleken toxische effecten bij de landbodems en de mengsels waarneembaar. Twee landbodems bleken een significante hoeveelheid toxiciteit te bevatten, namelijk LBox en Lepe. Bij de mengsels blijkt dat de gevonden toxiciteit niet significant afwijkt van die van de overeenkomende landbodems, behalve voor MHel2. De resultaten van de PAM toets geven aan dat er een toename van toxiciteit te zien is bij MEda, MHel2 en MWaa. Voor MBus, MDev, MEpe en MHel1 geldt dat de gevonden toxiciteit niet direct aan het slib is toe te schrijven omdat de ontvangende landbodems LBox en LEpe ook een hoge toxiciteit hebben. Voor de Microtox-toets geldt dat de gevonden toxiciteit bij MBus en MHel1 toe te schrijven valt aan de landbodems LBox en LEpe waarmee deze zijn gemengd.

Om een uitspraak te kunnen doen over verschillen in waargenomen toxiciteit tussen de mengsels en de overeenkomende landbodems, is per landbodem of mengsel het gemiddeld effect bepaald van de uitgevoerde toetsen. Hieruit blijkt dat de gevonden toxiciteit voor MBus, MDev en MHel1 gelijk is aan die van de overeenkomende landbodems LBox en LEpe. Voor MPut, MWaa en MHel2 wordt er een kleine toxiciteits-verandering waargenomen ten opzichte van de ontvangende landbodems LWoe en LBer.

Bedacht dient te worden dat het waargenomen toxische effect veroorzaakt kan zijn door andere in het mengsel aanwezig toxicanten dan de PAKs en metalen waar we naar gekeken hebben. Bovendien is de waargenomen extra toxiciteit met name gebaseerd op het resultaat van de PAM-toets, terwijl de Microtox slechts een geringe toename laat zien.

Op basis van de resultaten van de toxiciteits-assays kan gesteld worden dat het toevoegen van slib aan landbodems weinig verandering in toxiciteit teweegbrengt. Hierbij moet echter wel bedacht worden dat het tot op heden ontbreekt aan een uitgebreide set van gestandaardiseerde protocollen voor het uitvoeren en interpreteren van toxiciteits-bioassays met bodemmonsters. Dit betekent dat de keuze van de toxiciteits-bioassay van invloed zal zijn op het al dan niet waarnemen van toxische effecten: het niet-waarnemen van toxische effecten betekent niet zonder meer dat er geen toxiciteit in het desbetreffende monster aanwezig is (vals-negatieve uitslag). Dit bemoeilijkt de interpretatie en extrapolatie van de resultaten. Daarnaast is er het probleem dat referentiegegevens veelal ontbreken. Wel laten de resultaten zien dat er geen verband is tussen de klassen-indeling en het gemiddeld waargenomen effect, terwijl er ook geen relatie is tussen het gemiddeld waargenomen effect en accumulatiepatronen in de onderzochte organismen en planten.

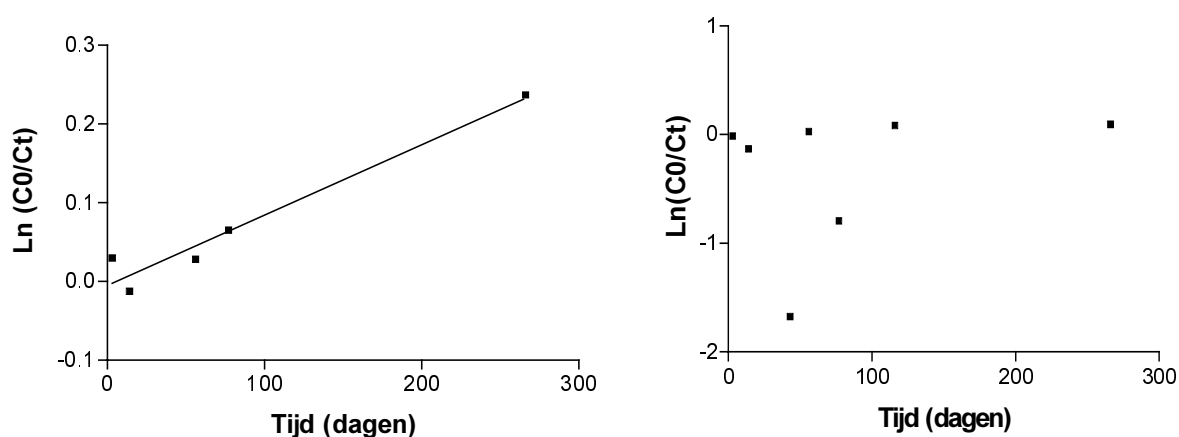
## **3.6 Afbraakexperimenten PAKs**

### **3.6.1 Algemeen**

Het verdwijnen van PAKs als functie van de tijd is bestudeerd in zowel landbodems als in mengsels van landbodems en sedimenten. Hierbij is voor de landbodems het verdwijnen van PAKs als gevolg van biodegradatie, vervluchtiging en uitspoeling (alleen in het veld) onder constante laboratoriumomstandigheden vergeleken met het verdwijnen onder variabele veldomstandigheden. Voor de mengsels is daarnaast de invloed van de aanwezigheid van regenwormen op de verdwijning van PAKs bestudeerd: dit levert voor de mengsels een totaal van 4 verdwijningsexperimenten, tegen 2 voor de landbodems. De experimenten zijn uitgevoerd in de periode december 1999 – september 2000 (blootstelling van maximaal 266 dagen).

### **3.6.2 Resultaten**

In zijn algemeenheid werd tot en met een blootstellingsduur van 266 dagen, slechts een beperkte afname van de totaal-PAK-gehalten gevonden. In Figuur 14 zijn ter illustratie een tweetal karakteristieke verdwijncurves weergegeven voor dibenzo(ah)anthraceen in respectievelijk het RIVM mengsel en de RIVM-landbodem.



Figuur 14. Karakteristieke pseudo-eerste-orde verdwijncurves voor PAKs uit landbodems en mengsels van landbodems en sedimenten na een blootstelling van in totaal 266 dagen. Weergegeven zijn een voorbeeld van afname van de PAK-gehalten volgens een pseudo-eerste-orde verdwijnpatroon (links: benzo(ghi)peryleen in het mengsel Hilversum) en constante PAK-gehalten (rechts: geen afbraak, fenantreen in de landbodem RIVM).

Het al dan niet aanwezig zijn van regenwormen bleek geen invloed te hebben op het verdwijnen van PAKs uit de mengsels. Ook maakte het geen significant verschil of de mengsels in het laboratorium of in het veld werden geïncubeerd. Bij de verdere analyse van het verdwijnen van de PAKs zijn de 2 sets van analyse-resultaten van de landbodems en de 4 sets van analyse-resultaten van de mengsels dan ook gemiddeld. Vervolgens is per PAK-congeneer

Tabel 34. Berekende pseudo-eerste orde halfwaardetijden (dagen) voor de verdwijning van een aantal PAKs en het totaal van de 10 weergegeven PAKs uit een drietal landbodems en een drietal mengsels van landbodem en sediment.

PAK	Landbodem	Mengsel	R <sup>2</sup>	Landbodem	R <sup>2</sup>	Mengsel	R <sup>2</sup>	Landbodem	R <sup>2</sup>	Veen	R <sup>2</sup>
	RIVM (zand)	RIVM - Edam		Berkenwoude (klei)		Berkenwoude		Hilversum (veen)		Hilversum	
Fenantreen	n.s.	n.s.		n.s.		n.s.		783	0.87	n.s.	
Anthraceen	n.s.	n.s.		n.s.		n.s.		348	0.88	447	0.99
Fluorantheen	n.s.	737	0.94	n.s.		n.s.		n.s.		n.s.	
Pyreen	n.s.	n.s.		n.s.		n.s.		797	0.98	543	0.98
Benz[a]anthraceen	n.s.	625	0.88	n.s.		n.s.		523	0.97	438	0.98
Chryseen	n.s.	463	0.83	n.s.		n.s.		300	0.83	224	0.95
Benzo[k]fluorantheen	n.s.	703	0.91	635	0.68	935	0.91	741	0.78	513	0.96
Benzo[a]pyrine	n.s.	n.s.		n.s.		n.s.		n.s.	0.83	648	0.83
Dibenz[a,h]anthraceen	n.s.	330	0.93	331	0.86	545	0.86	671	0.96	501	0.96
Benzo[ghi]peryleen	n.s.	n.s.		954	0.73	n.s.		1037	0.99	776	0.95
Som PAKs	n.s.	n.s.		611	0.65	n.s.		735	0.79	593	0.78

De waarde van de regressiecoëfficiënt, R<sup>2</sup>, is weergegeven ter indicatie van de mate van fit van de data aan een pseudo-eerste orde afbraakmodel. n.s. = geen significante afbraak waargenomen na een blootstellingsduur van 266 dagen.

de halfwaardetijd berekend. Daarnaast is het mogelijk om de afbraak van alle in de substraten aanwezige PAKs als functie van de tijd te bepalen (sommen van de HPLC-response per monstertijdstip). In Tabel 34 zijn de experimenteel bepaalde halfwaardetijden voor het ver-

dwijnen van de individuele PAKs en het totaal PAK-gehalte uit de verschillende bodems en mengsels, samengevat.

*-Landbodems.* De gehalten van alle onderzochte PAK-congeneren bleken in de RIVM-landbodem niet significant af te nemen gedurende een blootstellingsduur van 266 dagen. Drie van de 10 onderzochte PAK-congeneren werden afgebroken in de Berkenwoude-landbodem. Acht van de 10 congeneren werden afgebroken in de Hilversum-landbodem, met halfwaardetijden die variëren van 300 tot meer dan 1000 dagen. Alleen in de Hilversum-landbodem was significante afname van het totaal-PAK-gehalte waarneembaar, overeenkomend met een halfwaardetijd van meer dan 2 jaar.

*-Mengsels.* Alhoewel ook het verdwijnen van PAKs uit de mengsels slechts in beperkte mate plaats vond, werden de PAK-congeneren in de mengsels met een iets hogere snelheid afgebroken dan in overeenkomende landbodems. Dit was met name het geval in het Hilversum-mengsel (veengrond), met halfwaardetijden die variëren tussen 224 en 776 dagen. Het totaal-PAK-gehalte daalde in dit mengsel met een halfwaardetijd van ongeveer 600 dagen en is daarmee niet significant verschillend van de halfwaardetijd in de overeenkomende landbodem. Ook in het RIVM-mengsel werd een verhoging van de verdwijnsnelheid 5 van de 10 PAKs gemeten. Het totaal-PAK-gehalte veranderde echter niet significant gedurende een blootstellingsduur van 266 dagen. In het Berkenwoude-mengsel bleken de PAK-congeneren oftewel niet te verdwijnen, danwel was de verdwijnsnelheid lager dan in de overeenkomende landbodem. Ook het totaal-PAK-gehalte toonde geen significant afname na 266 dagen.

Samenvattend duiden deze bevindingen er op dat het verdwijnen van PAKs uit landbodems en uit mengsels van landbodem en sediment zeer langzaam verloopt, in ieder geval langzamer dan verwacht op basis van literatuurgegevens. Dit duidt op een beperkte beschikbaarheid van de PAKs voor de verschillende verdwijnprocessen. Verder is geen verschil merkbaar tussen lichte en zware PAKs.





## 4 Discussie

De ecotoxicologische betekenis van normoverschrijding ten gevolge van specieverspreiding op landbodems is in een pilot-onderzoek onderzocht door Posthuma et al. (1999). Een belangrijke conclusie die uit dit onderzoek getrokken kon worden, was dat de interpretatie van de waargenomen opnamepatronen van metalen en PAKs in organismen ten dele problematisch was vanwege de geringe opname van diverse metalen en PAKs. Dit werd onder andere veroorzaakt door de geringer dan verwachte belasting van de toenmalig onderzochte mengsels van baggerspecie en landbodem. Overeenkomstig de door Posthuma et al. gedane aanbeveling, is in deze studie dan ook gewerkt met hoger belaste mengsels van landbodems en baggerspecies (doel: specie van klasse 2). Met uitzondering van de opname van PAKs door sla, werd accumulatie van metalen en PAKs in de meeste organismen en in meeste mengsels dan ook experimenteel aangetoond.

Het doel van deze studie was het toetsen van de hypothese dat de ecologische risico's van het op de kant zetten van baggerspecie niet gerelateerd zijn aan het totaalgehalte van de in de specie aanwezige contaminanten, maar dat deze risico's (op termijn) gerelateerd zijn aan:

1. Verschillen in biobeschikbaarheid van de stoffen die de klasse van verontreinigd slib bepalen, in samenhang met de invloed van bodemeigenschappen op verschillen in biobeschikbaarheid.
2. De afbraakpotentie en afbraaksnelheid (halfwaardetijd) van de in de specie aanwezige PAKs, in afhankelijkheid van voornamelijk onbekende bodembestanddelen (inclusief bijvoorbeeld micro-organismen)
3. De combinatietoxiciteit van de in baggerspecie aanwezige stoffen, rekening houdend met hun biobeschikbaarheid

Met behulp van de data die binnen deze studie zijn verkregen, kan de uitgangshypothese inderdaad getoetst worden. Deze toetsing wordt in het onderstaande verder uitgewerkt.

### 4.1 Bodemeigenschappen en metaal- en PAK-concentraties

De bemonsterde landbodems, baggerspecies en bioassay-mengsels verschillen onderling wezenlijk wat betreft bodemeigenschappen en de belasting met stoffen. De monsters kunnen via PCA worden gegroepeerd in drie hoofdgroepen (Zand, Klei en Veen), die ook binnen het IRIS-model geparаметeriseerd zijn. Echter, binnen de clusters verschillen ook de bodems onderling, zij het in geringere mate. Daarom kunnen de locaties het best afzonderlijk beschouwd worden bij het onderzoek naar partitie in relatie tot opname. Immers, ook kleine verschillen in partitie die op kunnen treden tussen geclusterde bodems kunnen aantoonbaar zijn in opnamestudies. Om deze reden worden bij de data-interpretatie alle bodems als afzonderlijke eenheden beschouwd, en wordt bij de data-interpretatie nauwelijks of geen aandacht besteed aan algemene verschillen tussen zand-, klei- en veenbodems.

Zoals blijkt uit Bijlage 2, is een belangrijke karakteristiek van de bodems en mengsels die in dit onderzoek zijn meegenomen, dat de pH van de mengsels minder varieert dan die van de

landbodems en dat de gemiddelde pH van de mengsels iets hoger is dan die van de landbodems. Dit is typisch voor Nederlandse sedimenten, die vaak carbonaat bevatten.

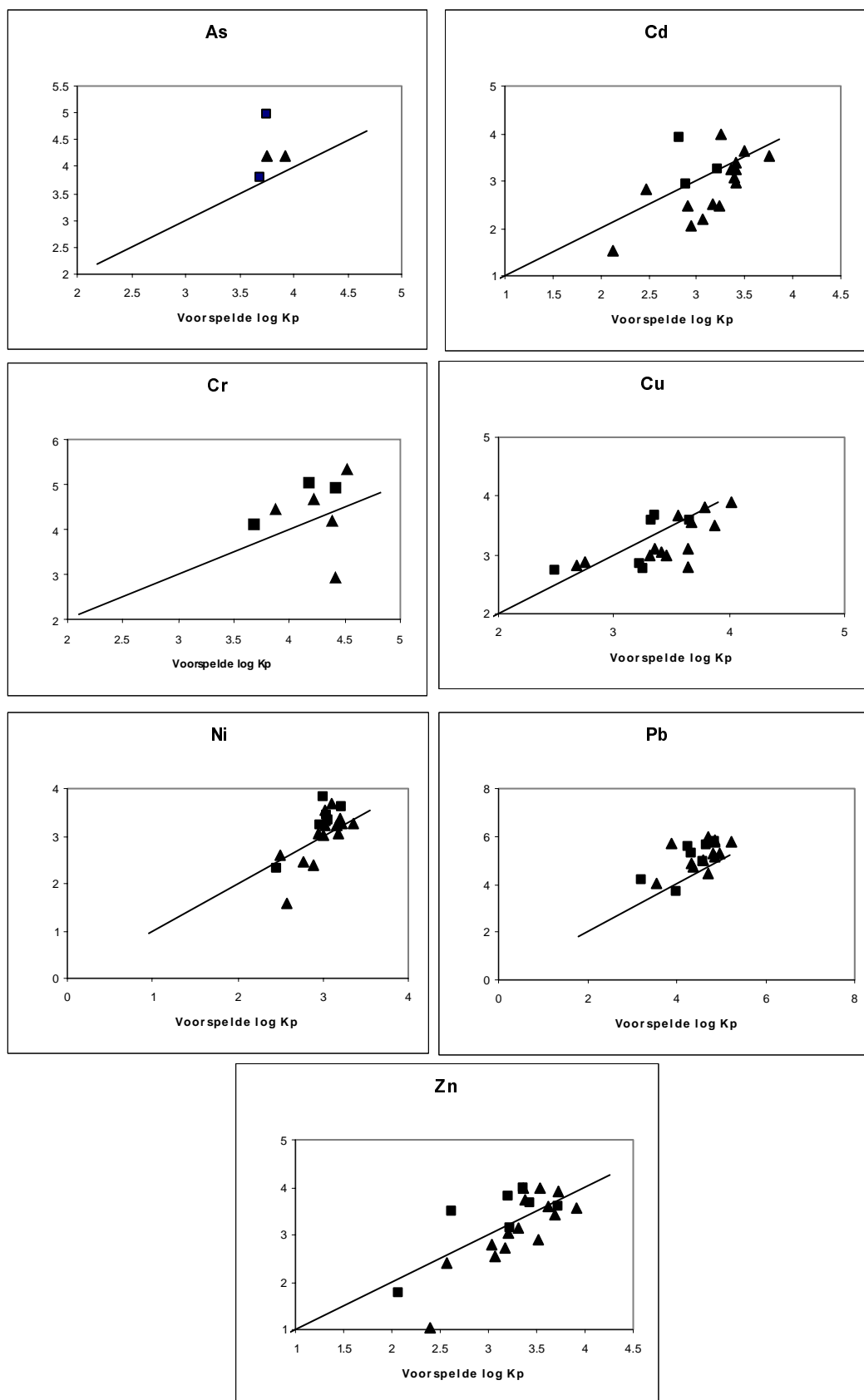
## 4.2 De relatie tussen partiticoëfficiënten en opname

De huidige normstelling voor stoffen in bodems en sedimenten, is gebaseerd op totaalgehalten van de stof in de vaste fase. Van een (groot) gedeelte van de in landbodems aanwezige organismen is echter bekend dat er geen relatie bestaat tussen enerzijds de accumulatie van stoffen in het organisme en de daardoor optredende effecten, en anderzijds het totaalgehalte in de vaste fase. In plaats daarvan wordt verondersteld dat opname voornamelijk direct vanuit het poriewater plaats vindt. Het zou dan ook voor de hand liggen om in deze studie een directe vergelijking te maken tussen poriewatergehalten en interne gehalten. Omdat de veronderstelling van poriewater-opname echter niet voor alle bodemorganismen opgaat en vanwege de huidige klasse-indeling op basis van totaalgehalten, wordt in dit rapport gebruik gemaakt van partiticoëfficiënten om de relatie tussen totaalgehalten in de vaste fase en totaalgehalten in het poriewater te operationaliseren. De achterliggende hypothese is hierbij dat de poriewatergehalten lager zijn naarmate de partiticoëfficiënt hoger is, met als gevolg dat de opname lager zal zijn bij hogere waarden van de partiticoëfficiënt.

Partiticoëfficiënten kunnen een operationeel toepasbaar middel vormen om in het kader van risicoschattingen tussen bodems te normaliseren voor verschillen in biobeschikbaarheid van stoffen, mits (1) partitie voorspelbaar is op basis van eenvoudige bodemeigenschappen, en (2) partitie van de stoffen naar het poriewater inderdaad gerelateerd is aan daadwerkelijke opname in organismen. Ten behoeve van de voorspelbaarheid worden in toenemende mate modellen (zogenaamde transferfuncties) ontwikkeld om de stofconcentraties in het poriewater te berekenen op basis van simpele bodemeigenschappen (bijvoorbeeld De Groot et al. 1998). Hierbij is van belang dat de genoemde transferfuncties van toepassing zijn op de hier bestudeerde situaties, waarbij baggerspecie op land gebracht wordt. Afwijkingen zouden bijvoorbeeld kunnen ontstaan door specifieke sorptie-eigenschappen na toepassing van baggerspecie (ten opzichte van voor 'gemiddelde bodems' afgeleide modellen). In deze paragraaf wordt geanalyseerd in hoeverre het partitiegedrag in bodems met baggerspecie-belasting overeenkomt met het partitiegedrag volgens literaturomodellen. Indien beiden overeenkomen, dan kunnen de genoemde transferfuncties gebruikt worden om de beschikbare (poriewater)concentraties van de metalen en PAKs in veldbodems te berekenen. Indien beiden niet overeenkomen, kan het nodig zijn om specifieke transferfuncties voor bodems met baggerspecie-belasting af te leiden.

### 4.2.1 Metalen

De partiticoëfficiënten van metalen in de landbodems en de baggerspecie-landbodem mengsels kunnen worden vergeleken met de literatuur- partitiemodellen die gebaseerd zijn op metaal-belaste Nederlandse veldbodems (De Groot et al. 1998). Figuur 15 toont de gevonden relaties.



Figuur 15. Vergelijking van de in de bodems en mengsels gemeten (log-getransformeerde)  $K_p$ -waardes ( $L.kg^{-1}$ ) voor As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb en Zn (punten) met de op basis van de door de Groot et al. (1998) voorspelde  $K_p$ -waardes (lijnen). Vierkanten geven de data voor de landbodems weer, driehoeken voor de mengsels.

Uit Figuur 15 blijkt dat de  $K_p$ -waarden voor baggerspecie-landbodem mengsels allemaal binnen het 'interpolatiegebied' van de literatuurmodellen (getrokken lijnen) liggen. Ook bestaat er een goede overeenstemming tussen gemeten en berekende  $K_p$ -waardes, alhoewel het aantal datapunten in het geval van As laag is. Hieruit kan geconcludeerd worden dat de modellen van de Groot *et al.* geschikt zijn voor het berekenen van de beschikbare metaalfractie in bodems die belast worden met baggerspecie. De vergelijking met de literatuurgegevens toont aan dat de voorspelling van beschikbaarheid in het poriewater (als functie van bodemeigenschappen) voor mengsels van poriewater en landbodem kan plaatsvinden op basis van bestaande transferfuncties.

Tenslotte valt op te maken uit Figuur 15 dat de (gemeten en voorspelde) waardes van de meeste partiticoëfficiënten relatief hoog zijn. Dit is een consequentie van de relatief hoge waarde van de pH in de meeste mengsels en landbodems: zoals blijkt uit de modellen van de Groot *et al.* (1998) is pH de bodemeigenschap die voor de meeste metalen veruit de grootste invloed heeft op de waarde van de partiticoëfficiënt. Een stijgende pH leidt tot een stijging van de waarde van de partiticoëfficiënt.

#### 4.2.2 PAKs

De gemeten Koc waarden (Bijlage 10) vertonen, in tegenstelling tot wat verwacht werd, slechts weinig relatie met de hydrofobiciteit van de stof. Op een aantal punten zijn de Koc waarden uit deze experimenten echter slecht te vergelijken met bijvoorbeeld de QSAR voor Koc op basis van de Kow van Sabljic *et al.* (1995):

1. PAKs sorberen iets meer aan organisch materiaal dan andere organische stoffen met vergelijkbare hydrofobiciteit. Dit blijkt ook al uit de onderliggende dataset van Sabljic *et al.* (1995).
2. De Koc waarden uit de experimenten die in dit rapport worden beschreven, zijn van gecentrifugeerde gronden. In het algemeen worden Koc waarden bepaald uit schudproeven met een overmaat aan vloeistof. Dit betekent dat de invloed van opgelost organisch koolstof (DOC) een grotere rol speelt in de onderliggende experimenten.

Om aan punt 1 tegemoet te komen is een nieuwe relatie tussen Koc en Kow afgeleid uit de data van De Maagd *et al.* (1998), die specifiek is voor PAKs. Deze auteurs hebben Koc-waarden voor acht PAKs bepaald in twee sedimenten in aanwezigheid van een biocide (om degradatie in de waterfase uit te sluiten) en met een overmaat aan water (om het effect van sorptie aan DOC te minimaliseren). De volgende relatie beschrijft deze data:

$$\text{Formule 8} \quad \text{Log Koc} = 1.0 \log \text{Kow} - 0.33 \quad (r^2=0.94, n=15, \log \text{Kow } 3.4-6.0)$$

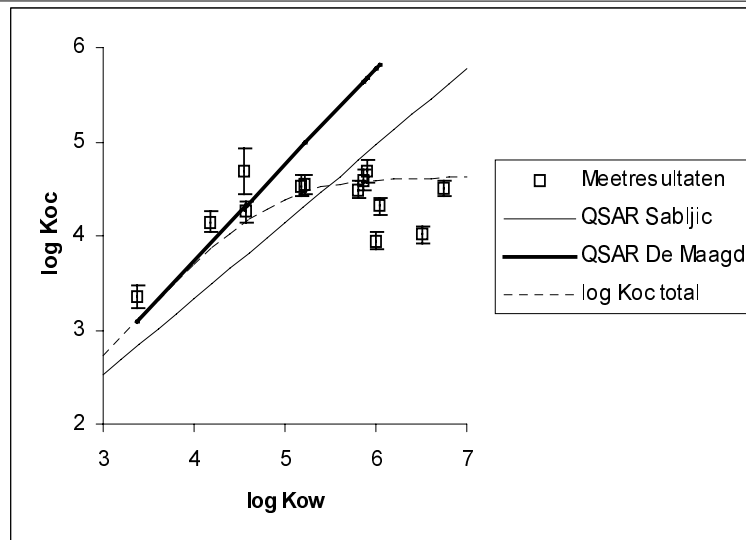
Door de manier waarop de onderliggende waarden gemeten zijn kan deze Koc worden beschouwd als een leidraad voor de vrije concentratie in het poriewater. De data van De Maagd *et al.* (1998) zijn goed vergelijkbaar met de data voor PAKs in de set van Sabljic *et al.* (1995) en data van Jager *et al.* (2000), maar ook met de direct gemeten vrije poriewater

concentraties van Benzo(a)pyreen (BaP) in deze experimenten (gemiddeld gemeten Log Koc van 5.7 tegen een voorspelde waarde van 6.0). Van de andere congenen zijn geen vrije concentraties gemeten in deze studie. In de gecentrifugeerde gronden is de invloed van DOC veel groter; van de totale concentratie in poriewater is slechts een klein deel opgelost. Algemeen wordt aangenomen dat DOC-gebonden stoffen niet direct beschikbaar zijn voor opname door organismen. De fractie van de stof vrij in oplossing kan worden ingeschat op basis van de concentratie aan DOC ([DOC]) en de partiticoëfficiënt tussen DOC en water (Kdoc). Volgens Chiou et al. (1986):

$$\text{Formule 9} \quad F_{\text{vrij}} = 1 / (1 + [\text{DOC}] K_{\text{doc}})$$

Met [DOC] in kg/L en Kdoc in L/kg. De DOC-gehalten zijn experimenteel bepaald in de gronden en de mengsels en liggen tussen de 30 en 300 mg/L. Partitie tussen DOC en water is gebaseerd op dezelfde principes als de partitie tussen water en bulk organisch materiaal in de bodem (hydrofobe sorptie). De Kdoc heeft dus een sterke relatie met Koc maar hangt sterk af van de aard van het opgeloste materiaal (humine- en fulvinezuren). Kdoc is meestal een factor 2 tot 8 lager dan Koc (Chiou et al., 1986). Alleen voor BaP is in deze experimenten de vrije concentratie in het poriewater bepaald en door rekening te houden met de gehalten aan DOC in de specifieke bodems is Kdoc voor deze stof te berekenen. De berekende Kdoc is gemiddeld een factor 5 lager dan de Koc-schatting volgens De Maagd et al. (1998), alhoewel de spreiding vrij groot is (mede door de lage vrije PAK-concentraties, die daardoor moeilijk te bepalen zijn). Dit correspondeert dus uitstekend met de factor 2-8 van Chiou et al. Aannemend dat deze factor ongeveer constant is voor alle PAKs en uitgaande van de bovenstaande formules kan nu een schatting worden gemaakt voor de Koc's van de vrije fractie in de huidige experimenten. Dit is grafisch weergegeven in Figuur 16. De getrokken lijn in Figuur 16 is gemaakt met de aannames dat de DOC concentratie 120 mg/L (gemiddelde van de metingen) is en Kdoc een factor 5 kleiner is dan Koc. Deze lijn verhoudt zich goed tot de experimentele gegevens waardoor aannemelijk is dat:

- PAKs sterker sorberen aan bodem dan verwacht mag worden op basis van de QSAR van Sabljic et al. (1995).
- Sorptie aan DOC een belangrijke rol speelt, met name voor de zwaardere PAKs. De experimenteel bepaalde Koc's in de huidige studie laten zich redelijk voorspellen door de bovengenoemde aannames.



Figuur 16. Vergelijking van voorspelde (op basis van de log Kow) en gemeten log Koc waarden voor de 13 PAKs die in deze studie zijn onderzocht. De meetdata hebben betrekking op de gemiddelde Koc waarde per congeneer, waarbij gemiddeld is over de landbodems en de mengsels van landbodems en sedimenten.

### 4.3 Opname in de bioassays

Interpretatie van de resultaten van opname-bioassays kan bemoeilijkt worden door het optreden van effecten van de in de bodem of in het mengsels aanwezige contaminanten, danwel door directe effecten van een of meerdere bodemeigenschappen en/of bodembestanddelen (met name pH zou in deze een belangrijke bodemeigenschap kunnen zijn). Met uitzondering van *Enchytraeus crypticus* (afnemende lichaamsgewichten tijdens de assay), werden echter geen effecten op de groei van de organismen en de slapplanten waargenomen. Omdat een afname van het lichaamsgewicht kan leiden tot een verstoring van het opnamepatroon, zijn in geval van *E. crypticus* alleen die data in de berekeningen meegenomen waarvoor nog geen sprake was van een significant afnemende lichaamsgewicht. Dit betekent dat, zelfs bij mengsels van klasse 3 en klasse 4, bij de interpretatie van de accumulatiegegevens geen rekening hoeft te worden gehouden met de mogelijkheid van beïnvloeding van de data door externe factoren.

#### 4.3.1 Metalen

Bij de interpretatie van de accumulatiegegevens van metalen dient rekening te worden gehouden met het gegeven dat sommige metalen essentieel zijn voor het functioneren van organismen en door het organisme op een min of meer gefixeerd niveau worden gereguleerd. In deze studie geldt dit met name voor de metalen koper en zink.

Opname-experimenten die uitgevoerd zijn met organismen en planten waarvan verondersteld wordt dat ze metalen via het poriewater opnemen, laten zien dat er in het algemeen geen wezenlijk verschil is tussen opname vanuit de mengsels en opname vanuit de overeenkomende landbodems. Onder andere door Peijnenburg et al. (1999a, 1999b, 2000) is aannemelijk gemaakt dat de in deze studie onderzochte regenwormen, potwormen en slapplanten, metalen via het poriewater opnemen en dat deze opname voor landbodems gekwantificeerd kan worden op basis van een combinatie van poriewatergehalten en bodemeigenschappen. De

kwalitatieve en kwantitatieve overeenkomst in opnamepatronen tussen landbodems en mengsels betekent dat er geen wezenlijk verschil bestaat tussen landbodems en mengsels voor wat betreft metaalaccumulatie. Dit betekent dat de door Peijnenburg et al. (1999a, 1999b, 2000) ontwikkelde modellen, ook toepasbaar zijn op mengsels van landbodem en bagger-specie. Dit betekent op zijn beurt ook voor de mengsels de algemene hypothese van ‘hoge sorptie’ → ‘lage opname’ (en vice versa) op gaat.

Verder tonen de resultaten van de accumulatie-bioassays aan dat er geen relatie is tussen de klasse-indeling en de mate van accumulatie van metalen, waardoor er ook geen relatie wordt verwacht tussen klasse-indeling en het optreden van effecten. In sommige gevallen werd zelfs de hoogste accumulatie gemeten in mengsels van de klasse 0 en 1. Ook hierbij geldt dat deze waarneming voor een gedeelte te verklaren valt uit regulatie van interne gehalten door het onderzochte organisme. Voor een ander gedeelte kan de verklaring gezocht worden in de verhoging van de pH die optreedt na mengen van landbodems en mengsels.

Een vergelijking van metaalaccumulatie tussen een tweetal wormen die in Nederlandse bodems kunnen overleven, en regenwormen die vaak gebruikt worden voor laboratorium-bioassays, laat zien dat van de onderzochte metalen, alleen de accumulatie van chroom tussen de wormen wezenlijk verschillend is: accumulatie van de overige metalen verschilt wel in een kwantitatief opzicht, maar in algemene zin niet in een kwalitatief opzicht. Hierbij dient echter wel bedacht te worden dat de gegevens betrekking hebben op slechts 2 mengsels.

Opnameexperimenten met een organisme (*T. molitor*) waarvan verondersteld wordt dat deze metalen opneemt via een of meerdere vaste bodemfases (inclusief voedsel), laten zien dat:

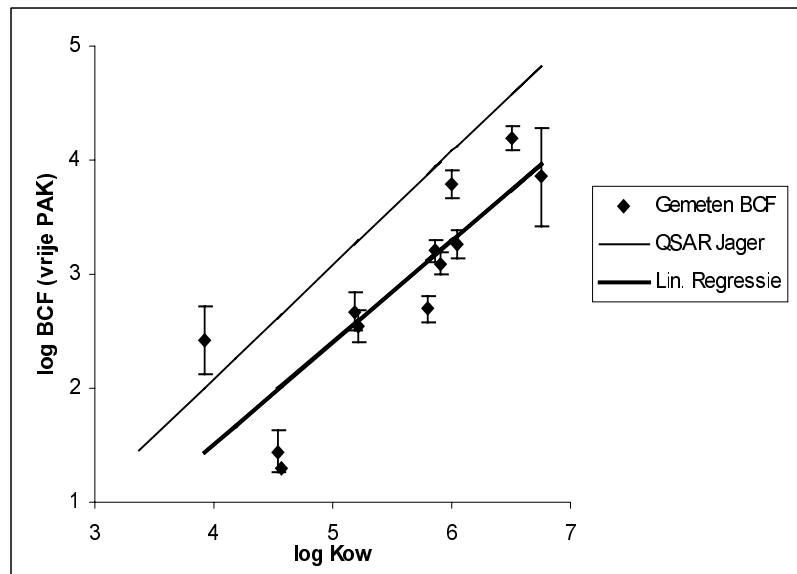
- Interne gehalten van koper en zink door de keverlarve worden gereguleerd op een niveau dat voor de mengsels gelijk is aan dat van de landbodems.
- De accumulatie van Cd en Pb in mengsels van sedimenten en landbodems niet afwijkt van accumulatie in landbodems.

Dit laatste betekent dat ook de accumulatie van Cd en Pb door *T. molitor* in mengsels van sedimenten en landbodems voorspeld kan worden met behulp van het model dat door Vijver et al. (2000b) is opgesteld op basis van accumulatiegegevens voor landbodems.

### 4.3.2 PAKs in regenwormen

Aangenomen mag worden dat DOC-gebonden PAKs niet direct beschikbaar zijn voor opname door wormen. De gemeten BCFs in de wormen kunnen dan ook gerelateerd worden aan de vrije poriewaterconcentraties (ingeschat door de relatie in Formule 9). Dit betekent dat de voorkeur wordt gegeven aan berekende Koc-waarden boven de experimentele waarden. De BCFs staan in Figuur 17 en kunnen worden vergeleken met de theoretische schatting door Jager (1998):

$$\text{Formule 10} \quad \text{BCF} = 0.012 \text{ Kow} + 0.84$$



Figuur 17. Vergelijking van gemeten BCF-waarden voor een aantal PAK-congeneren met berekende BCF-waarden.

De helling van de experimentele BCFs (0.89) is iets lager dan de voorspelde helling (1.0 op log-schaal), maar de data liggen over het geheel iets lager dan door het model wordt voorspeld (gemiddeld een factor 5.4 lager). Dit komt overeen met de verzamelde data van Jager (1998). BCFs uit experimenten waarin wormen werden blootgesteld in water komen nauwkeurig overeen met de theoretische schatting, maar data in bodem liggen gemiddeld een factor 5.6 lager (mogelijk door gebrek aan evenwicht, degradatie in poriewater of een artefact veroorzaakt door het leegpoepen van de wormen vóór de analyse). De huidige waarden zijn dus uitstekend vergelijkbaar met de gegevens verzameld voor andere stoffen door Jager (1998). De BCF-waarden corresponderen met de verwachtingen als wordt uitgegaan van de vrije concentratie in het poriewater. Dit ondersteunt de aanname dat DOC-gebonden PAKs niet direct beschikbaar zijn voor opname door regenwormen. De lichte PAKs wijken relatief het meest af van de algemene trend. Fenantreen en antraceen liggen erg laag terwijl acenafteen zelfs duidelijk boven de theoretische lijn ligt. De reden hiervoor is niet duidelijk.

Uit deze exercitie kan worden geconcludeerd dat de concentraties van PAKs in regenwormen kunnen worden voorspeld op basis van vrije concentraties in het poriewater. De vrije concentratie laat zich op zijn beurt weer goed voorspellen door totaalgehalte in de bodem,  $F_{oc}$  in de bodem en de  $K_{ow}$  van de stof. Dit ondersteunt dus de hypothese dat de blootstelling via de poriewaterfase plaatsvindt. Hoewel bekend is dat wormen stoffen vanuit hun voedsel opnemen worden de lichaamsconcentraties gestuurd door het poriewater. Gezien Figuur 17 geeft de procedure van formule 10 in het algemeen een veilige schatting van de gehalten in wormen. Indien er behoefte is aan een gemiddelde schatting kan de regressielijn in Figuur 17 worden toegepast. Er zijn geen aanwijzingen dat de beschikbaarheid lager is dan verwacht door “aging” (het feit dat de sorptie in de loop der tijd groter wordt doordat de stof dieper in het organisch materiaal migreert). Verder kan uit deze exercitie geconcludeerd worden dat de poriewaterconcentratie het best gemeten kan worden door het uitschudden met een overmaat



aan water en niet door centrifugeren. Tenminste, waar het risico voor organismen betreft; uitspoeling naar het grondwater wordt bepaald door de totale opgeloste concentratie.

#### **4.4 Toxiciteits-bioassays en verdwijnxperimenten**

Invulling van het door Posthuma et al. (1999) geschetste theoretische raamwerk voor het beoordelen van de ecotoxicologische risico's van het verspreiden van baggerspecie op land zou betekenen dat de belangrijkste beperkingen van de huidige klassificatie-systematiek worden verbeterd. Dit betreft het meenemen van de factor tijd, het kwantificeren van de effecten van meervoudige blootstelling, en het werken met daadwerkelijk beschikbare gehalten in plaats van totaal-concentraties. Aan het laatste aspect is in het voorgaande aandacht gegeven, door het uitvoeren van een beperkt aantal toxiciteits-bioassays is nagegaan in hoeverre er in de in deze studie gegenereerde monsters sprake is van toxische effecten. Met betrekking tot de factor tijd is de verdwijning van een aantal PAKs in een aantal mengsels en landbodems bestudeerd. Afname van PAK-gehaltenes gedurende de tijd zal leiden tot vermindering van de ecotoxicologische risico's. Bedacht dient te worden dat, behoudens de langer-durende verdwijnxperimenten, in deze studie geen aandacht is besteed aan mogelijke lange-termijn effecten van het deponeren van baggerspecie op landbodems.

De resultaten van de toxiciteits-bioassays laten zien dat het toevoegen van slib aan landbodems weinig verandering in toxiciteit teweeg brengt. Hierbij moet echter wel bedacht worden dat de gemaakte keuze voor een serie toxiciteits-bioassays van invloed kan zijn op het al dan niet waarnemen van toxische effecten. Het slechts in beperkte mate optreden van toxische effecten kan ook gerelateerd zijn aan een geringe beschikbaarheid van de in de mengsels aanwezige toxicanten. Ook de resultaten van de opname-assays wijzen op een geringe beschikbaarheid van de metalen en PAKs in de mengsels en in de landbodems, terwijl ook de resultaten van de verdwijnxperimenten laten zien dat de PAKs slechts in beperkte mate beschikbaar zijn. Dit laatste geldt voor zowel de lichte als de zware PAKs.



## 5 Conclusies

### 5.1 Biobeschikbaarheidsverschillen tussen bodems

De belangrijkste conclusie die uit dit onderzoek getrokken kan worden, is dat totaalgehalten geen goede indicatie vormen voor de mate waarin stoffen door bodemorganismen worden geaccumuleerd en voor de grootte van eventuele toxische effecten. Dit betekent dat ook het hanteren van het systeem van klasse-indeling van verontreinigde sedimenten op basis van totaalgehalten veelal geen goede indicatie geeft van werkelijk optredende ongewenste effecten. De resultaten van de in dit rapport beschreven studie laten zien dat zowel onder- als overschatting van effecten mogelijk is bij het beoordelen van de kwaliteit van met baggerspecie verontreinigde landbodems op basis van de in het mengsel aanwezige metalen en PAKs. In plaats van totaalgehalten zou uitgegaan kunnen worden van de gehalten die daadwerkelijk beschikbaar zijn voor bodemorganismen. Aangetoond wordt dat opname van PAKs en metalen in mengsels van baggerspecie en landbodems niet wezenlijk afwijkt van opname in landbodems. Dit betekent dat modellen die in de literatuur zijn beschreven voor accumulatie van metalen en PAKs in bodemorganismen, gebruikt kunnen worden voor het beschrijven van de opname van deze stoffen in mengsels. Deze modellen zijn voor de meeste organismen en planten die in deze studie zijn gekozen als studie-object, gebaseerd op het metaal- en (vrije) PAK-gehalte in het poriewater als zijnde het daadwerkelijk beschikbare gehalte. Aan de andere kant blijkt het echter zo te zijn dat er een (qua aantal beperkte) groep van bodemorganismen waarvoor de opname van contaminanten toch het beste beschreven kan worden op basis van totaalgehalten (de keverlarve *Tenebrio molitor* is hiervan een voorbeeld).

Bij de beoordeling van de risico's van het verspreiden van baggerspecie op land zou, naast totaalgehalten, zou dan ook nadrukkelijk rekening moeten worden gehouden met totaalgehalten van metalen en PAKs in het poriewater.

Ook de resultaten van de toxiciteits-bioassays en de verdwijnxperimenten tonen aan dat de beschikbaarheid van metalen en PAKs in landbodems en in mengsels niet wezenlijk verschillen. Met name de beschikbaarheid van PAKs voor afbraak, vervluchtiging en uitspoeling blijkt gering te zijn, waardoor de (totaal-) PAK-gehalten slechts langzaam afnemen. Bovendien tonen enkele toxiciteits-bioassays aan dat de effecten van de in de mengsels en landbodems aanwezige PAKs en metalen gering zijn voor de gekozen toetsorganismen, ondanks het feit dat in sommige gevallen uitgegaan is van mengsels van klasse 3. Gezien de gekozen toetsorganismen, is echter geen veldrelevante uitspraak op basis van deze waarnemingen mogelijk.

Benadrukt dient te worden dat uit deze studie niet geconcludeerd mag worden dat er géén ecotoxicologische risico's aan de verspreiding van klasse-2 specie verbonden zijn. In deze studie is gewerkt met een beperkt aantal relatief kortdurende accumulatie- en toxiciteits-bioassays. Alhoewel een vergelijking van de accumulatiepatronen van een organisme

(regenworm) dat geen typische soort is voor de bodem, met de accumulatiepatronen van enkele wormen die wél onder Nederlandse veldomstandigheden voorkomen, aan toont dat de patronen vergelijkbaar zijn, zijn de resultaten van deze studie niet direct extrapoleerbaar voor het gehele bodem-ecosysteem. Daarnaast zijn de resultaten niet indicatief voor het al dan niet optreden van lange-termijn effecten van het verspreiden van baggerspecie op land.

## **5.2 Theoretisch raamwerk in relatie tot onderzoeksgegevens**

Het theoretische raamwerk dat door Posthuma et al. (1999) is gepresenteerd, voorziet in een kwantificering van de effecten van het verspreiden van baggerspecie op landbodems, op basis van de toxische druk als maat voor het totale risico van de in de specie aanwezige contaminanten. Het risico zou dienen te worden uitgedrukt in een getal tussen 0 en 1 (of 0 en 100 %), en zou gebaseerd dienen te zijn op de daadwerkelijk biobeschikbare gehalten. Middels een beslissingsondersteunend systeem zouden species beoordeeld kunnen worden, waarbij verwacht mag worden de nieuwe beoordeling niet zal leiden tot totaal andere uitslagen dan bij de huidige systematiek, tenzij sorptie (oftewel: relatief lage poriewatergehalten ten opzichte van de totaalgehalten in de vaste fase) danwel mengseffecten een grote invloed zouden hebben. Een nieuwe beoordeling op basis van biobeschikbare gehalten zou leiden tot een meer realistische en fijnzinniger beoordeling van de kwaliteit van baggerspecie. De resultaten van deze studie tonen aan dat zo'n fijnmazigere indeling mogelijk is en bieden een eerste stap in de opzet van een beslissingsondersteunend systeem. De studie toont aan dat niet uit te sluiten valt dat sorptie van contaminanten lokaal kan zorgen voor dermate lage poriewatergehalten dat de risico's van het verspreiden van verontreinigde baggerspecie wel eens minder zouden kunnen zijn dan verwacht op basis van de huidige systematiek.

## Literatuur

- Allen HE (1997) Standards for metals should not be based on total concentrations. SETAC-Europe News 8:7-9
- Breure AM, Wind BS, Crum SJM, Rutgers M (1997). Naar een indicator voor functionele diversiteit van microbiële gemeenschappen. Bilthoven, The Netherlands, National Institute of Public Health and the Environment. RIVM report no. 607601001.
- Chiou CT, Malcolm RL, Brinton TI, Kile DE (1986). Water solubility enhancement of some organic pollutants and pesticides by dissolved humic and fulvic acids. Environ. Science Techn. 20:502-508.
- De Groot A, Peijnenburg W, Van den Hoop M, Ritsema R, Van Veen R (1998) Heavy metals in Dutch field soils: an experimental and theoretical study on equilibrium partitioning. Bilthoven, The Netherlands, National Institute of Public Health and the Environment. RIVM report no. 607220001.
- De Maagd PGJ, Sinnige TL, Schrap SM, Opperhuizen A, Sijm DTHM (1998). Sorption coefficients of polycyclic aromatic hydrocarbons for two lake sediments: influence of the bactericide sodium azide. Environ. Toxicol. Chem. 17:1899-1907.
- Flindt R (1988). Biologie in Zahlen. Gustav Fisher Verlag, Stuttgart, Germany.
- Huiting AM, Kramer PRG, Beurskens JEM (1997) Prognose van de PAK-gehalten in de landbodem onder invloed van het verspreiden van baggerspecie. Bilthoven, The Netherlands, National Institute of Public Health and the Environment. RIVM report no. 733007 002
- Jager, T. (1998). Mechanistic approach for estimating bioconcentration of organic chemicals in earthworms (Oligochaeta). Environ. Toxicol. Chem. 17:2080-2090.
- Jager T, Antón-Sánchez FA, Muijs B, Van Der Velde EG, Posthuma L (2000) Toxicokinetics of polycyclic aromatic hydrocarbons in *Eisenia andrei* (Oligochaeta) using spiked soil. Environ. Toxicol. Chem. 19:953-961
- Kramer PRG, Huiting AM, Beurskens JEM, Aldenberg T (1997) Verkenning bodemkwaliteit regionale wateren. Huidige en toekomstige gehalten van PAK in slootbodems. Bilthoven, The Netherlands, National Institute of Public Health and the Environment. RIVM report no. 733007 001
- Kramer PRG, Van Dijk S, Beurskens JEM (1998) Prognose van de metaalgehalten in de landbodem onder invloed van het verspreiden van baggerspecie. Bilthoven, The Netherlands, National Institute of Public Health and the Environment. RIVM report no. 733007004
- Locher WP, De Bakker H (1994) Bodemkunde van Nederland. Deel 1. Algemene bodemkunde. Den Bosch: Malmberg
- Muijs B, Anton-Sanchez FA, Baerselman R, Jager T, Posthuma L (in prep.) Toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons in *Eisenia andrei* (Oligochaeta) in spiked soil.
- NEN 5730. Nederlands Normalisatie Instituut. Monstervoorbehandeling voor de bepaling van organische parameters in grond.
- Peijnenburg W, Posthuma L, Eijsackers HJP, Allen HE (1997) A conceptual framework for implementation of bioavailability of metals for environmental management purposes. Ecotoxicol. Environ. Saf. 37:163-172
- Peijnenburg W, Posthuma L, Zweers P, Baerselman R, De Groot A, Van Veen R, Jager T (1999a) Prediction of metal bioavailability in Dutch field soils for the oligochaete *Enchytraeus crypticus*. Ecotoxicol. Environ. Saf. 43:170-186
- Peijnenburg W, Baerselman R, De Groot A, Jager T, Posthuma L, Van Veen R (1999b). Relating environmental availability to bioavailability: soil-type dependent metal accumulation in the oligochaete *Eisenia andrei*. Ecotoxicol. Environ. Saf., 44:294-310
- Peijnenburg W, Baerselman R, De Groot A, Jager T, Leenders D, Posthuma L, Van Veen R (2000). Quantification of metal bioavailability for Lettuce (*Lactuca sativa L.*) in field soils. Arch. Environ. Contam. Toxicol., geaccepteerd voor publicatie
- Posthuma L, Notenboom J, De Groot AC, Peijnenburg WJGM (1998a) Soil acidity as major determinant of zinc partitioning and zinc uptake in two oligochaete worms (*Eisenia andrei* and *Enchytraeus crypticus*) exposed in contaminated field soils. In: Sheppard SC, Bembridge JD, Holmstrup M, Posthuma L, (Eds.) Progress in earthworm ecotoxicology. SETAC Press, Pensacola, FL, USA. p 111-127

- Posthuma L, Van Gestel CAM, Smit CE, Bakker DJ, Vonk JW (1998b) Validation of toxicity data and risk limits for soils: final report. Bilthoven, The Netherlands, National Institute of Public Health and the Environment. RIVM report no. 607505004
- Posthuma L, De Groot AC, Peijnenburg WJGM, Baerselman R, Ritsema R, Van Der Velde EG, Franken ROG (1999) Ecotoxicologische risico's van de verspreiding van baggerspecie uit regionale wateren op land. II. Pilot-onderzoek naar de invloed van bodemeigenschappen op biobeschikbaarheid. Bilthoven, The Netherlands, National Institute of Public Health and the Environment. RIVM report no. 733007006
- Rutgers M, Breure AM (1999). Risk Assessment, Microbial communities and pollution-induced community tolerance, Human and Ecological Risk Assessment, 5:661-670
- Sabljić A, Güsten H, Verhaar H, Hermens J (1995) QSAR modelling of soil sorption. Improvements and systematics of  $\log K_{oc}$  vs.  $\log K_{ow}$  correlations. Chemosphere 31:4489-4515
- Umetri AB (1994) Simca-S for Windows, version 5.1. Umeå, Sweden.
- US EPA 600/3-88-029 (1989) Protocols for short term toxicity screening of hazardous waste sites. A.8.6. Lettuce seed germination (*Lactuca sativa*)
- Van Beusekom SAM, Admiraal W, Sterkenburg A, De Zwart D (1998) Handleiding PAM test. Bilthoven, The Netherlands, National Institute of Public Health and the Environment. ECO notitie 98/09.
- Van Bladeren C, Van Der Wal B (2000) Werken aan nieuwe regeling verspreiding baggerspecie. Het Waterschap 2000/5: 236-241
- Van Dijk S, Kramer PRG, Beurskens JEM (1998) Prognose van de metaalgehalten in de landbodem onder invloed van het verspreiden van baggerspecie. Bilthoven, The Netherlands, National Institute of Public Health and the Environment. RIVM report no. 733007004
- Van Dijk S, Kramer PRG, Franken ROG, Posthuma L (1999) Vergelijking van voorspelde metaalgehalten in landbodems met (eco)toxicologische risiconiveaus. Bilthoven, The Netherlands, RIVM-National Institute of Public Health and the Environment. RIVM report no. 733007005
- Van Gestel CAM, Van Dis WA, Dirven-Van Breemen EM, Sparenburg PM, Baerselman R (1991) Influence of cadmium, copper, and pentachlorophenol on growth and sexual development of *Eisenia andrei* (Oligochaeta: Annelida). Biol. Fertil. Soils 12:117-121
- Van Gestel CAM, Dirven-Van Breemen EM, Baerselman R (1992) Influence of environmental conditions on the growth and reproduction of the earthworm *Eisenia andrei* in artificial soil substrate. Pedobiologia 36:109-120
- Van Gestel CAM, Dirven-Van Breemen EM, Baerselman R (1993) Accumulation and elimination of cadmium, chromium, and zinc and effects on growth and reproduction in *Eisenia andrei* (Oligochaete, Annelida). Sci. Total Environ. Supplement. 585-597
- Vijver M, Jager T, Posthuma L, Peijnenburg W (2000a) The impact of metal pools and soil properties on metal accumulation in *Folsomia candida* (Collembola). Environ. Toxicol. Chem., in press
- Vijver M, Jager T, Posthuma L, Peijnenburg W (2000b) Influences of soil characteristics on metal uptake from soils and mixtures of soils and sediments by the beetle larvae *Tenebrio molitor* (L.) (Col. Tenebrionidae). In preparation
- Wouterse M (1996) Voorschrift voor toxiciteitsbepalingen met photobacterium phosphoreum volgens de microtoxtoets methode. Bilthoven, The Netherlands, National Institute of Public Health and the Environment. SOP nr. ECO/064/01

## Bijlage 1. Verzendlijst

1. Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Bodem, Water, Landelijk Gebied
2. Drs. J. Raad, Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Bodem, Water, Landelijk Gebied
3. Dr. M. van der Weiden, Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Stoffen, Afvalstoffen, Straling
4. Ir. J.J. van den Akker – Alterra, Wageningen
5. Dr. F. van Assche – ILZRO, Brussel
6. Drs. T. Bakker - RIZA, Lelystad
7. Ir. A.J. Baks – Provincie Gelderland, Arnhem
8. Ing. C. Bes – Provincie Noord-Holland, Haarlem
9. Dr. P.J. den Besten – RIZA/WSC, Lelystad
10. Dr.Ir. J. Beurskens – Waterschap de Maaskant, Oss
11. Ir. C. van Bladeren – Unie van Waterschappen, Den Haag
12. Ing. M. van den Bos – Wageningen University, Wageningen
13. Drs. J. Brils – TNO, Den Helder
14. Dr.Ir. C.A.M. van Gestel – Vrije Universiteit, Amsterdam
15. Drs. C. van de Guchte – RIZA/WSC, Lelystad
16. Drs. J. Harmsen – Alterra, Wageningen
17. Dr.Ir. A.J. Hendriks – RIZA/WSC, Lelystad
18. Ing. P. Hotsma – Expertise Centrum Landbouw, Ede
19. Ir. J. Huinink - Expertise Centrum Landbouw, Ede
20. Dr.Ir. G.E. Kamerling – AKWA/WAU, Utrecht
21. Ir. R. Kampf – Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen, Edam
22. Ing. J. Kruitbosch – Universiteit Utrecht, Utrecht
23. Ir. D. Leenders – Provincie Zuid-Holland, Den Haag
24. Ir. J. van der Plicht – Waterschap Rijn en IJssel, Doetinchem
25. MSc. R. Schuiling – Waterschap Velt en Vecht, Coevorden
26. Dr. W.J.M. van Tilborg – VTBV, Rozendaal
27. Ing. M. Vijver, MSc – Vrije Universiteit, Amsterdam
28. Dr.Ir. J.P.M. Vink – RIZA/WSC, Lelystad
29. Dr. B. van der Wal – STOWA, Utrecht
30. Dr. H. Waeterschoot – Union Minniere, Brussel
31. Depot Nederlandse Publicaties en Nederlandse Bibliografie
32. Directie RIVM
33. Directeur sector 3/4, Dr.Ir. G. de Mik
34. Hoofd Laboratorium ECO, Drs. J.H. Canton
35. Hoofd Laboratorium LBG, Ir. R. van de Berg
36. Hoofd Laboratorium LOC, Dr. P. van Zoonen
37. Dr. A. de Jong – RIVM/LOC
38. Dr. M. Rutgers – RIVM/ECO

- 39. Dr. D. Sijm – RIVM/CSR
- 40. Dr. A. van Wezel – RIVM/CSR
- 41. SBD/Voorlichting & Public Relations
- 42. Bureau Rapportenregistratie
- 43. Bibliotheek RIVM
- 44. – 50. Auteurs
- 51. Bureau Rapportenbeheer
- 52. – 66. Reserve exemplaren



## Bijlage 2. Bodemeigenschappen: vaste fase

Monstercode	pH(CaCl <sub>2</sub> )	LOI1		LOI2		WHC50		LUTUM		FRACTIE		Tot. C		OM	
		%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
LBer	7.04	14.82	5.27	55.04	14.17	39.79	9.98	16.96							
LBox	4.68	5.22	0.46	31.16	6.07	8.70	2.36	4.00							
LEpe	6.75	8.20	0.83	33.53	11.50	25.05	4.47	7.59							
LlIp	7.20	20.91	2.13	50.62	8.82	8.73	13.73	23.33							
LOud	7.44	7.40	2.94	32.45	20.92	27.96	3.68	6.25							
LWij	7.12	2.16	1.12	17.05	0.69	0.55	1.31	2.23							
LWoe	6.06	15.65	0.66	36.21	35.16	14.17	6.44	10.95							
MAIk	7.46	12.97	3.42	38.30	20.37	24.12	4.40	6.25							
MAp2	6.79	33.54	1.58	63.32	14.23	11.59	10.60	23.33							
MAp3	7.08	6.40	0.25	17.71	0.61	0.85	1.90	2.23							
MBer	7.04	32.30	1.35	61.63	11.05	8.93	9.80	23.33							
MBus	5.54	4.24	0.26	26.27	4.72	6.33	2.40	4.08							
MDev	6.63	25.57	1.31	37.70	7.94	8.93	4.60	7.59							
MEda	7.34	17.21	1.45	56.00	48.34	23.87	2.20	2.23							
MEpe	7.07	15.80	7.42	44.90	11.27	23.34	3.30	7.59							
MHel1	7.25	9.71	2.22	20.88	2.42	1.73	3.60	4.00							
MHel2	6.79	2.51	1.23	28.28	9.81	21.06	10.40	16.96							
MHin	7.33	17.07	1.77	44.40	22.81	27.32	4.70	6.25							
MlIp	7.30	48.50	3.01	73.50	13.62	10.42	13.80	23.37							
MPut	6.20	16.68	1.10	38.57	24.29	10.91	7.00	10.45							
MWaa	7.38	16.41	3.01	46.20	16.36	44.97	9.80	16.96							
MWoe	6.65	15.12	1.37	39.08	39.11	30.36	6.30	10.95							

WHC50 = Water Holding Capacity (50%), LOI<sub>1</sub> = Loss-on-ignition 550°C, LOI<sub>2</sub> = Loss-on-ignition 900°C, Fractie = Deeltjes met grootte tussen 2-38µm, Lutum = Deeltjes ≤2µm, Tot. C = Organisch koolstof, OM= Organisch Materiaal. Monstercodes die beginnen met de letter 'L' hebben betrekking op landbodems, codes beginnend met 'M' hebben betrekking op mengsels van bagger en landbodem.

### Bijlage 3. Metaalconcentraties: totaal gehalten in de vaste fase

Totaalgehalten in de vaste fase (koningswaterdestructie, deze pagina) en 0.01 M CaCl<sub>2</sub>-extraheerbare metaalgehalten (volgende pagina).

Monstercode	As mmol/kg	Cd µmol/kg	Cr mmol/kg	Cu mmol/kg	Ni mmol/kg	Pb mmol/kg	Zn mmol/kg
LBer	1.24	87.10	4.12	2.98	0.79	2.19	26.66
LBox	<0.38	<det	0.54	0.34	0.13	0.11	1.86
LEpe	<0.38	79.55	0.82	0.41	0.46	4.10	54.86
Lilp	<0.38	<det	1.88	4.21	1.12	10.06	11.84
LOud	<0.38	<det	1.16	0.35	0.52	0.27	2.34
LWij	<0.38	<det	<0.23	<0.25	<0.12	0.17	3.17
LWoe	1.22	84.73	4.11	2.85	0.78	2.82	25.23
MAIk	<0.38	1.85	1.02	0.37	0.40	0.46	3.73
MAp2	<0.38	12.03	0.95	3.00	0.74	4.34	11.51
MAp3	<0.38	1.19	0.30	<0.25	0.14	0.28	2.17
MBer	<0.38	7.62	0.83	2.64	0.58	3.87	10.92
MBus	<0.38	15.95	0.69	0.59	0.16	0.49	4.40
MDev	<0.38	67.89	0.70	0.54	0.46	5.07	48.05
MEda	<0.38	1.23	0.34	<0.25	0.14	0.26	2.46
MEpe	<0.38	63.45	0.61	0.38	0.44	3.70	48.63
MHel1	<0.38	22.73	0.67	0.51	0.13	0.28	3.84
MHel2	1.00	73.97	3.86	2.34	0.70	2.08	24.11
MHin	<0.38	1.35	0.97	0.50	0.51	0.36	2.77
Milp	<0.38	12.46	0.95	4.73	0.70	5.29	14.74
MPut	<0.38	3.89	1.05	0.60	0.45	0.33	3.52
MWaa	0.77	120.44	5.09	2.45	0.78	2.19	27.94
MWoe	<0.38	1.78	1.23	0.48	0.57	0.26	3.30

Monstercode	As µmol/kg	Cd µmol/kg	Cr µmol/kg	Cu µmol/kg	Ni µmol/kg	Pb µmol/kg	Zn µmol/kg
LBer	4.00	0.39	0.38	5.50	1.35	<0.03	20.51
LBox	0.41	6.57	0.48	2.32	5.59	0.09	213.67
LEpe	0.30	2.11	<0.19	1.71	2.22	0.10	421.78
LlIp	0.54	0.06	0.35	25.93	1.39	0.52	15.61
LOud	<0.14	0.01	<0.19	0.91	0.51	<0.03	0.66
LWij	0.22	0.04	<0.19	0.62	0.20	0.04	4.84
LWoe	<0.14	0.08	0.77	1.74	2.35	<0.03	4.21
MAIk	0.48	0.01	<0.19	2.14	0.97	<0.03	4.19
MAp2	0.43	0.16	0.40	18.70	3.71	0.23	35.30
MAp3	0.29	0.06	<0.19	1.95	0.72	0.06	21.65
MBer	0.62	0.05	0.25	13.66	1.287	0.34	16.26
MBus	0.71	1.25	0.59	3.24	8.96	0.16	628.28
MDev	0.55	0.05	<0.19	4.35	2.86	0.16	123.77
MEda	0.36	0.02	<0.19	2.48	0.85	<0.03	6.01
MEpe	0.31	1.60	<0.19	4.41	3.38	0.17	372.64
MHel1	1.07	0.51	0.68	6.55	2.33	0.04	39.43
MHel2	4.68	0.43	0.59	11.60	2.97	0.03	26.82
MHin	0.36	0.01	<0.19	4.67	1.64	<0.03	3.76
MlIp	0.81	0.05	<0.19	9.29	1.13	0.19	15.67
MPut	0.25	0.09	0.35	2.37	2.60	0.05	17.07
MWaa	3.50	0.60	0.66	12.80	2.47	<0.03	19.93
MWoe	<0.14	0.06	0.31	1.98	2.01	<0.03	9.17

## Bijlage 4. PAK concentraties: vaste fase

Code	Naftaleen µg/kg	Acenafteen µg/kg	Fluoreen µg/kg	Fenantheen µg/kg	Antraaceen µg/kg	Fluorantheen µg/kg	Pyreen µg/kg	Benzo(a)antraaceen µg/kg	Chryseen µg/kg	Benzo(b)fluorantheen µg/kg	Benzo(k)fluorantheen µg/kg	Benzo(a)pyreen µg/kg	Dibenz(a,h)antraaceen µg/kg	Benzo(ghi)peryleen µg/kg	Indeno(123-cd)pyreen µg/kg
LBer	357.06	35.50	113.71	809.82	337.31	1309.13	965.50	1027.05	999.71	1489.67	134.02	533.59	124.81	455.76	1723.78
LBox	12.74	<6	1.92	10.24	1.45	25.53	19.94	16.40	19.84	43.73	3.24	12.47	6.52	14.23	60.85
LEpe	23.63	8.26	14.10	164.94	38.34	439.63	335.78	259.63	268.46	453.17	36.34	144.19	46.28	114.57	458.24
LlIp	966.37	341.95	366.33	3629.61	698.75	4239.85	3859	1907.84	1745.02	2194.14	214.66	1165.87	297.28	848.49	2757.38
LOud	21.31	20.02	19.48	188.88	48.28	392.73	297.43	187.84	164.61	182.77	17.24	73.94	19.54	44.93	154.02
LWij	94.08	70.93	103.16	1525.85	303.14	3249.95	2661	1535.74	1548.23	1895.01	184.12	858.06	153.85	613.77	2287.50
LWoe	22.43	8.08	16.23	157.09	31.09	272.00	182.78	117.38	105.63	123.08	10.81	42.40	13.97	26.52	111.61
MAIk	26.67	<6	23.39	167.56	51.41	417.05	300.23	233.99	222.94	324.86	28.99	111.07	25.78	81.08	311.53
MAp2	76.15	172.26	142.65	1709.95	356.15	2436.24	2055	1056.54	975.93	1249.00	121.28	619.37	158.75	501.65	1082.11
MAp3	81.25	72.46	97.94	1398.87	310.88	3145.14	2529	1421.49	1461.17	1836.83	175.07	819.61	224.89	571.73	2058.81
MBer	84.26	91.71	76.93	919.60	174.65	1838.14	1468	957.09	907.71	1275.52	120.31	581.28	200.48	463.82	1559.89
MBus	27.82	40.40	44.60	414.98	74.84	933.68	677.40	418.92	472.35	527.57	51.56	197.00	63.58	157.85	459.14
MDev	36.70	36.35	37.91	236.20	48.23	487.30	371.77	232.92	240.83	301.67	27.97	109.88	32.34	80.31	301.69
MEda	320.84	31.94	134.39	922.27	356.70	1590.99	1207	1098.13	1080.34	1549.86	144.90	600.65	236.01	457.99	1802.11
MEpe	27.71	13.09	22.86	220.90	44.23	610.64	422.32	352.56	371.53	623.23	54.41	220.12	79.11	204.97	575.40
MHel1	88.37	120.72	125.83	1514.78	305.48	3549.05	2849	1744.88	1708.83	2232.13	218.92	993.61	200.23	687.84	2708.00
MHel2	28.30	6.42	20.47	220.41	42.27	579.42	437.03	350.44	375.91	635.39	53.88	211.17	57.63	175.25	751.76
MHin	19.78	<6	15.47	99.08	26.54	290.21	196.23	127.58	138.22	160.59	14.09	53.02	10.73	28.69	139.20
MlIp	182.77	201.69	180.50	2023.71	434.21	4274.58	3685	1932.63	1845.85	2473.24	237.60	1246.35	289.56	939.97	3503.33
MPut	33.11	15.69	16.67	87.14	15.13	213.20	158.97	92.42	105.66	134.63	11.46	41.48	13.52	36.70	121.86
MWaa	782.67	93.67	213.05	1146.87	425.58	1845.98	1316	1308.04	1312.01	1917.49	170.19	693.26	274.51	548.08	2134.01
MWoe	25.58	<6	26.55	166.16	30.62	411.53	268.38	152.95	154.91	185.16	16.32	63.72	19.75	56.91	179.75

## Bijlage 5. Bodemeigenschappen: poriewater (inclusief metalen)

	pH	TC mmol/l	IC mmol/l	DOC mmol/l	Cr µmol/l	Ni µmol/l	Cu µmol/l	Zn µmol/l	As µmol/l	Cd µmol/l	Pb µmol/l	PO4 µmol/l	EC(25) µS/cm	HCO3 mmol/l	Cl mmol/l	NO3 mmol/l	SO4 mmol/l
LBer	7.65	6.93	0.60	6.33	0.048	0.361	0.790	5.885	0.191	0.049	0.005	2.15	1900	4.13	6.02	0.21	5.39
LBox	5.78	3.73	0.55	3.19	0.043	0.602	0.634	31.138	0.018	0.406	0.007	1.30	1660	0.24	2.88	3.47	5.57
LEpe	7.42	5.32	0.41	4.91	<0.02	0.271	0.694	39.575	0.028	0.093	0.021	3.00	1132	2.11	0.23	3.91	2.97
Llip	7.63	5.02	0.43	4.60	<0.02	0.162	1.094	1.273	0.025	0.003	0.016	1.00	1170	3.11	1.18	4.43	1.60
LOud	7.84	5.81	0.57	5.24	<0.02	0.132	0.507	0.615	0.015	0.010	0.003	0.50	1810	3.60	2.21	1.53	6.98
LWij	7.78	9.13	0.65	8.48	0.030	0.111	0.484	1.029	0.061	0.004	0.034	6.10	1260	2.93	0.71	7.76	0.40
LWoe	6.93	5.56	0.22	5.34	0.038	0.294	0.604	4.065	0.013	0.010	0.008	0.80	936	0.36	0.23	4.88	2.01
MAIk	7.73	5.81	0.27	5.54	<0.02	0.209	0.388	0.451	0.027	0.001	0.002	0.70	2800	1.54	6.35	0.15	16.76
MAp2	7.04	2.14	0.27	1.88	<0.02	0.345	0.451	8.157	0.016	0.013	0.006	0.30	2580	0.75	1.41	0.10	16.61
MAp3	7.14	7.18	0.18	7.00	<0.02	0.356	0.692	8.790	0.075	0.011	0.005	2.50	4110	1.03	0.98	21.04	13.83
MBer	7.45	5.08	0.15	4.93	<0.02	0.167	0.828	1.106	0.033	0.002	0.020	0.60	1765	2.04	2.50	1.33	7.62
MBus	6.08	5.09	0.01	5.07	0.025	4.065	0.805	400.4	0.037	0.483	0.043	1.00	4510	0.18	3.19	4.76	24.28
MDev	7.53	3.79	0.26	3.53	<0.02	0.274	0.556	9.162	0.023	0.007	0.005	1.20	3590	1.47	2.11	0.12	25.08
MEda	7.41	5.05	0.28	4.77	0.409	0.489	0.361	3.856	0.025	0.004	0.003	0.40	5445	1.36	4.28	6.05	35.91
MEpe	7.46	4.75	0.20	4.55	<0.02	0.401	0.568	43.672	0.022	0.093	0.008	1.90	2200	1.53	0.53	8.97	7.27
MHel1	6.91	12.46	0.14	12.19	0.043	0.514	0.811	11.112	0.064	0.077	0.010	0.80	10230	0.90	69.57	0.76	25.02
MHel2	7.46	3.92	0.11	3.81	<0.02	0.398	0.645	6.409	0.064	0.043	0.003	1.90	8810	1.08	62.19	0.30	18.64
MHin	7.68	5.35	0.32	5.03	<0.02	0.212	0.400	1.043	0.022	0.001	0.003	0.70	3710	1.98	5.92	0.14	21.75
Mlip	7.30	3.71	0.15	3.55	<0.02	0.141	0.608	1.587	0.036	0.004	0.009	0.50	4120	0.69	18.12	0.49	15.10
MPut	6.89	5.03	0.14	4.89	0.022	0.436	0.469	6.749	0.023	0.013	0.004	0.30	2550	0.38	0.83	3.37	14.52
MVaa	7.69	3.69	0.27	3.42	0.025	0.471	0.508	6.808	0.050	0.050	<0.002	1.70	3610	1.52	6.94	0.49	20.15
MVoe	6.86	5.47	0.15	5.32	<0.02	0.527	0.431	4.110	0.016	0.011	<0.002	0.40	4550	0.28	1.54	2.11	34.48

TC = Totaal koolstof, IC = Anorganisch Koolstof, OC = Organisch Koolstof, DOC = Opgelost Organisch Koolstof, EC(25) = Geleidbaarheid.

## Bijlage 6. Bodemeigenschappen: poriewater (PAK)

	Nafta- leen	Fluoreen	Fenan- threen	Antra- ceen	Fluoran- theen	Pyreen	Benzo(a)- Antra- ceen	Chry- seen	Benzo(b)- Fluoran- theen	Benzo(k)- fluoran- theen	Benzo(a)- pyreen	Dibenzo(ah)- Antra- ceen	Benzo(ghi)- pery- leen
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
LBer	0.58	0.16	1.21	0.34	1.92	1.17	0.91	0.70	1.19	0.48	0.90	0.12	1.56
LBox	<0.25	<0.057	0.20	<0.039	<0.25	0.24	0.06	0.12	0.26	0.07	0.08	<0.022	0.21
LEpe	<0.25	<0.057	0.32	<0.039	<0.25	0.16	<0.034	<0.049	0.14	0.05	0.06	0.02	0.18
LlIp	<0.25	<0.057	0.53	<0.039	0.26	0.24	0.08	0.10	0.21	0.08	0.19	0.02	0.31
LOud	<0.25	<0.057	0.13	<0.039	<0.25	<0.13	<0.034	<0.049	<0.059	<0.011	<0.025	<0.022	<0.076
LWij	<0.25	0.16	2.05	0.24	7.39	5.21	2.73	3.74	4.50	0.84	2.24	0.50	3.58
LWoe	<0.25	<0.057	0.22	<0.039	<0.25	0.20	<0.034	<0.049	<0.059	<0.011	<0.025	<0.022	<0.076
MAIk	0.50	<0.057	0.52	<0.039	<0.25	0.16	<0.034	<0.049	<0.059	0.02	0.03	<0.022	<0.076
MAp2	0.54	0.06	0.38	<0.039	0.64	0.49	0.26	0.27	0.45	0.17	0.37	0.04	0.57
MAp3	0.82	0.09	0.65	0.07	2.57	1.46	1.30	1.55	3.41	0.69	1.97	0.30	3.04
MBer	0.42	0.06	0.63	<0.039	0.46	0.30	0.25	0.25	0.59	0.22	0.43	0.04	0.54
MBus	0.56	0.07	0.86	<0.039	1.06	0.37	0.50	0.86	1.06	0.49	0.66	0.09	0.72
MDev	0.59	0.06	0.33	<0.039	1.23	0.74	0.36	0.47	0.85	0.33	0.56	0.07	0.66
MEda	0.49	0.10	0.67	0.16	0.86	0.50	0.40	0.37	0.62	0.26	0.54	0.06	0.63
MEpe	0.39	0.07	<0.059	<0.039	0.34	0.23	0.15	0.20	0.64	0.23	0.36	0.06	0.63
MHe1	0.39	<0.057	0.55	<0.039	0.63	0.69	0.19	0.22	0.39	0.17	0.35	0.04	0.34
MHe2	0.44	0.09	0.44	<0.039	0.63	0.26	0.05	0.09	0.23	0.08	0.13	0.04	0.21
MHin	0.49	<0.057	0.19	<0.039	<0.25	<0.13	<0.034	<0.049	<0.059	<0.011	<0.025	<0.022	<0.076
MlIp	0.45	0.06	0.27	<0.039	0.43	0.18	0.15	0.17	0.44	0.18	0.35	0.09	0.34
MlPut	0.60	0.07	0.27	<0.039	<0.25	0.21	<0.034	<0.049	0.06	0.02	0.03	<0.022	<0.076
MWaa	0.46	0.07	0.37	0.07	0.54	0.19	0.44	0.56	0.70	0.31	0.72	0.12	0.61
MWoe	1.83	0.14	1.18	<0.039	0.63	0.64	<0.034	0.06		0.02	0.03	0.03	<0.076

## Bijlage 7. Partiticoëfficiënten van de metalen, gebaseerd op totaalgehalten

In alle gevallen is de eenheid L/Kg. Indien de gemeten metaalgehalten in hetzij de vaste fase danwel in het poriewater kleiner dan de detectielimiet waren, is geen getal weergegeven.

Monstercode	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
LBer	6.48E+03	1.79E+03	8.64E+04	3.77E+03	2.18E+03	4.03E+05	4.53E+03
LBox			1.25E+04	5.38E+02	2.09E+02	1.58E+04	5.98E+01
LEpe		8.52E+02		5.93E+02	1.71E+03	1.96E+05	1.39E+03
Lljp				3.85E+03	6.94E+03	6.43E+05	9.29E+03
LOud				6.98E+02	3.97E+03	8.04E+04	3.81E+03
LWij						4.95E+03	3.07E+03
LWoe	9.08E+04	8.47E+03	1.09E+05	4.71E+03	2.66E+03	3.50E+05	6.21E+03
MAIk		1.79E+03		9.57E+02	1.89E+03	1.94E+05	8.28E+03
MAp2		9.40E+02		6.65E+03	2.14E+03	6.71E+05	1.41E+03
MAp3		1.13E+02			3.84E+02	5.04E+04	2.47E+02
MBer		4.12E+03		3.19E+03	3.46E+03	1.98E+05	9.88E+03
MBus		3.30E+01	2.70E+04	7.39E+02	3.84E+01	1.14E+04	1.10E+01
MDev		9.87E+03		9.67E+02	1.67E+03	9.53E+05	5.24E+03
MEda		3.28E+02	8.30E+02		2.86E+02	9.50E+04	6.39E+02
MEpe		6.79E+02		6.76E+02	1.10E+03	4.68E+05	1.11E+03
MHel1		2.94E+02	1.58E+04	6.26E+02	2.51E+02	2.91E+04	3.46E+02
MHel2	1.56E+04	1.73E+03		3.63E+03	1.76E+03	6.07E+05	3.76E+03
MHin		1.18E+03		1.25E+03	2.38E+03	1.39E+05	2.66E+03
Mljp		3.45E+03		7.78E+03	4.94E+03	5.92E+05	9.28E+03
MPut		2.99E+02	4.78E+04	1.29E+03	1.02E+03	7.64E+04	5.22E+02
MWaa	1.53E+04	2.41E+03	2.07E+05	4.83E+03	1.65E+03		4.10E+03
MWoe		1.60E+02		1.12E+03	1.09E+03		8.04E+02

## Bijlage 8. Partiticoëfficiënten van de metalen, gebaseerd op CaCl<sub>2</sub>-extraheerbare gehalten

In alle gevallen is de eenheid L/Kg. Indien de gemeten metaalgehalten in hetzij de vaste fase danwel in het poriewater kleiner dan de detectielimiet waren, is geen getal weergegeven.

Monstercode	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
LBer	2.09E+01	4.87E-02	8.02E+00	6.97E+00	3.75E+00		3.48E+00
LBox	2.26E+01	4.06E-01	1.11E+01	3.66E+00	9.29E+00	1.23E+01	6.86E+00
LEpe	1.10E+01	9.33E-02		2.47E+00	8.19E+00	5.01E+00	1.07E+01
LlIp	2.16E+01	3.07E-03		2.37E+01	8.62E+00	3.31E+01	1.23E+01
LOud		9.99E-03		1.79E+00	3.86E+00		1.07E+00
LWj	3.64E+00	4.09E-03		1.28E+00	1.82E+00	1.13E+00	4.70E+00
LWoe		1.00E-02	2.04E+01	2.89E+00	8.01E+00		1.04E+00
MAIk	1.78E+01	1.03E-03		5.51E+00	4.65E+00		9.29E+00
MAp2	2.76E+01	1.28E-02		4.14E+01	1.08E+01	3.60E+01	4.33E+00
MAp3	3.95E+00	1.05E-02		2.81E+00	2.04E+00	1.13E+01	2.46E+00
MBer	1.89E+01	1.85E-03		1.65E+01	7.63E+00	1.73E+01	1.47E+01
MBus	1.88E+01	4.83E-01	2.31E+01	4.03E+00	2.21E+00	3.74E+00	1.57E+00
MDev	2.38E+01	6.88E-03		7.81E+00	1.05E+01	2.96E+01	1.35E+01
MEda	1.43E+01	3.75E-03		6.87E+00	1.74E+00		1.56E+00
MEpe	1.42E+01	9.35E-02		7.76E+00	8.42E+00	2.14E+01	8.53E+00
MHel1	1.68E+01	7.72E-02	1.61E+01	8.07E+00	4.54E+00	4.04E+00	3.55E+00
MHel2	7.34E+01	4.28E-02		1.80E+01	7.47E+00	1.02E+01	4.19E+00
MHin	1.61E+01	1.15E-03		1.17E+01	7.70E+00		3.60E+00
MlIp	2.27E+01	3.61E-03		1.53E+01	8.01E+00	2.18E+01	9.87E+00
MPut	1.07E+01	1.30E-02	1.61E+01	5.05E+00	5.96E+00	1.17E+01	2.53E+00
MWaa	6.97E+01	5.00E-02	2.70E+01	2.52E+01	5.24E+00		2.93E+00
MWoe		1.11E-02		4.60E+00	3.81E+00		2.23E+00



## Bijlage 9. Partitievoëfficiënten van de PAKs

In alle gevallen is de eenheid L/Kg. Indien de gemeten PAK-gehalten in hetzij de vaste fase danwel in het poriewater kleiner dan de detectielimiet waren, is geen getal weergegeven.

Monstercode	Naftaleen	Fluoreen	Fenanthreen	Antra-ceen	Fluorantheen	Pyreen	benzo(a)-anthra-ceen	Chryseen	Benzo(b)-Fluorantheen	benzo(k)-fluorantheen	Benzo(a)-Pyreen	Dibenzo(ah)-Antraceneen	Benzo(ghi)-Peryleen
LBer	6.19E+02	7.24E+02	6.71E+02	9.87E+02	6.83E+02	8.24E+02	1.13E+03	1.43E+03	1.25E+03	2.79E+02	5.95E+02	1.05E+03	2.92E+02
LBox			5.25E+01			8.32E+01	2.74E+02	1.64E+02	1.70E+02	4.52E+01	1.63E+02		6.87E+01
LEpe			5.10E+02			2.12E+03			3.32E+03	7.92E+02	2.25E+03	1.92E+03	6.37E+02
LlIp			6.84E+03		1.66E+04	1.59E+04	2.32E+04	1.70E+04	1.03E+04	2.70E+03	6.01E+03	1.26E+04	2.70E+03
LOud			1.46E+03										
LWij		6.30E+02	7.45E+02	1.24E+03	4.40E+02	5.11E+02	5.62E+02	4.14E+02	4.21E+02	2.18E+02	3.83E+02	3.06E+02	1.71E+02
LWoe			7.00E+02			9.03E+02							
MAIk	5.38E+01		3.19E+02			1.89E+03				1.41E+03	3.77E+03		
MAp2	1.41E+02	2.21E+03	4.54E+03		3.79E+03	4.23E+03	4.04E+03	3.67E+03	2.79E+03	7.04E+02	1.67E+03	3.98E+03	8.82E+02
MAp3	9.87E+01	1.06E+03	2.15E+03	4.30E+03	1.22E+03	1.74E+03	1.09E+03	9.41E+02	5.38E+02	2.52E+02	4.16E+02	7.48E+02	1.88E+02
MBer	2.03E+02	1.32E+03	1.45E+03		3.97E+03	4.84E+03	3.76E+03	3.65E+03	2.16E+03	5.47E+02	1.36E+03	4.79E+03	8.65E+02
MBus	4.99E+01	6.84E+02	4.84E+02		8.79E+02	1.84E+03	8.37E+02	5.48E+02	4.98E+02	1.06E+02	2.96E+02	6.97E+02	2.18E+02
MDev	6.23E+01	6.18E+02	7.20E+02		3.95E+02	5.01E+02	6.45E+02	5.16E+02	3.54E+02	8.36E+01	1.98E+02	4.49E+02	1.22E+02
MEda	6.51E+02	1.38E+03	1.37E+03	2.23E+03	1.86E+03	2.40E+03	2.71E+03	2.96E+03	2.49E+03	5.53E+02	1.12E+03	3.67E+03	7.23E+02
MEpe	7.09E+01	3.09E+02			1.82E+03	1.84E+03	2.34E+03	1.83E+03	9.73E+02	2.32E+02	6.13E+02	1.33E+03	3.24E+02
MHel1	2.27E+02		2.77E+03		5.64E+03	4.12E+03	9.14E+03	7.76E+03	5.70E+03	1.31E+03	2.84E+03	4.70E+03	2.02E+03
MHel2	6.37E+01	2.36E+02	4.99E+02		9.27E+02	1.71E+03	7.38E+03	4.06E+03	2.80E+03	6.95E+02	1.66E+03	1.31E+03	8.41E+02
MHin	4.01E+01		5.22E+02										
MlIp	4.07E+02	2.93E+03	7.55E+03		9.88E+03	2.05E+04	1.30E+04	1.08E+04	5.57E+03	1.34E+03	3.55E+03	3.11E+03	2.79E+03
MPut	5.49E+01	2.47E+02	3.18E+02			7.57E+02			2.26E+03	5.52E+02	1.33E+03		
MWaa	1.72E+03	3.13E+03	3.11E+03	5.96E+03	3.44E+03	7.05E+03	3.00E+03	2.34E+03	2.75E+03	5.51E+02	9.58E+02	2.29E+03	9.01E+02
MWoe	1.40E+01	1.87E+02	1.41E+02		6.50E+02	4.21E+02		2.69E+03		7.37E+02	2.06E+03	7.44E+02	

## Bijlage 10. Organisch koolstof-genormaliseerde partitiecoëfficiënten ( $K_{oc}$ ) PAKs

In alle gevallen is de eenheid L/Kg. Indien de gemeten PAK-gehalten in hetzij de vaste fase dan wel in het poriewater kleiner dan de detectielimiet waren, is geen getal weergegeven.

	Nafta- leen	Fluor- een	Fenah- Threen	Antra- ceen	Fluoran- theen	Pyreen	Benzo(a)- Anthraceen	Chry- Seen	Benzo(b)- Fluorantheen	Benzo(k)- Fluorantheen	Benzo(a)- Pyreen	Dibenzo(ah)- Antraceen	Benzo(ghi)- Peryleen
LBer	6.20E+03	7.26E+03	6.73E+03	9.89E+03	6.85E+03	8.26E+03	1.13E+04	1.44E+04	1.25E+04	2.79E+03	5.96E+03	1.06E+04	2.92E+03
LBox			2.23E+03			3.53E+03	1.16E+04	6.96E+03	7.21E+03	1.92E+03	6.91E+03		2.92E+03
LEpe			1.14E+04			4.75E+04			7.44E+04	1.77E+04	5.04E+04	4.29E+04	1.43E+04
LlIp			4.98E+04		1.21E+05	1.16E+05	1.69E+05	1.24E+05	7.50E+04	1.97E+04	4.38E+04	9.21E+04	1.96E+04
LOud			3.96E+04										
LWij	4.80E+04		5.69E+04	9.49E+04	3.36E+04	3.90E+04	4.29E+04	3.15E+04	3.21E+04	1.66E+04	2.92E+04	2.33E+04	1.31E+04
LWoe			1.09E+04			1.40E+04							
MAIk	1.22E+03		7.25E+03			4.30E+04				3.22E+04	8.57E+04		
MAP2	1.33E+03	2.09E+04	4.29E+04			3.99E+04	3.81E+04	3.46E+04	2.63E+04	6.64E+03	1.58E+04	3.76E+04	8.32E+03
MAP3	5.20E+03	5.53E+04	1.13E+05	2.26E+05	6.44E+04	9.14E+04	5.75E+04	4.95E+04	2.83E+04	1.33E+04	2.19E+04	3.94E+04	9.89E+03
MBer	2.07E+03	1.35E+04	1.48E+04		4.05E+04	4.94E+04	3.84E+04	3.72E+04	2.20E+04	5.59E+03	1.39E+04	4.89E+04	8.85E+03
MBus	2.08E+03	2.85E+04	2.02E+04		3.66E+04	7.65E+04	3.49E+04	2.28E+04	2.07E+04	4.43E+03	1.23E+04	2.90E+04	9.09E+03
MDev	1.73E+03	1.72E+04	2.00E+04		1.10E+04	1.39E+04	1.79E+04	1.43E+04	9.82E+03	2.32E+03	5.49E+03	1.25E+04	3.40E+03
MEda	6.26E+03	1.32E+04	1.32E+04	2.15E+04	1.79E+04	2.31E+04	2.61E+04	2.84E+04	2.39E+04	5.32E+03	1.07E+04	3.53E+04	6.95E+03
MEpe	1.54E+03	6.71E+03			3.95E+04	3.98E+04	5.09E+04	3.99E+04	2.11E+04	5.05E+03	1.33E+04	2.89E+04	7.05E+03
MHel1	1.03E+04		1.26E+05		2.56E+05	1.87E+05	4.15E+05	3.53E+05	2.59E+05	5.97E+04	1.29E+05	2.14E+05	9.18E+04
MHel2	1.93E+03	7.14E+03	1.51E+04		2.81E+04	5.18E+04	2.24E+05	1.23E+05	8.49E+04	2.11E+04	5.03E+04	3.97E+04	2.55E+04
MHIn	8.53E+02		1.11E+04										
MlIp	2.95E+03	2.12E+04	5.47E+04		7.16E+04	1.48E+05	9.44E+04	7.82E+04	4.04E+04	9.71E+03	2.57E+04	2.25E+04	2.02E+04
MIPut	7.84E+02	3.53E+03	4.55E+03			1.08E+04			3.22E+04	7.89E+03	1.90E+04		
MWaa	1.75E+04	3.20E+04	3.17E+04	6.08E+04	3.51E+04	7.20E+04	3.06E+04	2.39E+04	2.80E+04	5.62E+03	9.78E+03	2.34E+04	9.19E+03
MWoe	2.22E+02	2.98E+03	2.23E+03		1.03E+04	6.69E+03		4.27E+04		1.17E+04	3.27E+04	1.18E+04	

## Bijlage 11. Opnamekarakteristieken van PAKs in *Eisenia andrei*

Opnamekarakteristieken van PAKs door *Eisenia andrei* in de landbodems en mengsels. Type model: G.A. = Geen significante opname, een comp. = opname volgens het een-compartimentsmodel gegeven in formule 4.  $C_0$  = met behulp van formule 4 berekende initiële concentratie ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ ), STE = standard error of prediction,  $k_1 \cdot C_x$  = opnameflux ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  worm/dag),  $k_2$  = eliminatiesnelheidsconstante ( $\text{dag}^{-1}$ ),  $C_{ss}$  = evenwichtgehalte in de organismen ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ ).  $R^2$  = correlatiecoëfficiënt, gecorrigeerd voor het aantal waarnemingen.

	Acenafteen		Fluoreen		Fenanthreen		Antraceen		Fluoranthreen					Pyreen												
	Model	Model	Model	Model	Model	Model	Model	Model	$C_0$	$k_1 \cdot C_x$	STE $k_1 \cdot C_x$	$k_2$	STE $k_2$	$C_{ss}$	STE $C_{ss}$	$R^2$	Model	$C_0$	$k_1 \cdot C_x$	STE $k_1 \cdot C_x$	$k_2$	STE $k_2$	$C_{ss}$	STE $C_{ss}$	$R^2$	
Lber	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.									G.A.									
LBox	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.									G.A.									
LEpe	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.									G.A.									
Lilp	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.									G.A.									
LOud	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.									G.A.									
LWij	G.A.	G.A.	Een comp. <sup>1</sup>	34.00	4.87	Een comp. <sup>1</sup>	3.64	0.90						60.10	5.89		Een comp.	0.00	0.92	0.44	69.86	30.88	76.00	8.45	0.63	
LWoe	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.									G.A.									
MAIk	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.						17.49	0.64		Een comp. <sup>1</sup>						35.16	2.65		
MAp2	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.									G.A.									
MAp3	G.A.	G.A.	Een comp. <sup>1</sup>	20.81	0.59	Een comp. <sup>1</sup>	2.77	0.24						92.24	10.69		Een comp. <sup>1</sup>						89.48	10.09		
MBer	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	Een comp. <sup>1</sup>	2.13	0.29						46.04	8.13		Een comp. <sup>1</sup>						39.92	5.46		
MBus	G.A.	G.A.	Een comp. <sup>1</sup>	36.21	3.35	Een comp. <sup>1</sup>	9.78	1.03						180.30	6.18	0.86	Een comp.	0.00	1.45	0.23	218.80	32.86	151.00	4.25	0.86	
MDev	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.									G.A.									
MEda	G.A.	G.A.	Een comp. <sup>1</sup>	27.22	1.66	Een comp. <sup>1</sup>	4.45	0.82						123.97	15.09		Een comp.	0.00	1.17	0.45	183.70	63.48	156.30	11.98	0.66	
MEpe	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.									G.A.									
MHel1	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	Een comp. <sup>1</sup>	2.32	0.32						37.13	2.23	0.64	Een comp.	0.00	0.91	0.12	48.94	5.88	53.89	1.47	0.90	
MHel2	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	Een comp. <sup>1</sup>								23.93	2.01		Een comp.	0.00	0.69	0.20	48.85	12.46	70.33	4.71	0.76	
MHin	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	Een comp. <sup>1</sup>								20.57	2.43		Een comp.	1.75	0.82	0.72	26.99	22.73	32.80	2.38	0.64	
Milp	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.									G.A.									
MPut	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	Een comp. <sup>1</sup>								30.50	2.38		Een comp.	19.28	0.52	0.40	16.64	12.51	32.28	1.32	0.58	
MWaa	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	Een comp. <sup>1</sup>								62.64	11.50		Een comp.	0.00	0.44	0.13	50.71	13.71	114.20	7.57	0.88	
MWoe	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	G.A.	Een comp. <sup>1</sup>	3.60	0.34						55.32	4.39	0.61	Een comp.	0.00	0.81	0.21	38.65	9.28	47.62	2.45	0.71	

<sup>1</sup>: Dermate snelle evenwichtinstelling dat geen opname- en eliminatiesnelheidsconstantes konden worden bepaald.

	Benzo(a)anthraceen						Chryseen						Benzo(b)fluorantheen															
	Model	C <sub>0</sub>	K <sub>1</sub> <sup>†</sup> C <sub>x</sub>	STE K <sub>1</sub> <sup>†</sup> C <sub>x</sub>	k <sub>2</sub>	STE k <sub>2</sub>	C <sub>ss</sub>	STE C <sub>ss</sub>	R <sup>2</sup>	Model	C <sub>0</sub>	K <sub>1</sub> <sup>†</sup> C <sub>x</sub>	STE K <sub>1</sub> <sup>†</sup> C <sub>x</sub>	k <sub>2</sub>	STE k <sub>2</sub>	C <sub>ss</sub>	STE C <sub>ss</sub>	R <sup>2</sup>	Model	C <sub>0</sub>	K <sub>1</sub> <sup>†</sup> C <sub>x</sub>	STE K <sub>1</sub> <sup>†</sup> C <sub>x</sub>	k <sub>2</sub>	STE k <sub>2</sub>	C <sub>ss</sub>	STE C <sub>ss</sub>	R <sup>2</sup>	
Lber	Een comp. <sup>1</sup>	0.00	0.72	0.31	4.41	1.73	6.17	0.61	0.51	Een comp.	0.00	0.70	0.23	7.60	2.16	10.63	0.86	0.77	Een comp.	1.72	0.43	0.32	2.99	2.06	6.88	0.60	0.68	
Lbox	G.A.									G.A.									G.A.									
LEpe	Een comp. <sup>1</sup>						2.90	0.15		Een comp. <sup>1</sup>						7.21	0.40		Een comp.	3.78	0.23	0.24	1.62	1.54	7.10	0.80	0.57	
Llip	G.A.									G.A.									G.A.									
Loud	G.A.									Een comp. <sup>1</sup>						3.11	0.37		G.A.									
LWij	Een comp.	0.00	0.81	0.32	25.03	8.76	30.70	2.58	0.69	Een comp.	0.00	0.65	0.22	27.51	8.15	42.08	3.30	0.76	Een comp.	0.00	1.02	0.25	20.09	4.59	19.67	0.97	0.80	
LWoe	G.A.									G.A.									G.A.									
MAIk	Een comp.	0.00	0.38	0.10	7.01	1.58	18.46	1.39	0.89	Een comp.	0.00	0.44	0.11	9.63	2.08	21.71	1.51	0.89	Een comp.	3.25	0.22	0.08	2.59	0.89	12.00	0.73	0.95	
MAp2	Een comp.	0.00	1.16	0.33	4.68	1.26	4.05	0.18	0.56	Een comp.	0.00	0.97	0.25	11.10	2.62	11.42	0.60	0.78	Een comp.	0.96	1.24	0.92	6.06	4.34	4.85	0.25	0.63	
MAp3	Een comp.	0.00	0.84	0.24	57.84	15.21	69.01	4.31	0.86	Een comp.	0.00	0.82	0.31	85.76	29.58	105.20	8.60	0.67	Een comp.	0.00	0.73	0.25	36.38	11.39	50.15	3.97	0.69	
MBer	Een comp.	0.00	1.42	0.53	36.59	12.65	25.66	1.68	0.57	Een comp.	0.00	1.32	0.41	42.94	12.41	32.43	1.83	0.65	Een comp.	2.48	1.20	0.96	9.53	7.62	8.05	0.36	0.63	
MBus	Een comp.	13.89	0.25	0.11	11.89	4.70	47.17	3.64	0.86	Een comp.	20.12	0.39	0.15	34.73	11.94	89.43	4.99	0.87	Een comp.	6.67	0.34	0.15	6.33	2.64	18.56	1.11	0.83	
MDev	Een comp.	0.00	0.68	0.10	7.82	0.98	11.54	0.42	0.94	Een comp.	0.00	0.82	0.12	16.31	2.09	19.93	0.69	0.94	Een comp.	2.51	0.60	0.26	7.20	2.93	11.92	0.64	0.87	
MEda	Een comp.	0.00	0.75	0.14	50.91	8.54	68.04	3.09	0.90	Een comp.	0.00	0.73	0.15	65.19	12.16	89.66	4.59	0.88	Een comp.	5.25	0.56	0.20	17.21	5.76	30.73	1.59	0.88	
MEpe	Een comp.	1.63	0.61	0.28	3.17	1.40	5.23	0.18	0.80	Een comp.	0.89	0.63	0.18	7.39	1.97	11.76	0.46	0.91	Een comp.	3.02	0.27	0.10	1.85	0.62	6.80	0.32	0.89	
MHel1	Een comp.	0.00	0.49	0.08	8.23	1.12	16.87	0.72	0.95	Een comp.	0.00	0.55	0.07	14.75	1.62	26.96	0.91	0.96	Een comp.	1.32	0.77	0.43	6.25	3.35	8.09	0.35	0.82	
MHel2	Een comp.	0.00	0.40	0.10	15.15	3.10	37.67	2.54	0.91	Een comp.	0.00	0.45	0.10	21.03	4.13	46.57	2.93	0.91	Een comp.	1.06	0.38	0.08	10.91	2.17	28.52	1.10	0.97	
MHin	Een comp.	1.74	0.60	0.56	4.04	3.63	6.74	0.74	0.59	Een comp.	2.02	0.50	0.20	9.43	3.50	18.86	1.13	0.89	G.A.									
Mlip	Een comp. <sup>1</sup>						3.28	0.22		Een comp.	0.00	1.83	0.66	12.16	4.08	6.64	0.43	0.58	Een comp.	0.00	2.53	0.58	3.78	0.82	1.50	0.05	0.63	
MPut	Een comp. <sup>1</sup>						10.09	1.08		Een comp.	0.00	0.79	0.20	16.28	3.83	20.73	1.19	0.78	Een comp.	1.41	0.52	0.14	3.42	0.88	6.58	0.18	0.92	
MWaa	Een comp.	0.00	0.26	0.07	16.80	3.50	63.66	4.99	0.93	Een comp.	0.00	0.28	0.07	23.98	5.03	84.77	6.49	0.92	Een comp.	0.80	0.18	0.05	11.60	2.44	64.75	4.79	0.97	
MWoe	Een comp.	2.41	0.26	0.15	3.09	1.61	11.78	1.12	0.79	Een comp.	0.00	0.40	0.06	9.24	1.19	22.90	0.96	0.94	Een comp. <sup>1</sup>						5.23	0.41		

<sup>1</sup>: Dermate snelle evenwichtinstelling dat geen opname- en eliminatiesnelheidsconstantes konden worden bepaald.

	Benzo(k)fluorantheen										Benzo(a)pyreen										Dibenzo(ah)jantraceen				Benzo(ghi)perylene			
	Model	C <sub>0</sub>	k <sub>1</sub> <sup>1</sup> C <sub>x</sub>	STE k <sub>1</sub> <sup>1</sup> C <sub>x</sub>	K <sub>2</sub>	STE k <sub>2</sub>	C <sub>ss</sub>	STE C <sub>ss</sub>	R <sup>2</sup>	Model	C <sub>0</sub>	k <sub>1</sub> <sup>1</sup> C <sub>x</sub>	STE k <sub>1</sub> <sup>1</sup> C <sub>x</sub>	K <sub>2</sub>	STE k <sub>2</sub>	C <sub>ss</sub>	STE C <sub>ss</sub>	R <sup>2</sup>	Model	C <sub>ss</sub>	STE C <sub>ss</sub>	Model	C <sub>ss</sub>	STE C <sub>ss</sub>				
LBer	Een comp.	0.27	0.42	0.18	1.62	0.61	3.89	0.31	0.86	Een comp.						3.65	0.45		G.A.			G.A.						
LBox	G.A.									G.A.									Een comp. <sup>1</sup>	5.33	0.49	Een comp. <sup>1</sup>	24.30	3.05				
LEpe	Een comp.	0.72	0.33	0.16	1.12	0.47	3.36	0.26	0.82	Een comp.	1.60	0.31	0.32	1.02	1.01	3.36	0.33	0.52	G.A.			Een comp. <sup>1</sup>	28.68	3.86				
LlIp	G.A.									G.A.									G.A.			G.A.						
LQud	G.A.									G.A.									Een comp. <sup>1</sup>	5.21	0.52	Een comp. <sup>1</sup>	27.39	3.06				
LWij	Een comp.	0.00	0.77	0.22	9.60	2.52	12.48	0.81	0.77	Een comp.	0.00	0.96	0.37	19.12	6.75	19.98	1.57	0.66	G.A.			Een comp. <sup>1</sup>	22.41	1.34				
LWoe	G.A.									G.A.									Een comp. <sup>1</sup>	6.43	0.64	Een comp. <sup>1</sup>	31.69	3.04				
MAIk	Een comp.	0.34	0.25	0.06	2.23	0.43	8.99	0.43	0.98	Een comp.	0.74	0.33	0.06	3.23	0.57	9.72	0.34	0.98	G.A.			Een comp. <sup>1</sup>	31.82	2.22				
MMap2	Een comp.	0.25	0.83	0.42	2.43	1.18	2.91	0.16	0.77	Een comp. <sup>1</sup>						2.01	0.08		G.A.			G.A.						
MMap3	Een comp.	0.00	0.80	0.29	22.29	7.24	27.94	2.21	0.69	Een comp.	0.00	0.79	0.29	34.82	11.38	43.93	3.47	0.67	G.A.			Een comp. <sup>1</sup>	34.60	2.19				
MBer	Een comp.	0.69	0.93	0.41	5.02	2.09	5.40	0.22	0.83	Een comp. <sup>1</sup>						5.71	0.32		G.A.			Een comp. <sup>1</sup>	26.60	3.40				
MBus	Een comp.	4.67	0.20	0.09	3.09	1.13	15.70	1.37	0.88	Een comp.	4.62	0.41	0.16	6.13	2.20	15.00	0.75	0.86	G.A.			Een comp. <sup>1</sup>	29.95	2.22				
MDev	Een comp.	1.15	0.43	0.11	3.18	0.78	7.39	0.29	0.95	Een comp.	1.02	0.62	0.26	5.30	2.17	8.57	0.36	0.89	G.A.			Een comp. <sup>1</sup>	26.96	1.69				
MEda	Een comp.	2.60	0.45	0.13	9.69	2.60	21.51	0.98	0.91	Een comp.	4.75	0.61	0.22	16.72	5.67	27.32	1.21	0.87	G.A.			Een comp. <sup>1</sup>	30.19	1.68				
MEpe	Een comp.	1.11	0.27	0.06	0.94	0.20	3.48	0.13	0.95	Een comp.	2.67	0.18	0.10	0.88	0.43	4.77	0.31	0.85	G.A.			Een comp. <sup>1</sup>	27.57	2.14				
MHel1	Een comp.	0.12	0.55	0.14	2.95	0.71	5.32	0.22	0.95	Een comp.	0.19	0.60	0.49	3.28	2.45	5.40	0.66	0.66	G.A.			G.A.						
MHel2	Een comp.	0.05	0.35	0.10	6.45	1.71	18.19	1.01	0.95	Een comp.	1.13	0.33	0.13	7.82	2.74	23.35	1.68	0.92	G.A.			Een comp. <sup>1</sup>	26.82	2.97				
MHin	Een comp.	0.75	0.40	0.22	0.75	0.39	1.86	0.11	0.83	G.A.									G.A.			G.A.						
MlIp	G.A.									G.A.									G.A.			G.A.						
MPut	Een comp.	0.48	0.40	0.06	1.45	0.21	3.59	0.09	0.97	Een comp.	0.19	0.71	0.27	2.52	0.89	3.55	0.13	0.88	G.A.			G.A.						
MWaa	Een comp.	0.00	0.33	0.09	8.02	1.78	24.51	1.89	0.91	Een comp.	0.00	0.20	0.03	9.44	1.17	46.69	2.55	0.97	G.A.			Een comp. <sup>1</sup>	30.23	4.40				
MWoe	Een comp.	1.32	0.04	0.06	0.23	0.17	6.11	5.40	0.83	Een comp.	0.00	0.72	0.15	2.42	0.45	3.36	0.16	0.79	Een comp. <sup>1</sup>	3.03	0.00	Een comp. <sup>1</sup>	27.70	1.88				

<sup>1</sup>: Dermate snelle evenwichtinstelling dat geen opname- en eliminatiesnelheidsconstantes konden worden bepaald.

## Bijlage 12. Biota-Substraat Bioaccumulatie Factoren (B<sub>x</sub>AF) voor opname van PAKs door *Eisenia andrei*

Bovenste tabel: Biota-Substraat Bioaccumulatie Factoren (kg bodem/kg worm) op basis van totaal-PAK-gehalten in de vaste fase. Onderste tabel: Biota-Substraat Bioaccumulatie Factoren (L poriewater/kg worm) op basis van totaal-PAK-gehalten in het poriewater.

	Acenaf- teen	Fluor- een	Fenan- threen	Antra- ceen	Fluoran- theen	Pyreen	Benzo(a)an- thraceen	Chry- seen	Benzo(b)fluor- antheen	Benzo(k)fluor- antheen	Benzo(a)- pyreen	Dibenzo(ah)- antraceneen	Benzo(ghi)- peryleen
MAIk							0.057	0.071	0.026	0.230	0.063		0.279
MAp2							0.013	0.039	0.013		0.011		0.081
MAp3			0.024	0.024	0.077	0.098	0.119	0.177	0.066	0.393	0.130	0.039	0.156
MBer			0.025	0.025	0.060	0.072	0.074	0.098	0.015	0.106	0.026		0.095
MBus			0.096	0.096	0.136	0.159	0.071	0.125	0.023	0.188	0.051		0.134
MHel1							0.046	0.071					
MHel2					0.040	0.149	0.090	0.110	0.051	0.364	0.111		0.105
MDec							0.023	0.038	0.014	0.096	0.028		0.090
MEda			0.032	0.032	0.107	0.130	0.106	0.145	0.030	0.292	0.078		0.114
MEpe													0.095
MHin								0.092					0.388
Mlp							0.004	0.009	0.003				0.024
MPut					0.119		0.079	0.153					
MWaa					0.101	0.287	0.169	0.218	0.089	0.459	0.220		0.184
MWoe			0.094	0.094	0.114	0.149	0.054	0.011					0.335
LBer	0.284						0.013	0.028	0.012	0.074	0.019		0.108
LBox													1.034
LEpe	2.491		0.079	0.079			0.072	0.161	0.093	0.599	0.136	0.121	0.883
Llp													0.040
LOud													0.390
LWij			0.070	0.020	0.043	0.076	0.062	0.082	0.031	0.204	0.070		0.067
LWoe													0.958
min	0.284		0.070	0.020	0.040	0.072	0.004	0.009	0.003	0.074	0.011	0.039	0.024
med	1.388		0.070	0.032	0.101	0.140	0.066	0.092	0.026	0.230	0.066	0.080	0.124
max	2.491		0.070	0.096	0.136	0.287	0.169	0.218	0.093	0.599	0.220	0.121	1.034

	Acenaf- teen	F fluor- een	Fenan- threen	Antra- ceen	Fluoran- theen	Pyreen	Benzo(a)an- thraceen	Chry- seen	Benzo(b)fluor- antheen	Benzo(k)fluor- antheen	Benzo(a)- pyreen	Dibenzo(ah)- antracene	Benzo(ghi)- peryleen
MAIk									326		238		
MAp2							51	141	36		18		71
MAp3				104	94	170	130	166	36	99	54	29	29
MBer					238	350	278	358	33	58	35		82
MBus					120	292	59	69	12	20	15		29
MHel1							29	36					
Mhel2					74	359	243	326	127	201	124		76
MDec							54	70	13	22	17		29
MEda					606	537	966	1124	169	383	220		230
MEpe													80
MHin													
Mlip							54	93	16				66
MPut													
MWaa					349	2025	508	509	243	253	211		166
MWoe					74	63							
LBer							15	41	15	21	11		31
LBox													71
LEpe									310	474	307	231	562
Llip													108
LOud													
LWij			52	25	19	39	35	34	13	45	27		12
LWoe													
min			52	25	19	39	15	34	12	20	11	29	12
med			52	64	107	321	57	117	34	99	45	130	71
max			52	104	606	2025	966	1124	310	474	307	231	562

### Bijlage 13. Opnamekarakteristieken van metalen in *Lactuca sativa* L.

Weergegeven zijn de waarden van  $k_x$  ( $\mu\text{mol.g d.w.}^{-1}$ ), de parameter die karakteristiek is voor de link tussen daadwerkelijk opname van metalen door de plant en de beschikbaarheid van deze stoffen.  $A_0$  is de berekende initiële metaalfractione in de planten en  $R^2$  is de regressiecoëfficiënt.

Monster- code	Ge- mengd Met	As			Cd			Cr			Cu			Ni			Pb			Zn		
		$k_x$	$A_0$	$R^2$	$k_x$	$A_0$	$R^2$	$k_x$	$A_0$	$R^2$	$k_x$	$A_0$	$R^2$	$k_x$	$A_0$	$R^2$	$k_x$	$A_0$	$R^2$	$k_x$	$A_0$	$R^2$
LBer	--	0.004	0.005	0.63	0.014	0.0001	0.97															
LBox	--				0.105	0.0001	0.92	0.053	0.000	0.61	0.10	0.003	0.86	0.001	0.001	0.82	0.001	0.0004	0.54	0.65	0.025	0.94
LEpe	--				0.029	0.0001	0.98				0.04	0.003	0.92	0.014	0.001	0.58				2.42	0.019	0.97
Lljp	--				0.001	0.0001	0.92	0.062	0.000	0.55	0.08	0.004	0.96	0.043	0.001	0.74	0.006	0.0002	0.59	0.55	0.022	0.98
LQud	--				0.002	0.0001	0.76				0.08	0.003	0.84	0.047	0.001	0.51				0.38	0.016	0.82
LWij	--				0.004	0.0001	0.85				0.06	0.003	0.85	0.074	0.001	0.51	0.004	0.0056	0.59	0.88	0.021	0.87
LWoe	--				0.006	0.0001	0.98				0.05	0.004	0.94	0.052	0.001	0.57				0.38	0.022	0.92
MAIk	Loud				0.001	0.0001	0.88				0.06	0.006	0.95							0.38	0.036	0.80
MAp2	Lljp				0.006	0.0001	0.89				0.09	0.003	0.93							0.71	0.026	0.61
MAp3	LWij				0.003	0.0001	0.91				0.08	0.003	0.98							1.20	0.020	0.96
MBer	Lljp				0.001	0.0001	0.71				0.11	0.002	0.99							0.70	0.018	0.95
MBus	LBox				0.059	0.0001	0.88				0.08	0.003	0.53	0.081	0.001	0.99	0.006	0.0002	0.84	11.97	0.017	0.96
MDev	LBox				0.004	0.0001	0.95				0.05	0.006	0.94				0.028	0.0003	0.74	1.31	0.037	0.98
MEda	LBer				0.001	0.0001	0.87				0.08	0.003	0.92				0.002	0.0002	0.77	0.78	0.025	0.92
MEpe	LEpe				0.022	0.0001	0.93				0.06	0.002	0.99	0.007	0.001	0.73	0.013	0.0006	0.52	2.40	0.019	0.98
MHel1	LWij				0.021	0.0001	0.91				0.13	0.005	0.97				0.002	0.0002	0.82	2.00	0.033	0.93
MHel2	LEpe	0.005	0.003	0.83	0.009	0.0001	0.98				0.07	0.006	0.98				0.008	0.0003	0.54	0.70	0.038	0.99
MHin	Loud				0.001	0.0001	0.85				0.07	0.006	0.93							0.42	0.031	0.83
Mljp	Lljp				0.001	0.0001	0.96				0.06	0.006	0.98				0.009	0.0003	0.59	0.46	0.037	0.95
Mlput	LWoe				0.008	0.0001	0.90				0.08	0.002	0.99	0.009	0.001	0.91				0.92	0.016	0.95
MWaa	LBer	0.007	0.001	0.97	0.016	0.0001	0.94				0.07	0.006	0.95				0.010	0.0002	0.79	0.59	0.035	0.93
MWoe	LWoe				0.005	0.0001	0.89				0.09	0.003	0.98	0.008	0.001	0.62				0.73	0.015	0.92