

UITLOGING EN VERSPREIDING VANUIT DEPOTS

**Beschrijving resultaten metingen bij depot
Amerikahaven 2006**

Oktober 2007

AKWA-rapport 07.002

	Naam
Opgesteld door	J. de Best (Royal Haskoning), A. Wijdeveld (Deltares)
In samenwerking met	J. Vink (Deltares) P. van Noort (Deltares) B. van Breukelen (Universiteit van Amsterdam) F. Smedes (RWS Waterdienst)
In opdracht van	F. Scheffer (RWS Bouwdienst)
Status	Definitief
Documentnr.	AKWA-rapport 07.002

Inhoudsopgave

Samenvatting.....	5
1. Inleiding.....	9
1.1 Aanleiding.....	9
1.2 Het UVD-project.....	9
1.3 Deze rapportage	9
1.4 Leeswijzer.....	10
2. Meetprogramma Amerikahaven.....	11
2.1 Inleiding.....	11
2.2 Locatie Amerikahaven.....	11
2.2.1 Algemeen	11
2.2.2 Bodemopbouw en geohydrologie	12
2.3 Monstername.....	13
2.4 Laboratoriumonderzoek	14
2.4.1 Meten van vrij en totaal opgeloste concentraties in het poriënwater	14
2.4.2 Bepalen van de potentieel beschikbare fractie.....	16
2.4.3 Macrochemie; afbraak van organische stof.....	18
2.4.4 Retardatie van verontreinigingen in het WVP.....	18
3. Resultaten metingen 2006.....	21
3.1 Inleiding.....	21
3.2 Vrij en totaal opgeloste concentraties in het poriënwater.....	21
3.2.1 Vrij opgeloste concentraties organische verontreinigingen	21
3.2.2 Totaal opgeloste concentraties zware metalen	24
3.3 Potentieel beschikbare fractie	25
3.3.1 Tenax methode	25
3.3.2 IVPS-methode.....	28
3.3.3 Interpretatie resultaten	28
3.4 Macrochemie; karakterisatie van het depot en WVP	29
3.4.1 Algemene karakterisering.....	29
3.4.2 Redoxcondities	31
3.4.3 Indicatoren voor de afbraak van organisch materiaal	33
3.5 Retardatie van verontreinigingen in het WVP.....	35
3.5.1 Bepaling retardatie op basis van gehalten in eluaatwater.....	35
3.5.2 Bepaling retardatie op basis van gehalten in kolom	38
3.5.3 Conclusies retardatie onderzoek	40
3.6 Verdelingscoëfficiënten (log Koc)	40
3.6.1 Log Koc's op basis van IVPS-metingen	40
3.6.2 Log Koc op basis van kolomexperimenten.....	43
4. Conclusies.....	45
Referenties	47
Begrippenlijst	49
Afkortingen	51
Bijlage 1: betrokken partijen.....	53
Bijlage 2: boorbeschrijvingen	55
Bijlage 3: Toelichting meettechnieken.....	57

Bijlage 4:	gebruikte monsters per meettechniek	63
Bijlage 5:	resultaten SOFIE-metingen	65
Bijlage 6:	resultaten Tenax-metingen.....	69
Bijlage 7:	resultaten IVPS-metingen.....	75

Samenvatting

Inleiding

In 2005 zijn in het kader van het project Uitloging en Verspreiding uit Depots (UVD) metingen uitgevoerd bij depot IJsselooog en bij het dekgronddepot Meers. Bij dit onderzoek is in de depots en het grondwater rondom de depot gekeken naar de processen die een rol spelen bij de uitloging van verontreinigingen uit depots en de verspreiding van verontreinigingen in het grondwater (verdeling van verontreinigingen over de vaste fase en de waterfase, macrochemie en retardatie). De resultaten van dit onderzoek zijn vastgelegd in een rapportage [1]. Om de resultaten die bij dit onderzoek zijn gevonden verder te kunnen onderbouwen is in 2006 een aanvullend meetprogramma uitgevoerd bij depot Amerikahaven. Er is voor dit depot in het havengebied van Amsterdam gekozen omdat hier al sinds de zestiger jaren baggerspecie gestort. De metingen geven dus een beeld van de processen die spelen in een depot waarin al langere tijd (ca. 50 jaar) baggerspecie wordt gestort. Zowel depot IJsselooog als dekgronddepot Meers jonger zijn dan 10 jaar.

Tot nu toe is ca. 10 mln. m³ in Amerikahaven gestort. De dikte van het stortpakket is maximaal ca. 25 meter. In Amerikahaven wordt tot en met klasse 3 baggerspecie geborgen. Sinds 2005 mogen metalen tot de signaleringswaarde worden gestort. Het herkomstgebied van de baggerspecie is Amsterdam, Noordzeekanaal inclusief zijhavens en kanalen tot de eerste waterkering en het IJmondgebied.

Meetprogramma

Bij depot Amerikahaven zijn in totaal 6 boringen verricht. Twee boringen zijn in het depot (op het water) uitgevoerd. Twee boringen zijn benedenstrooms van het depot op het land uitgevoerd. Het betreft allen boringen tot ca. 50 m –NAP. Tot slot zijn 2 toplaagmonsters (tot ca. 0,5 m) genomen in de Amerikahaven buiten het depot. Deze monsters geven inzicht in de autonome waterbodempkwaliteit in het gebied en de eventuele effecten daarvan op de grondwaterkwaliteit.

Het laboratoriumonderzoek is vergelijkbaar met het laboratoriumonderzoek dat in 2005 is uitgevoerd voor depot Meers en depot IJsselooog en is gericht op het beantwoorden van de vier (prioritaire) kennishiaten met betrekking tot de uitloging en verspreiding van verontreinigingen uit depots:

1. de werkelijke verdeling van verontreinigingen over de vaste fase (grond- en slibdeeltjes) en de waterfase. Alleen de verontreinigingen in de waterfase spelen een rol bij uitloging en verspreiding uit depots;
2. het deel van de verontreiniging dat relatief eenvoudig in oplossing kan gaan (potentieel beschikbare fractie) versus het deel van de verontreiniging dat zeer sterk of mogelijk zelfs irreversibel gebonden is aan roetdeeltjes in de baggerspecie. Alleen de fractie die relatief eenvoudig in oplossing gaat speelt een belangrijke rol bij de verdeling van verontreinigingen over de vaste fase (grond- en slibdeeltjes) en de waterfase en dus bij uitloging en verspreiding uit depots;
3. het optreden van afbraak van organische stof in een depot en het effect hiervan op de uitloging en verspreiding van verontreinigingen;
4. bepalen van retardatie van organische microverontreinigingen (PAK en PCB's) in het WVP.

Resultaten

Verdeling van verontreinigingen over de vaste fase en de waterfase

Organische microverontreinigingen

Uit de bepaling van de vrij opgeloste concentraties organische microverontreinigingen (PAK, HCB, PCB's) met behulp van IVPS (In-Vitro Passive Sampling) blijkt dat in het depot voor PAK overschrijdingen van de Streefwaarde_{GRONDWATER DIEP} en ook overschrijdingen van het MTR_{OPPERVLAKTEWATER} worden gevonden. Naftaleen, anthraceen, fenantreen en fluorantheen zijn ook in verhoogde concentraties in het 3^e WVP onder het depot gevonden. De concentraties zijn echter veel lager dan in het depot en overschrijden wel de Streefwaarde_{GRONDWATER DIEP} maar niet het MTR_{OPPERVLAKTEWATER}. Benedenstrooms van depot Amerikahaven wordt alleen in het 2^e WVP voor naftaleen een verhoogde concentratie (> Streefwaarde_{GRONDWATER}) gevonden. De concentraties voor de overige stoffen liggen beneden de streefwaarde (grondwater diep).

In het depot worden ook concentraties HCB en PCB's gevonden die hoger zijn dan in het WVP. In het WVP liggen de concentraties in nagenoeg alle gevallen beneden de detectielimiet.

Uit een vergelijking van de hogere opgeloste concentraties in het depot en het WVP met die in het huidige topaagsediment (zoals het recent is afgezet vanuit het Noordzeekanaal, boring E en F), blijkt dat in het topaagsediment de opgeloste concentraties PAK, HCB en PCB's lager zijn dan in het depot, maar meestal hoger dan de concentraties in het WVP. De in de haven optredende inzijing van oppervlaktewater naar het grondwater (door het sediment) is vele malen groter dan de inzijing door het depot. De bijdrage (concentratie x volume) van het sediment in de haven aan de belasting van het grondwater is voor organische microverontreinigingen daarom waarschijnlijk vele malen groter dan de bijdrage van het depot.

Metalen

Uit de bepaling van de opgeloste concentraties metalen met behulp van de Sofie-methode blijkt dat in het depot sprake is van verhoogde concentraties opgeloste metalen. De concentraties overschrijden de streefwaarde voor grondwater diep voor alle metalen m.u.v. arseen. Het MTR_{OPPERVLAKTEWATER} wordt bij een of meerdere monsters overschreden voor barium, kobalt, chroom, koper, nikkel en zink. De watervoerende pakketten onder en naast het depot geven eenzelfde beeld. De concentraties zijn in de meeste gevallen (m.u.v. kobalt) vergelijkbaar.

De verhoogde opgeloste concentraties metalen zijn in lijn met de eerdere bevindingen bij depot IJsseloo. Ook hier werden verhoogde concentraties metalen in het poriënwater gevonden. Voor IJsseloo werd echter gesteld dat deze verhoogde concentraties waarschijnlijk tijdelijk zijn (10 tot 30 jaar) als gevolg van veranderende macrochemische omstandigheden bij het storten van baggerspecie in een depot (van anaëroob naar aëroob) en de afbraak van organische stof. Uit de metingen bij Amerikahaven blijkt dat verhoogde mobiliteit van metalen mogelijk langere tijd een rol speelt.

Beschikbare fractie

Uit de bepaling van de beschikbare fractie organische microverontreinigingen (PAK, HCB, PCB's) met behulp van de Tenax-methode blijkt dat zowel voor het slib in het depot als voor de toplaag van het sediment geldt dat voor de meeste PAK (m.u.v. fluorantheen en pyreen) circa de helft als relatief eenvoudig beschikbaar kan worden aangemerkt. Deze resultaten komen overeen met de eerdere bevindingen bij depot IJsseloo. Voor PCB's geldt juist dat het grootste deel relatief eenvoudig beschikbaar is voor verspreiding (vaak 100%). Bij IJsseloo was de beschikbaarheid van PCB's veel lager. Dit heeft waarschijnlijk te maken met het type sediment dat in de depots wordt gestort. In IJsseloo is met name Ketelmeer-sediment gestort. Hiervan is bekend dat de beschikbare fractie PCB's zeer laag is. In depot Amerikahaven wordt baggerspecie uit de havengebied van Amsterdam gestort.

De IVPS methode op basis van isothermen berekend de beschikbare fractie op een andere manier dan de Tenax methode. IVPS bepaald de beschikbare concentratie op basis van de uitwisselbare concentratie met de waterfase (in evenwicht). De IVPS resultaten geven een gemiddeld iets lagere beschikbaarheid in het depot te zien (in de range van 10 tot 50%, ook voor PCB's) dan de Tenax metingen. In het WVP waren de concentraties veelal laag en kon wel een beschikbare concentratie worden bepaald, maar geen fractie beschikbaar omdat de meting van het totaalgehalte onder de detectielimiet viel.

Resultaten van Tenax en IVPS zijn niet direct vergelijkbaar door het verschil in karakter tussen de bepalingen. De IVPS methode streeft naar evenwicht met de snelle en trage fractie. Nalevering van de zeer trage fractie wordt hierin niet meegenomen. Anderzijds is de zeer trage fractie ook als irreversibel gebonden gekarakteriseerd en kan de Tenax methode de bijdrage van deze fractie juist mogelijk overschatten.

Macrochemie

Amerikahaven ligt aan het Noordzeekanaal. Dit gebied heeft tot kort geleden onder invloed van de Noordzee gestaan en het grondwater is tot grote diepte brak. De redoxcondities in het depot zijn dominant sulfaatreducerend in combinatie met Fe/Mn-reductie. Methanogenese is mogelijk onderdrukt op de locaties waar sulfaat nog beschikbaar is. De strikt anaërobe sulfaatreducerende omstandigheden in depot Amerikahaven zijn minder gunstig voor de afbraak van organische verontreinigingen. Afbraak van organische verontreinigingen verloopt voor veel stoffen onder anaërobe condities langzamer dan onder aërobe condities. De sulfaatreducerende omstandigheden

(waarbij metaalsulfiden wordt gevormd) zijn wel gunstig voor de binding van metalen aan sulfide mineralen.

Afbraak van organische stof

Om te kijken of afbraak van organische stof optreedt is gekeken naar de Cl/Br verhouding en het bromidegehalte, bicarbonaatconcentratie, ammoniumconcentratie, fosfaatconcentratie en het DOC-gehalte. Op basis hiervan kan worden gesteld dat zowel in als onder het depot afbraak van organisch materiaal optreedt. De mate van afbraak neemt af met de diepte in het depot en is in het WV lager dan in het depot.

Retardatie

Met behulp van kolomexperimenten met ongestoord materiaal uit het WVP onder het depot is de retardatie van PAK en PCB's in het WVP bepaald. Uit de metingen van het eluaatwater blijkt dat voor naftaleen, fenantreen, antraceen en fluorantheen sprake is van een moment van doorbraak. Voor benzo(a)pyreen en PCB's is geen sprake van een (duidelijk) moment van doorbraak. In het eluaatwater worden geen (structureel) verhoogde concentraties gevonden. Dit betekent dus dat de retardatie van benzo(a)pyreen en PCB's groter is dan voor naftaleen, fenantreen, antraceen en fluorantheen

De kolomexperimenten zijn bij twee verschillende stroomsnelheden uitgevoerd. De verwachting was dat het verschil in stroomsnelheid zou leiden tot een verschil in sorptiekinetiek en daarmee in een verschil in doorbraakcurven. Dit blijkt voor de PAK waarvoor een doorbraak werd gemeten niet het geval te zijn. Dit kan betekenen dat de sorptie (en daarmee retardatie) waarschijnlijk deels een sorptie aan minerale delen is. Deze minimale sorptie is niet kinetisch gehinderd zodat de stroomsnelheid in de kolom geen effect heeft op de doorbraak van stoffen.

Ondanks dat de toegevoegde hoeveelheid PAK met een factor 10 is teruggebracht t.o.v. de experimenten met monsters uit het WVP bij IJsselooij zijn de kolommen toch overbeladen. De belangrijkste reden hiervoor is het lage organisch koolstofgehalte. Hierdoor is de sorptiecapaciteit van het WVP op basis van het organisch koolstofgehalte een factor 30 lager (i.v.m. IJsselooij). Deze lage sorptiecapaciteit van het WVP zorgt voor een relatief snelle verspreiding van PAK in het WVP. Dit geldt niet alleen voor PAK uit depot Amerikahaven, maar ook voor PAK in het infiltrerende oppervlaktewater. Hiermee kunnen mogelijk de verhoogde concentraties naftaleen worden verklaard die in het diepere grondwater bij Amerikahaven zijn gemeten. Voor PCB's is geen sprake van overbelading van de kolommen.

Verdelingscoëfficiënten (log K_{oc})

Op basis van de resultaten van de IVPS-metingen en de kolomexperimenten zijn is voor organische microverontreinigingen de verdelingscoëfficiënt (log K_{oc}) op basis van organisch koolstof berekend. Uit de resultaten blijkt dat de log K_{oc} in depot Amerikahaven en de watervoerende pakketten onder en naast het depot voor fluorantheen, benzo(a)anthraceen, benzo(a)pyreen en HCB veelal hoger is dan de generieke log K_{oc} voor deze stoffen uit het Beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie (Bvb¹). Dit betekent dat een kleiner deel van deze verontreinigingen in de waterfase aanwezig is dan op basis van generieke log K_{oc} werd verwacht. Voor naftaleen, anthraceen, fenantreen, PCB18 en PCB28 is alleen in de watervoerende pakketten onder en naast het depot de log K_{oc} hoger dan de generieke log K_{oc} uit het Bvb. In het depot liggen de log K_{oc}'s in dezelfde orde van grootte. Voor de overige PAK en PCB's (acenaftaleen, acenaftyleen, pyreen, PCB52, PCB101, PCB118, PCB153 en PCB180) ligt de log K_{oc} in de watervoerende pakketten onder en naast het depot veelal in dezelfde orde van grootte als de log K_{oc} uit het Bvb. In het depot is de log K_{oc} veelal lager. Dit betekent dat een groter deel van deze verontreinigingen in de waterfase aanwezig is dan op basis van generieke log K_{oc}'s werd verwacht. Dit geldt ook voor PCB153 en PCB180 in het WVP onder het depot. Voor de overige PCB's is de log K_{oc} juist hoger dan de generieke log K_{oc}. Dit geldt ook voor de meeste PCB's in het WVP naast het depot. Opgemerkt moet worden dat de gehalten in het sediment erg laag zijn door het zandige karakter en daarmee samenhangend lage organisch koolstofgehalte. Dit leidt tot een grotere onnauwkeurigheid in de resultaten. Door de lage organisch koolstofgehalten in het WVP is ook de absolute bindingscapaciteit van het WVP beperkt.

¹ Met de generieke verdelingscoëfficiënten conform het BVB wordt de in het BVB opgenomen bijlage waarden uit 'Integrale Normstelling Stoffen – milieukwaliteitsnormen bodem, water, lucht – december 1997' bedoeld.

Conclusies

De belangrijkste conclusies van de metingen bij Amerikahaven zijn als volgt:

- In depot Amerikahaven, maar ook in de watervoerende pakketten onder en benedenstrooms van het depot is sprake van concentraties metalen, PAK, HCB en PCB's in het poriënwater die de streefwaarde voor diep grondwater overschrijden. De resultaten zijn in lijn met de eerdere bevindingen bij depot IJsseloog. Het belangrijkste verschil is dat bij depot Amerikahaven ook op grotere afstand van het depot in het WVP concentraties gevonden die de streefwaarde voor grondwater overschrijden. Dit is waarschijnlijk het gevolg van de in de haven optredende inzijging van oppervlaktewater naar het grondwater (door het sediment), en niet door de verspreiding van verontreinigingen uit het depot. De in de haven optredende inzijging van oppervlaktewater naar het grondwater (door het sediment) is namelijk vele malen groter dan de inzijging door het depot. Hierdoor is de bijdrage (concentratie x volume) van de toplaag van het sediment aan de belasting van het grondwater met organische microverontreinigingen vele malen groter dan de bijdrage van het depot.
De meest waarschijnlijke verklaring voor de verhoogde metaalconcentraties is dat bij de afbraak van organische stof in een depot opgelost organisch stof (DOC) wordt gevormd dat onderdeel vormt van de waterfase (poriënwater). Metalen binden aan DOC en worden samen met DOC meegevoerd in het poriënwater. In depot Amerikahaven is met name in de bovenste lagen van het depot afbraak van organische stof aangetoond. Daarnaast zijn zowel in het depot als in de watervoerende pakketten (sterk) verhoogde DOC-concentraties gemeten. Omdat DOC weer wordt afgebroken zijn de verhoogde concentraties tijdelijk. Naar verwachting enkele tientallen jaren.
- Bijna de helft van de sediment gebonden PAK in depot Amerikahaven zijn zeer sterk gebonden aan sediment en dus slechts zeer beperkt voor uitloging beschikbaar. Dit betekent dat de hoeveelheid PAK die uit een depot kunnen uitlogen lager is dan tot nu toe bij modellering van uitloging uit een depot werd aangenomen. Voor PCB's geldt juist dat het grootste deel relatief eenvoudig beschikbaar is voor verspreiding. Deze resultaten voor PCB's wijken af van de resultaten die zijn gevonden bij IJsseloog. Een verklaring hiervoor is de verschillende herkomst van de baggerspecie die in de depots wordt gestort.
- De verdelingscoëfficiënten ($\log K_{OC}$) die op basis van het organisch koolstofgehalte zijn afgeleid voor de baggerspecie in het depot zijn voor PAK en HCB vergelijkbaar of hoger dan de $\log K_{OC}$ die tot nu toe bij modelberekeningen werden gehanteerd. Dit betekent dat een vergelijkbaar of kleiner deel van deze stoffen in de waterfase aanwezig is dan modelberekeningen zullen voorspellen. Voor PCB's zijn de $\log K_{OC}$ die zijn afgeleid voor de baggerspecie in het depot juist lager dan de $\log K_{OC}$ die tot nu toe bij modelberekeningen werden gehanteerd. Deze resultaten wijken af van de resultaten die zijn gevonden bij IJsseloog. Bij dit depot waren de afgeleide $\log K_{OC}$ voor PCB's juist hoger. Een mogelijke verklaring hiervoor is de herkomst van de baggerspecie die in de depots wordt gestort. In depot IJsseloog is met name baggerspecie uit het Ketelmeer gestort. Van dit sediment is bekend dat met name PCB's zeer sterk gebonden zijn aan de in het slib aanwezige roetfractie. In depot Amerikahaven wordt baggerspecie uit het Amsterdamse havengebied gestort. De binding van PCB's aan dit sediment is waarschijnlijk minder sterk, mogelijk wegens een laag roetgehalte.
- De $\log K_{OC}$ in het watervoerend pakket zijn iets hoger dan de generieke $\log K_{OC}$ die tot nu toe werden gehanteerd bij modellering van uitloging en verspreiding uit depots. Dit betekent dat een iets kleiner deel van de verontreiniging in de waterfase aanwezig is en dus dat de verspreiding bij lage belasting in het WVP iets geringer is dan tot nu toe bij modellering van verspreiding werd aangenomen. Hierbij moet wel worden opgemerkt dat de organisch koolstofgehalten in het WVP bij Amerikahaven zeer laag zijn. Dit betekent dat de absolute bindingscapaciteit van het WVP beperkt is.

1. Inleiding

1.1 Aanleiding

In 2004 is gestart met het project Uitloging en Verspreiding uit Depots (UVD). In dit project wordt gekeken naar de werkelijke risico's van depots. Aanleiding zijn de ervaringen bij gerealiseerde depots en resultaten van wetenschappelijk onderzoek dat uitloging en verspreiding uit depots achterblijft bij de in het huidige beleid (o.a. Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie) gedane aannamen.

In 2004 heeft in het kader van het project een inventarisatie van beschikbare kennis en de onzekerheden (=kennishiaten) ten aanzien van uitloging en verspreiding uit depots plaatsgevonden. Om de benoemde kennishiaten (deels) in te vullen zijn in 2005 bij dekgronddepot Meers en bij omdijkt depot IJsselooog metingen uitgevoerd. De resultaten van de inventarisatie uit 2004 en van de metingen in 2005 zijn gerapporteerd in een samenvatting voor een breder publiek van niet-specialisten [1] en in (achtergrond)rapporten die met name bedoeld zijn voor specialisten [2, 3, 4].

Om verdere invulling te geven aan de kennishiaten zijn in 2006 aanvullende metingen uitgevoerd bij Amerikahaven, een (open put)depot in een overdiepte van de Amerikahaven in Amsterdam waar al sinds de zestiger jaren baggerspecie wordt gestort. Bij de metingen is gebruik gemaakt van de resultaten en ervaringen van 2004 en 2005. De resultaten van de metingen worden in deze rapportage besproken. Daarnaast worden de resultaten vergeleken met de resultaten van de metingen bij Meers en IJsselooog in 2005.

1.2 Het UVD-project

Begin 2004 is het kennisproject Uitloging en Verspreiding uit Depots (UVD) gestart. In dit project werkt het Advies- en Kenniscentrum Waterbodems (AKWA) van Rijkswaterstaat als opdrachtgever samen met een consortium van adviesbureaus (zie bijlage 1). Het project dient de volgende hoofdoelen:

1. Het verkrijgen van beter inzicht in de daadwerkelijke uitloging en verspreiding uit baggerspeciedepots op basis van metingen bij bestaande baggerspeciedepots. Met deze nieuwe inzichten kan in de toekomst de berekening van uitloging en verspreiding uit depots met minder onzekerheden plaatsvinden. Tevens kan monitoring van uitloging en verspreiding (t.b.v. nazorg van depot) gericht en kostenefficiënter plaatsvinden.
2. Opstellen van een voorstel voor een nieuw toetsingskader voor grondwater, oppervlaktewater en monitoring. Dit gebeurt aan de hand van de (meet)resultaten van het UVD-project en de meest recente beleidsontwikkelingen op het gebied van (water)bodem. Met het nieuwe toetsingskader kan de uitloging en verspreiding uit depots worden getoetst en beoordeeld. Het is de bedoeling dat het toetsingskader uit het Beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie gaat vervangen.
3. Het communiceren van de nieuwe inzichten met betrekking tot uitloging en verspreiding uit baggerspeciedepots naar de maatschappij om de burgers beter inzicht te bieden in de werkelijke risico's van baggerspeciedepots.

Bij al deze fasen speelt communicatie een belangrijke rol. Voor meer informatie hierover wordt verwezen naar de website van het UVD-project: www.depots-uvd.nl. Deze samenvatting vormt een onderdeel van de communicatie van de resultaten van het UVD-project.

1.3 Deze rapportage

In deze rapportage worden de resultaten van de metingen bij Amerikahaven besproken. Deze resultaten worden vergeleken met de resultaten van de metingen bij dekgronddepot Meers en bij omdijkt depot IJsselooog.

Bij de metingen bij Amerikahaven wordt - vergelijkbaar met de metingen bij Meers en IJsselooog - gekeken naar de volgende kennishiaten:

1. de werkelijke verdeling van verontreinigingen over de vaste fase (grond- en slibdeeltjes) en de waterfase, uitgedrukt in de verdelingscoëfficiënt. Alleen de verontreinigingen in de waterfase spelen een rol bij uitloging en verspreiding uit depots;

2. het deel van de verontreiniging dat in oplossing kan gaan (potentieel beschikbare fractie) versus het deel van de verontreiniging dat irreversibel is gebonden aan roetdeeltjes in de baggerspecie. Alleen de potentieel beschikbare fractie speelt een rol bij uitloging en verspreiding uit depots;
3. de macrochemie en het optreden afbraak van organische stof in een depot en het effect hiervan op de verspreiding van verontreinigingen;
4. de mate van vertraging (= retardatie) die opgeloste verontreinigingen ondervinden bij transport in het watervoerend pakket (WVP), onder andere ten gevolge van adsorptie aan bodemdeeltjes.

Naar aanleiding van de resultaten van de metingen bij Meers en IJsseloog wordt aanvullend gekeken naar de rol van de grondwaterstroomsnelheid op mate van retardatie. Tevens wordt aandacht besteed aan de depotbijdrage ten opzicht van de overige grondwaterkwaliteit in het gebied. Het grondwater in de omgeving van de Amerikahaven wordt ook beïnvloed door (voormalige) industriële activiteiten en de autonome waterbodempkwaliteit in de Amsterdamse havens en het Noordzeekanaal.

1.4 Leeswijzer

Deze samenvatting is als volgt opgebouwd:

- In hoofdstuk 2 wordt het meetprogramma voor de Amerikahaven;
- In hoofdstuk 3 worden de resultaten van de metingen bij Amerikahaven toegelicht. De resultaten worden ook vergeleken met de resultaten van de metingen bij depot IJsseloog;
- In hoofdstuk 5 worden de conclusies en aanbevelingen besproken.

2. Meetprogramma Amerikahaven

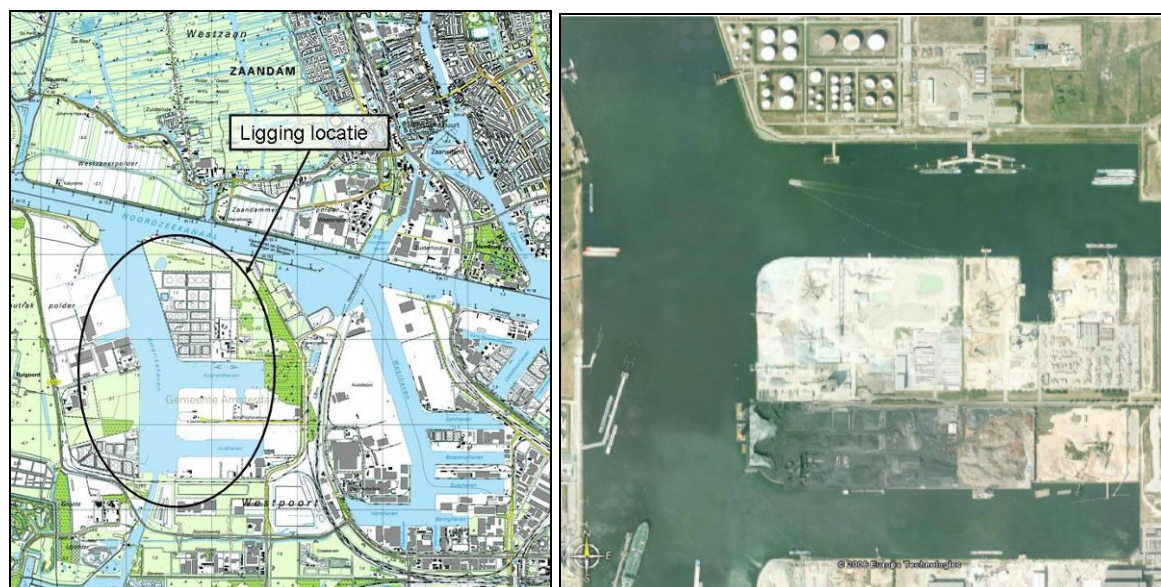
2.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de aanpak en resultaten van het meetprogramma dat in 2006 bij Amerikahaven is uitgevoerd besproken. Allereerst wordt een beschrijving gegeven van de locatie (paragraaf 2.2). Vervolgens wordt ingegaan op de monsternamen die bij Amerikahaven is uitgevoerd (paragraaf 2.3). Het laboratoriumonderzoek dat met de monsters van de depots is uitgevoerd wordt toegelicht in paragraaf 2.4.

2.2 Locatie Amerikahaven

2.2.1 Algemeen

In de vijftiger jaren is ter plaatse van de Amerikahaven en de Australiëhaven zand gewonnen. Het zand is gewonnen tot en diepte van circa 40 meter – NAP. Deze diepte is ruim voldoende voor de schepen die de haven aandoen. Vanaf de zestiger jaren is daarom in de Amerikahaven een baggerspeciedepot aangelegd. Het depot heeft een capaciteit van circa 12 miljoen kubieke meter baggerspecie en is in beheer van het Gemeentelijk Havenbedrijf Amsterdam. Tot nu toe is ca. 10 mln. m³ in Amerikahaven gestort. De dikte van het stortpakket is maximaal ca. 25 meter. In Amerikahaven wordt tot en met klasse 3 baggerspecie geborgen. Sinds 2005 mogen metalen tot de signaleringswaarde worden gestort. Het herkomstgebied van de baggerspecie is Amsterdam, Noordzeekanaal inclusief zijhavens en kanalen tot de eerste waterkering en het IJmondgebied.



Figuur 2.1: Depot Amerikahaven (bronnen: nazorgsite Amerikahaven en Google Earth)

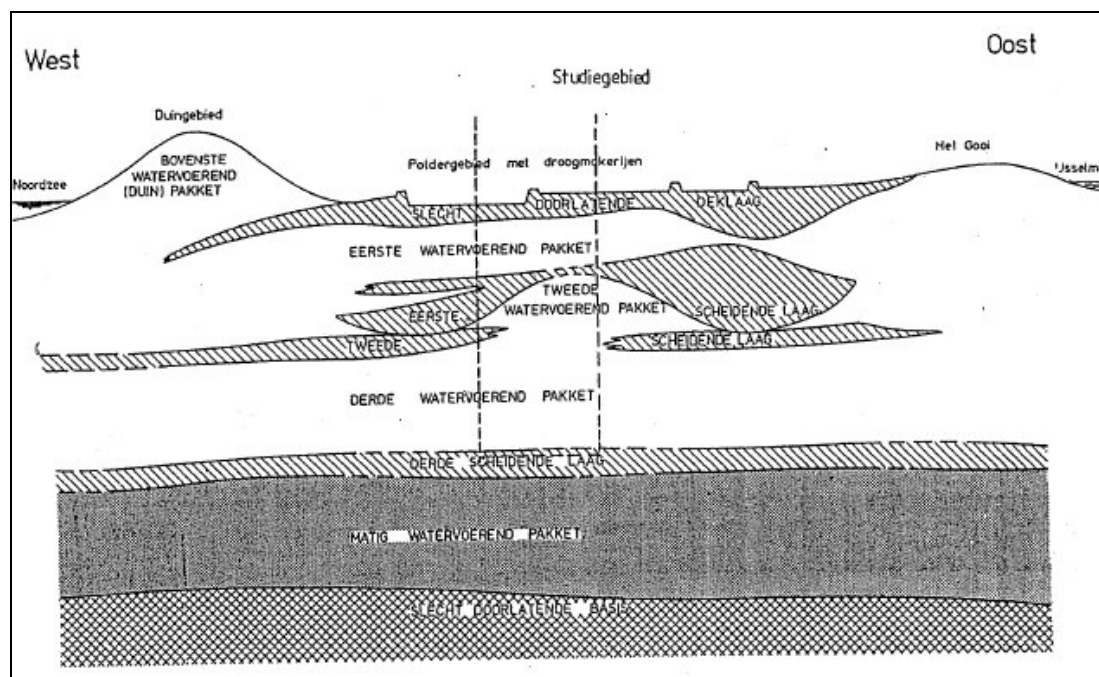
2.2.2 Bodemopbouw en geohydrologie

Bodemopbouw

Tabel 2.1 en figuur 2.2 geven een overzicht van de bodemopbouw bij depot Amerikahaven.

Tabel 2.1: Overzicht met gemiddelde ligging watervoerende pakketten

schatting ligging WVP	van NAP	tot NAP
1 e WVP	0.0	-15.0
scheidende laag	-15.0	-25.0
2e WVP	-25.0	-30.0
scheidende laag	-30.0	-35.0
3e WVP	-35.0	-40.0
scheidende laag	-40.0	-45.0
4e WVP	-45.0	
depot overgang midden	-43.0	
depot overgang talud	-30.0	



Figuur 2.2: Geschematiseerde geohydrologische opbouw van de ondergrond (uit [6])

Geohydrologie

Uit de stijghoogtemetingen van de monitoringpeilbuizen van Amerikahaven blijkt sprake is van inzijsing van freatisch grondwater naar het grondwater van het 1^e watervoerende pakket (WVP). Vanuit het 1^e WVP zijgt het grondwater verder in naar het 2^e WVP. Vanuit het 2^e WVP zijgt het grondwater verder naar het 3^e WVP. Op enkele locaties is sprake van lichte kwel of noch kwel noch inzijsing. Tussen het 3^e en 4^e watervoerende pakket is vervolgens weer sprake van inzijsing.

Uit de isohypsenpatronen van het gebied (gebaseerd op de stijghoogten van de monitoringpeilbuizen van Amerikahaven en de DINO database van TNO) blijkt dat het grondwater in het 1^e WVP (ca. 15 meter -mv) stroomt overwegend in zuidwestelijke richting. De stromingsrichting van het grondwater in het 2^e WVP (ca. 25 m -mv) is niet eenduidig vast te stellen. Op het zuidelijke deel van het onderzoeksterrein is de stromingsrichting westelijk en op het noordelijke deel zuidoostelijk. De grondwaterstromingsrichting in het 3^e WVP (ca. 35 m -mv) is vergelijkbaar met die in het 2^e WVP. In het 4^e WVP zijn onvoldoende monitoringpeilbuizen aanwezig om uitspraken te kunnen doen over de grondwaterstromingsrichting.

2.3 Monstername

De monstername die in 2006 is uitgevoerd bij de Amerikahaven is gerapporteerd in de rapportage "Feitelijke rapportage uitgevoerde veldwerkzaamheden in de Amerikahaven te Amsterdam in het kader van onderzoek door Rijkswaterstaat naar uitloging en verspreiding bij depots" [5]. Voor nadere details wordt naar deze rapportage verwezen.

Bij depot Amerikahaven zijn in totaal 6 boringen verricht. Figuur 2.3 geeft een overzicht van de locaties van deze boringen. Boring A en B zijn in het depot (op het water) uitgevoerd. Boring C en D zijn benedenstrooms van het depot (boring A) op het land uitgevoerd. Boring E en F betreffen toplaagmonsters en geven inzicht in de autonome waterbodemkwaliteit in het gebied.



Figuur 2.3: monstername bij depot Amerikahaven

De werkzaamheden bestonden bij **boring A t/m D** (per locatie) uit:

- een continu gestoken puls boring, type Ackermann tot een diepte van ca. 50 m –NAP;
- een sondering tot een diepte van ca. 50 m –NAP.

Voor de monstername is gebruik gemaakt van een op een Ackermann steekapparaat aangepaste monsterbuis met een PVC-liner met een diameter van 67mm en een lengte van 50 cm tot 1 meter. Bij boring A is ter vergelijking van de monsterkwaliteit (ongestoorde monstername) naast de Ackermann puls boring ook een monstername uitgevoerd met de spitsmuistechiek (zie kader). In bijlage 2 zijn de boorbeschrijvingen opgenomen.

Boring E en F zijn buiten het depot op het water uitgevoerd. De werkzaamheden bestonden (per locatie) uit een ondiepe boring waarbij per boring 5 steekbussen met monsters van de toplaag van het sediment zijn gestoken. In bijlage 2 zijn de boorbeschrijvingen opgenomen.

Naar aanleiding van de ervaringen bij de boringen bij depot Meers en depot IJsselooig is het werkwater voor de Ackermann-boringen ontluicht in een opslagtank door er gedurende lange tijd stikstof doorheen te blazen. Hiermee wordt een zo zuurstofarm mogelijke monstername bewerkstelligt. De monsters zijn direct na steken afgevuld met dit ontluichte werkwater en rondom de PVC liner afgetaped met watervast tape en gekoeld opgeslagen.

Spitsmuistechiek

Het spitsmuis-steekapparaat bestaat uit een stalen steekbuis van \varnothing 25 mm of \varnothing 66 mm met een monsterlengte van 200 mm of 700 mm, die met een standaard sondebuis respectievelijk boorbuis in gesloten toestand wordt weggedrukt tot de gewenste (vooraf bepaalde) monsterdiepte is bereikt. Op diepte gekomen blijft de afsluitende zuiger stationair terwijl de steekbuis wordt doorgedrukt. Na steken worden steekbuis en zuiger als een geheel onttrokken. Bij de monstername wordt (i.t.t. monstername met een Ackermann steekapparaat) geen werkwater gebruikt zodat van een ongestoorde monstername kan worden gesproken.

Leerpunten bemonstering

Een belangrijk leerpunt van de bemonstering is dat - om *verandering van monstercondities* te voorkomen - bij de monstername de loze ruimte van de monsterbussen (de ruimte waar geen monster aanwezig is maar afvulwater) dient te worden afgezaagd om menging van het afvulwater met het poriënwater van de monsters zoveel mogelijk te voorkomen.

Door menging van het afvulwater met het poriënwater kan de macrochemie van het poriënwater veranderen. Ondanks dat het afvulwater (leidingwater) ontlucht was en daardoor minder zuurstofrijk, blijkt dat het afvulwater een geringe hoeveelheid oxidanten zuurstof (0.6-5 mg/l, μ = 3 mg/l), nitraat (0.5-14 mg/l, μ = 5.6 mg/l) en sulfaat (tot 230 mg/l, μ = 95 mg/l) bevat.

Het afvulwater heeft gemengd met het poriënwater in de monsters, dit is aangetoond door het meten van de chloride concentraties in het afvulwater in het laboratorium. Dit chloride gehalte ligt aanzienlijk hoger (tot 4100 mg/l) dan in het oorspronkelijke toegevoegde afvulwater (ongeveer 100 mg/l). Nitraat en sulfaat concentraties zullen daarom in het geanalyseerde poriënwater verhoogd kunnen zijn

2.4 Laboratoriumonderzoek

Het laboratoriumonderzoek is vergelijkbaar met het laboratoriumonderzoek dat in 2005 is uitgevoerd voor depot Meers en depot IJsseloog [1] en is gericht op het beantwoorden van de vier (prioritaire) kennishiaten met betrekking tot de uitloging en verspreiding van verontreinigingen uit depots, aangevuld met twee nieuwe vragen (zie paragraaf 1.3):

Met behulp van de IVPS (Silicon rubber Passive Sampling) methode en de SOFIE (Sediment Or Fauna Incubation Experiment) methode wordt gekeken wat de werkelijke verdeling van verontreinigingen is over de vaste fase (grond- en slibdeeltjes) en de waterfase (kennishiaat 1). Beide technieken meten de concentraties verontreinigingen in het poriënwater (zie paragraaf 2.4.1). Om de potentieel beschikbare fractie te bepalen (kennishiaat 2) wordt gebruik gemaakt van de IVPS methode (paragraaf 2.4.1) en de Tenax-methode (paragraaf 2.4.2). De redoxcondities en de afbraak van organische stof worden bepaald aan de hand van de macrochemie in en rond het depot (kennishiaat 3, paragraaf 2.4.3). Dit geeft ook inzicht in de depotbijdrage ten opzichte van de overige grondwaterkwaliteit in het gebied (nieuwe vraag). Met behulp van kolomexperimenten is de retardatie van verontreinigingen in het WVP is bepaald (kennishiaat 4, paragraaf 2.4.4). Deze experimenten geven tevens inzicht in de rol van de grondwaterstroomsnelheid op mate van retardatie (nieuwe vraag).

In de volgende subparagrafen wordt ingegaan op de meettechnieken die zijn ingezet om de onderzoeksvragen te beantwoorden. Als de methodiek is veranderd ten opzichte van de metingen bij Meers en IJsseloog, dan wordt dit aangegeven. Voor een uitgebreide toelichting op de verschillende technieken wordt verwezen naar bijlage 3. Bijlage 4 geeft een overzicht van de monsters die voor de verschillende meettechnieken zijn gebruikt.

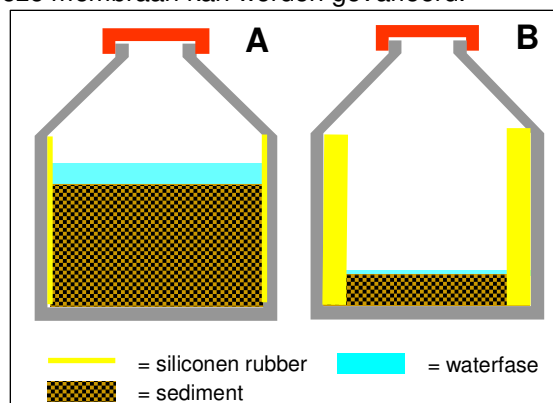
2.4.1 Meten van vrij en totaal opgeloste concentraties in het poriënwater

Voor het meten van de concentraties verontreinigingen in het poriënwater zijn twee meettechnieken toegepast. Organische verontreinigingen (PCB's en PAK) zijn gemeten met behulp van de IVPS (In-Vitro Passive Sampling) methode. Metalen zijn gemeten met behulp van de SOFIE (Sediment Or Fauna Incubation Experiment) methode.

IVPS-methode voor de opgeloste concentratie

De IVPS methode maakt gebruik van de binding van organische verontreinigingen (PAK en PCB's) uit sedimentmonsters aan siliconen rubber. In een glazen fles wordt aan de wand een siliconen rubber membraan aangebracht (zie figuur 2.4). De dikte van deze membraan kan worden gevarieerd.

Vervolgens wordt aan de monsterfles een bekende hoeveelheid van het sedimentmonster toegevoegd. De monsterfles wordt daarna 20 dagen geschud bij een constante temperatuur. Tijdens deze periode zal een deel van de verontreinigingen binden aan het siliconen rubber membraan. Uit de hoeveelheid verontreiniging die bij verschillende membraandiktes bindt aan het rubber kan de verdelingscoëfficiënt voor organische verontreinigingen worden berekend. Daarnaast levert de IVPS-methode informatie over de opgeloste concentraties in het poriënwater. De methode is niet geschikt voor metalen omdat metalen niet binden aan het siliconen rubber.



Figuur 2.4: Methodiek Silicon rubber Passive Sampling (IVPS)

In vergelijking met de metingen bij Meers en IJsseloog is naast naftaleen, fenantreen, anthraceen, fluorantheen, benzo(a)pyreen, PCB 28, PCB 101 en PCB 153 ook gekeken naar PCB 52, PCB 118, PCB 156 en PCB 180. De stofkeuze is mede gebaseerd op de analytische detectie mogelijkheden voor de Tenax methode.

Gidsstoffen

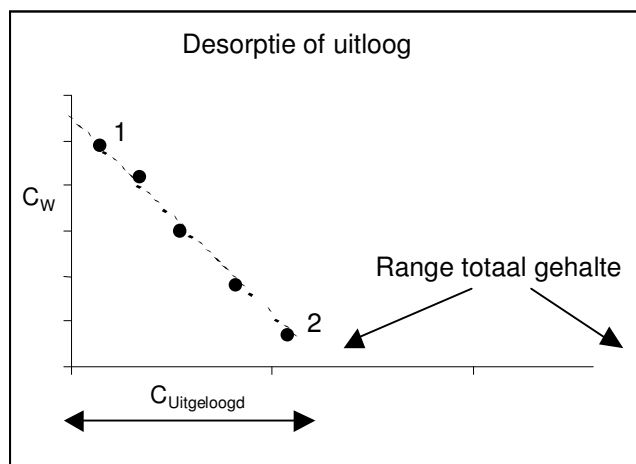
In dit onderzoek worden verder ook stoffen (Performance Reference Compounds, PRC's) toegevoegd die zich net als de aanwezige stoffen over het sediment en de referentiefase verdelen. In deze rapportage zijn Anthraceen-D10, Pyreen-D10, PCB029, PCB155 en PCB 204 gebruikt voor de interpretatie. Deze toevoegingen zijn deels onderdeel van de kwaliteits zorg van de methode, maar geven ook een goed beeld hoe stoffen zich gedragen die geen lange contact tijd met het sediment hebben gehad.

Isotherm – uitloogtest

Een isotherm geeft de relatie weer tussen het vrij opgelost gehalte in de waterfase en de concentratie in het sediment. In de praktijk wordt onder gecontroleerde omstandigheden het slib uitgelooft en voor de verschillende niveaus van uitloging wordt het vrij opgelost gehalte in de waterfase bepaald. De uitloging wordt niet met water gedaan maar met vast fase, silicone rubber, die functioneert als een soort referentie fase. Bij een verdelings coëfficiënt van 10^5 tussen water en silicone rubber vertegenwoordigt 1 g van dit materiaal eigenlijk 10^5 milliliter water (100 liter). De verschillende niveaus van uitloging worden bereikt door de fase verhouding te variëren van een oneindig kleine hoeveelheid rubber met veel sediment tot een situatie met veel rubber en heel weinig sediment. Het evenwicht wordt bereikt door het gebruik van dunne (100 tot $10\mu\text{m}$) rubberfilms - aangebracht op de wand van een flessen – en stevig schudden. Voor de gevraagde stoffen is in ± 6 dagen evenwicht mogelijk maar om ook de meer hydrofobe stoffen in evenwicht te brengen is meer tijd nodig. In analytische zin hangt de juistheid van de bepaalde vrije concentratie in de waterfase na evenwichtinstelling alleen van de rubber-water verdelingscoëfficiënt af.

Figuur 2.5 geeft een voorbeeld hoe de uitkomsten verwerkt worden in een plot tussen de uitgelooft en de vrij opgeloste concentratie in de waterfase (C_w). Hierin is het snijpunt met y-as representatief voor C_w zonder dat uitloging heeft plaatsgevonden. Het snijpunt met de x-as geeft een “maximaal uitloogbare” gehalte weer, althans dat gehalte waar beneden niet meer een noemenswaardig gehalte aan de waterfase wordt afgegeven. Het totaal gehalte van een stof kan door een solvent (soxhlet of ASE) worden vastgesteld en kan aanmerkelijk groter zijn dan het uitloogbaar gehalte. De helling van de lijn kan worden weergegeven door de verandering in het uitgelooft gehalte en die in het vrij opgelost gehalte d.i. $-\Delta C_{\text{uitgelooft}}/\Delta C_w$ wat in essentie de actuele verdelingscoëfficiënt (KD) voor het slib is. Naast in het slib aanwezige stoffen worden ook stoffen toegevoegd die zich ook zullen verdelen over het sediment en de referentie fase. Ook hiervan kan een verdelingscoëfficiënt worden bepaald.

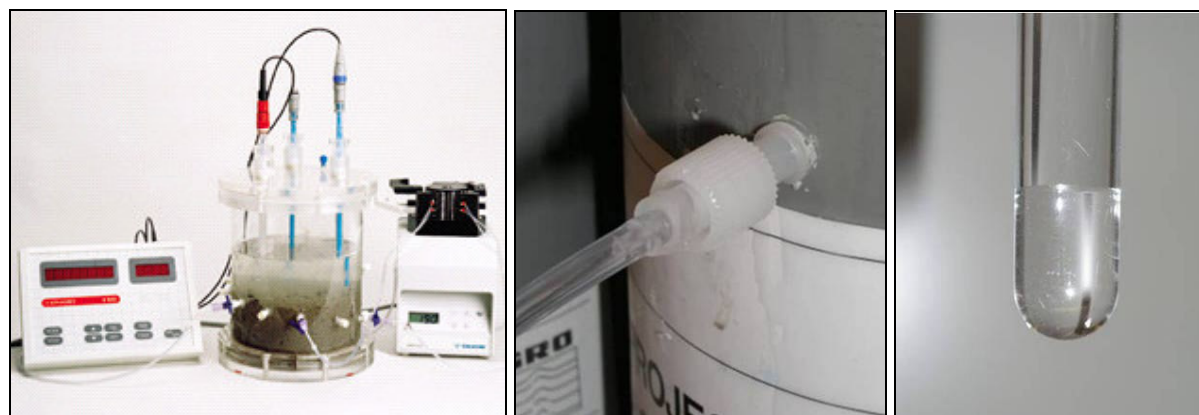
Het opstellen van een isotherm vereist tenminste 6 analyses per monster: één referentie en tenminste 5 blootstellingen met verschillende fase verhoudingen. Een isotherm levert een vrij opgelost gehalte en een maximaal extraheerbare (uitloogbare) gehalte op. Samen met het totaal gehalte in het sediment kan de extraheerbare fractie worden berekend.



Figuur 2.5: resultaat van een isotherm meting

SOFIE-methode

Bij deze methode wordt aan de ongestoorde bodemonsters poriënwater onttrokken door middel van sondes die in de monsterbuizen worden gestoken (zie figuur 2.6). Dit gebeurt onder zuurstofarme condities om het evenwicht tussen metalen in oplossing en metalen gebonden aan de vaste fase niet te verstoren. Omdat slechts een kleine hoeveelheid poriënwater wordt onttrokken aan het monster wordt dit evenwicht niet verstoord. In het verzamelde poriënwater wordt de concentratie zware metalen en macrochemische parameters (pH, Eh, DOC, chloride, nitraat, nitriet, fosfaat, sulfaat, ammonium) bepaald. De macrochemische parameters geven informatie over de condities in het poriënwater (zuurstofrijk of zuurstofarm en biologische activiteit). De methode is niet geschikt voor organische verontreinigingen omdat deze stoffen zich deels hechten aan de sonde en omdat voor organische verontreinigingen veel meer poriënwater noodzakelijk is (minimaal 1 liter). De metingen zijn vergelijkbaar met de metingen bij Meers en IJsseloo.



Figuur 2.6: monstername bij SOFIE-methode. Links: opstelling van SOFIE-methode. Midden: sonde voor monstername. Rechts: poriënwater

2.4.2 Bepalen van de potentieel beschikbare fractie

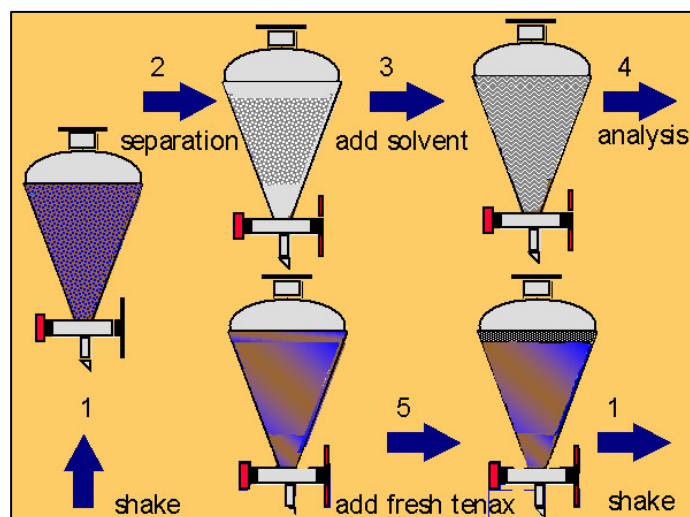
Desorptie van organische microverontreinigingen uit sediment in uitloogexperimenten in het laboratorium volgt een vast patroon, waarbij een fractie op korte tijdschaal (uren) desorbeert (snelle fractie), een tweede fractie op wat langer tijdschaal (dagen) desorbeert (trage fractie), en een derde fractie op een tijdschaal van weken tot maanden (zeer trage fractie). Uit onderzoek is gebleken dat de concentratie van organische microverontreinigingen in de snelle fractie bepalend is voor de

concentraties in de waterfase (en dus ook de uitloging uit baggerspeciedepots). De fractie die zeer traag in oplossing gaat kan worden beschouwd als de fractie die nauwelijks een rol speelt bij de uitloging en verspreiding van verontreinigingen uit baggerspeciedepots.

Tenax-methode

Om de verschillende fracties (snel, traag en zeer traag) voor organische verontreinigingen (PAK en PCB's) te bepalen is gebruik gemaakt van de Tenax-methode. Bij deze methode wordt aan een met demiwater verdund sedimentmonster een hoeveelheid Tenax² toegevoegd. Dit mengsel wordt vervolgens gedurende 6 uur of 11 dagen geschud. Tijdens deze periode desorbeert (in oplossing gaan) een deel van de organische verontreinigingen van het sedimentmonster en bindt aan de Tenax. Aan de hand van de hoeveelheid van een verontreiniging die na 6 uur is gebonden aan de Tenax wordt de snelle fractie van een stof bepaald. De hoeveelheid van een verontreiniging die na 11 dagen niet met Tenax is geëxtraheerd geeft informatie over de zeer traag desorberende fractie van een verontreiniging. De methode is niet geschikt voor metalen omdat metalen niet binden aan Tenax en omdat Tenax extractie niet onder ongestoorde condities geschiedt (essentieel voor metalen).

Het stoffenpakket is in vergelijking met de metingen bij Meers en IJsseloo uitbreid. Naast HCB, naftaleen, fenantreen, anthraceen, benzo(b)fluorantheen, benz(a)pyreen, PCB 28, PCB 101, PCB 118 wordt nu aanvullend gekeken naar fluorantheen, pyreen, benz(a)anthraceen, chryseen, benz(k)fluorantheen, dibenz(a)anthraceen, benzo(ghi)peryleen, indeno(1,2,3cd)pyreen, PCB 52, PCB 138, PCB 153, PCB 180 en p,p-DDT.



Figuur 2.7: Stappen bij Tenax extractie

IVPS-methode

Ook met behulp van de IVPS-methode kan de beschikbare fractie (snel en traag) worden bepaald. Dit gebeurt op basis van de isothermmetingen (snijpunt met de x-as, zie paragraaf 2.4.1) en het totaalgehalte van het sediment. In bijlage 3 wordt dit verder toegelicht.

Vergelijking Tenax en IVPS

De definitie van beschikbaar is voor de IVPS methode anders dan voor de Tenax-methode. De resultaten van IVPS kunnen daarom niet één op één worden vergeleken met de resultaten van Tenax. Bij Tenax wordt aan de hand van de desorptiesnelheid (6 uren Tenax extractie) een schatting gegeven van de snel beschikbare fractie. Bij IVPS wordt een schatting gegeven van de snel en traag beschikbare fractie aan de hand van de adsorptie aan siliconenrubber.

² Tenax is een poreus polymeer dat snel en efficiënt hydrofobe organische stoffen uit water adsorbeert, en drijft op water.

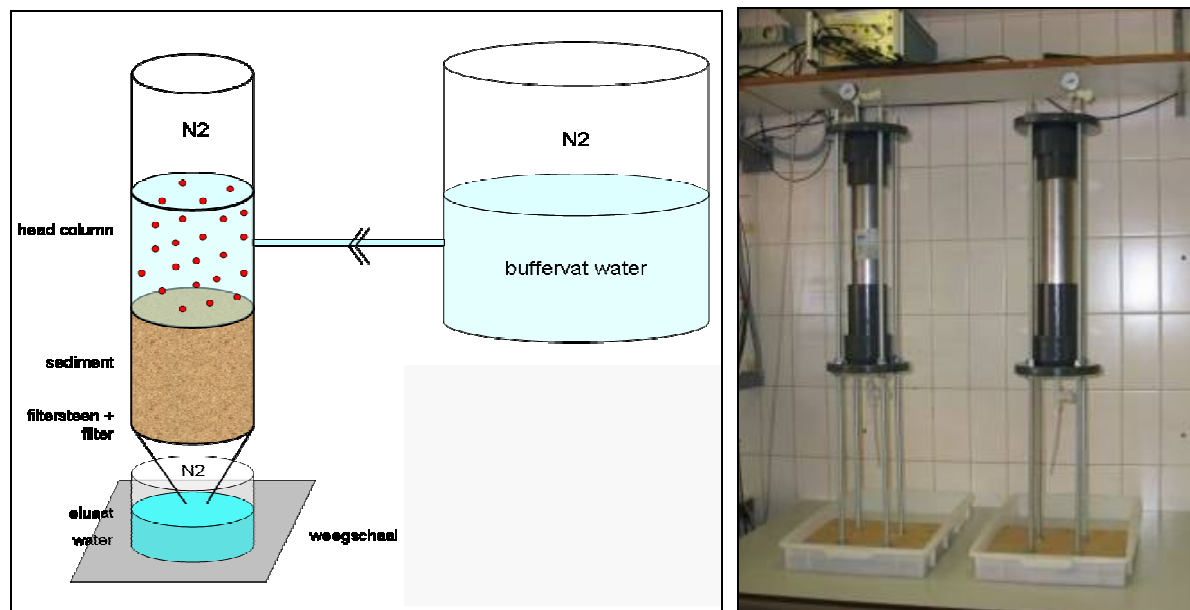
2.4.3 Macrochemie; afbraak van organische stof

In het poriënwater van (ongestoorde) monsters uit het depot en het WVP onder het depot is gekeken naar de macrochemie (pH, Eh, DOC, chloride, nitraat, nitriet, fosfaat, sulfaat, ammonium). De macrochemische condities zijn een indicatie voor het optreden van biologische afbraakprocessen. Dit kan de afbraak van organische stof (humus) zijn, maar ook de afbraak van organische verontreinigingen (PAK, PCB's etc.). Ook bepaalt de macrochemie in belangrijke mate de mobiliteit van zware metalen. Het poriënwater is door middel van poriënwater squeezing³ of centrifugeren uit de sedimentmonsters onttrokken. De metingen zijn vergelijkbaar met de metingen bij Meers en IJsseloo.

2.4.4 Retardatie van verontreinigingen in het WVP

De retardatie van verontreinigingen in het WVP is bepaald met behulp van kolomexperimenten (zie figuur 2.8). Hiervoor is gebruik gemaakt van de ongestoorde bodemprofielen van ca. 60 cm die bij de boringen zijn bemonsterd in het 4^e WVP (diepte ca. 37 m –NAP). Aan de bovenzijde van een kolom wordt met een bekende snelheid zuurstofarm⁴ water gepercoleerd. Aan dit percolatiewater is een bekende concentratie PAK (naftaleen, fenantreen, antraceen, fluorantheen en benzo(a)pyreen) en PCB's (PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 156 en PCB 180) toegevoegd. Aan de onderzijde van de kolom wordt het percolatiewater opgevangen. De snelheid waarmee PAK en PCB's in het percolatiewater aan de onderzijde wordt aangetroffen is een maat voor de doorlatendheid van de kolom en daarmee voor de retardatie van verontreinigingen. De retardatie is ook bepaald door na afloop van het kolomexperiment op verschillende hoogtes de concentratie van PAK en PCB's in de vaste fase in de kolom te bepalen. De retardatie kan worden afgeleid uit de afstand tussen de bovenzijde van de kolom en de hoogte waarop in de vaste fase nog PAK of PCB's worden gemeten. Er zijn twee kolomexperimenten uitgevoerd met een percolatiesnelheid van respectievelijk ca. 600 en ca. 3000 meter/jaar.

Op basis van de resultaten van de metingen kan de verdelingscoëfficiënt worden berekend.



Figuur 2.8: Methodiek kolomexperimenten voor bepalen retardatie in WVP

In vergelijking met de metingen bij Meers en IJsseloo zijn een aantal wijzigingen doorgevoerd:

- naast PAK is ook gekeken naar PCB's;
- de concentraties PAK die zijn toegevoegd aan de kolom zijn een factor 10 lager (0,050 gram per PAK) om overbelading van de kolom tegen te gaan. Door de zeer zandige aard van het kolommateriaal en daarmee de lage sorptiecapaciteit is het niet 100% zeker of er in het lineaire

³ Poriënwater squeezing is het onder stikstof uitpersen van poriënwater door middel van het aanbrengen van overdruk op een membraan. Hierdoor wordt sediment gecompecteerd en het poriënwater verdrongen (uitgeperst) en opgevangen

⁴ om de redoxcondities van de kolom niet te verstoren

sorptiegebied gemeten is. Dit wordt verder toegelicht in bijlage 3. De PCB's zijn in een lagere concentratie range aangebracht (0,1 mg in 10 ml)

- de perculaatsnelheid is verlaagd om het ontstaan van preferente stroombanen zoveel mogelijk te voorkomen en om er voor te zorgen dat PAK en PCB's voldoende tijd hebben om aan het bodemmateriaal te binden.

3. Resultaten metingen 2006

3.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de resultaten van de in hoofdstuk 2 beschreven metingen besproken. Dit gebeurt afzonderlijk per onderzoeksvraag:

- opgeloste concentraties in het poriënwater (paragraaf 3.2);
- potentieel beschikbare fractie (paragraaf 3.3);
- macrochemie; afbraak van organische stof (paragraaf 3.4);
- retardatie in watervoerend pakket (paragraaf 3.5);
- verdelingscoëfficiënten (paragraaf 3.6).

De resultaten worden steeds vergeleken met de resultaten van de metingen bij IJsseloog (uit 2005). Een vergelijking met de resultaten van dekgronddepot Meers is weinig zinvol omdat dit een aëroob dekgronddepot betreft. Amerikahaven is een anaëroob open (put)depot.

3.2 Vrij en totaal opgeloste concentraties in het poriënwater

3.2.1 Vrij opgeloste concentraties organische verontreinigingen

Tabel 3.1a en 3.1b geven een overzicht van de poriënwaterconcentraties voor organische verontreinigingen (PAK en PCB's) die in en bij depot Amerikahaven m.b.v. de IVPS-methode zijn bepaald. Bij iedere boring m.u.v. boring E en F (zie figuur 2.3) is op verschillende dieptes gemeten. In tabel 3.1a zijn de metingen in het depot en in de toplaag van de waterbodem in de omgeving van het depot opgenomen. In deze tabel zijn ook de metingen van de oppervlaktewaterkwaliteit op 2 en 16 meter onder het wateroppervlak opgenomen. In tabel 3.1b zijn de resultaten van de metingen in de verschillende watervoerende pakketten (tweede, derde en vierde) opgenomen. De resultaten zijn ook uitgezet in grafieken. Deze grafieken zijn opgenomen in bijlage 7.

Uit de gegevens blijkt dat in het depot de PAK waarvoor toetsingswaarden (Streefwaarde, MTR) beschikbaar zijn in de meeste gevallen de streefwaarde voor grondwater en voor naftaleen en anthraceen bij 4 boringen ook het $MTR_{\text{OPPERVLAKTEWATER}}$ overschrijden. Met name bij boring B1 worden hoge gehalten PAK gevonden. In het 3^e en 4^e WVP onder het depot overschrijden naftaleen, anthraceen, fenantreen en fluorantheen wel de streefwaarde voor grondwater (diep), maar niet het $MTR_{\text{OPPERVLAKTEWATER}}$. De concentraties zijn veel lager dan in het depot. Benedenstrooms van depot Amerikahaven wordt alleen in het 2^e WVP voor naftaleen een concentratie groter dan de streefwaarde grondwater diep gevonden (boring D). De concentraties voor de overige stoffen liggen beneden de streefwaarde (grondwater diep).

In het depot worden ook concentraties HCB en PCB's boven de detectielimiet gevonden. In het WVP liggen de concentraties in nagenoeg alle gevallen beneden de detectielimiet.

Uit een vergelijking van deze verhoogde concentraties PAK, HCB en PCB's in het depot en de verhoogde concentraties PAK in het WVP met de concentraties in het huidige toplaagsediment (zoals het recent is afgezet vanuit het Noordzeekanaal, boring E en F), blijkt dat in het toplaagsediment de opgeloste concentraties PAK, HCB en PCB's lager zijn dan in het depot, maar vergelijkbaar met of hoger dan de concentraties in het WVP. De in de haven optredende inzijging van oppervlaktewater naar het grondwater (door het sediment) is vele malen groter dan de inzijging door het depot. De bijdrage (concentratie x volume) van de toplaag van het sediment aan de belasting van het grondwater met organische microverontreinigingen is daarom vele malen groter dan de bijdrage van het depot.

Uit de metingen in oppervlaktewater blijkt dat de concentraties anthraceen, fluorantheen en benz(a)anthraceen in oppervlaktewater de streefwaarde voor grondwater overschrijden. De concentraties zijn wel lager dan in het depot, de toplaag van het sediment en het watervoerend pakket. De concentraties naftaleen, de belangrijkste probleemstof in het depot, zijn in het oppervlaktewater lager dan de streefwaarde.

Tabel 3.1: vrij opgeloste concentratie organische verontreinigingen in depot Amerikahaven (in ng/l). **vetgedrukt** = overschrijding van streefwaarde grondwater; **vetgedrukt en rood** = overschrijding van streefwaarde grondwater en MTR_{OPPERVLAKTEWATER}. wo = wateroppervlak

omschrijving	Depot								Toplaag sediment		oppervlaktewater		SW	MTR opgelost
	NAP	-21,0	-21,5	-25,5	-30,5	-34,5	-20,0	-25,0	-28,0	-0,5	-0,5	2 m -wo	16 m-wo	grondwater
boringnummer	A§	A1	A2	A3	A4	B1	B2	B3	E1	F1	-	-	(ng/l)	(ng/l)
	(ng/l)	(ng/l)	(ng/l)	(ng/l)	(ng/l)	(ng/l)	(ng/l)	(ng/l)	(ng/l)	(ng/l)	(ng/l)	(ng/l)	(ng/l)	(ng/l)
PAK														
naftaleen	2170	105	27600	13	11	370000	2320	4220	10700	873	0,24	1,5	60	1200
anthraceen	99	52	104	3,1	0,82	3770	16	185	17	42	1,7	2,3	0,7	70
fenantreen	294	180	282	7,4	2,7	27600	122	1110	89	58	2,1	2,5	3,0	300
fluorantheen	128	96	101	3,9	0,8	3880	21	181	23	85	10	16	3,0	300
benz(a)anthraceen	6,9	3,5	3,9	0,11	0,021	109	0,52	3,5	1,1	2,7	0,89	1,3	0,1	10
benzo(a)pyreen	0,8	0,38	0,38	0,0092	0,0024	6,8	<0.1	0,26	0,14	0,25	0,1	0,13	0,5	50
HCB	0,15	<0.02	0,17	0,04	0,1	0,077	0,029	0,16	<0.02	0,1	0,049	0,052	0,1	9
Geen toetsingsnormen beschikbaar														
PAK														
pyreen	90	64	60	2,6	0,66	1910	13	111	22	58	17	25	-	-
acenaftteen	779	509	1510	17	4,5	48600	377	2130	427	252	3,6	4,5	-	-
acenaftyleen	70	66	67	3,4	2	424	30	119	15	112	2,7	2,2	-	-
fluoreen	368	58	396	8,7	2,4	25600	116	848	154	35	1,9	2,3	-	-
PCB's														
PCB018	2,6	2,5	1,6	0,11	0,05	0,93	0,14	0,32	0,36	3,6	0,31	0,6	-	-
PCB028	3,2	0,93	1,1	0,056	0,034	0,79	0,074	0,12	0,15	1,2	0,17	0,33	-	-
PCB052	0,31	0,4	0,24	0,022	0,0053	0,25	0,025	0,075	0,12	0,46	0,12	0,26	-	-
PCB101	0,098	0,067	0,069	0,0073	0,002	0,077	0,011	0,03	0,051	0,1	0,052	0,1	-	-
PCB118	0,016	0,012	0,014	0,0013	0,00017	0,015	<0.002	0,0055	0,011	0,023	0,02	0,033	-	-
PCB153	0,042	0,029	0,031	0,0039	0,00087	0,036	0,0075	0,015	0,027	0,046	0,026	0,044	-	-
PCB187	0,0067	0,0045	0,0046	0,00064	0,00045	0,0053	0,0011	0,0014	0,0034	0,0068	0,0031	0,0055	-	-

Tabel 3.1, vervolg: vrij opgeloste concentratie organische verontreinigingen in depot Amerikahaven (in ng/l). **vetgedrukt** = overschrijding van streefwaarde grondwater; **vetgedrukt en rood** = overschrijding van streefwaarde grondwater en MTR_{OPPERVLAKTEWATER}

omschrijving NAP boringnummer	WVP										SW grondwater (ng/l)	MTR opgelost oppervlaktewater (ng/l)
	2 ^E WVP		3 ^E WVP				4 ^E WVP					
	-21,0 C1 (ng/l)	-19,0 D1 (ng/l)	-38,5 A5 (ng/l)	-35,0 B4 (ng/l)	-34,0 C2 (ng/l)	-34,0 D2 (ng/l)	-43,5 A6 (ng/l)	-48,0 B5 (ng/l)	-48,0 C3 (ng/l)	-48,0 D3 (ng/l)		
PAK												
naftaleen	<40	312	44	370	240	<40	37	4,4	11	31	60	1200
anthraceen	<1	<1	3,7	4,5	1,4	<1	3,3	0,12	0,38	0,87	0,7	70
fenantreen	<5	<5	13	36	12	<5	11	0,97	3,8	9,7	3,0	300
fluorantheen	<1	<1	4,5	7,1	1,3	<1	3,3	0,11	0,45	0,94	3,0	300
benz(a)anthraceen	<0,1	<0,1	0,094	0,15	<0,1	<0,1	0,073	0,0042	0,021	0,034	0,1	10
benzo(a)pyreen	<0,1	<0,1	0,0087	<0,1	<0,1	<0,1	0,0089	0,0012	0,0013	nd	0,5	50
HCB	<0,02	<0,02	0,034	<0,02	<0,02	<0,02	0,015	nd	nd	nd	0,1	9
Geen toetsingsnormen beschikbaar												
PAK												
pyreen	<1	<1	3,1	4,7	<1	<1	2,3	0,18	0,52	2		
acenaftteen	<10	<10	24	94	26	<10	12	0,54	1,2	2,1		
acenaftyleen	<10	<10	5,1	10	<10	<10	4	2,3	nd	nd		
fluoreen	<10	<10	10	27	<10	<10	7,1	0,6	1,6	2,3		
PCB's												
PCB018	<0,1	<0,1	0,17	<0,1	0,15	<0,1	0,1	0,021	nd	0,055	-	-
PCB028	<0,1	<0,1	0,081	<0,1	0,084	<0,1	0,038	0,0088	nd	0,039	-	-
PCB052	<0,02	<0,02	0,023	<0,02	<0,02	<0,02	0,0099	0,0026	0,0067	0,0042	-	-
PCB101	<0,01	<0,01	0,0074	<0,01	0,019	<0,01	0,0035	0,00029	0,0024	0,0015	-	-
PCB118	<0,002	<0,002	0,00084	<0,002	0,0041	<0,002	0,00055	0,00026	0,0014	0,0019	-	-
PCB153	<0,001	<0,001	0,0035	0,0013	0,012	<0,001	0,0016	0,000092	0,0016	0,0006	-	-
PCB187	<0,001	<0,001	0,00098	<0,001	0,0016	<0,001	0,00033	nd	0,0022	0,00065	-	-

Vergelijking met resultaten depot IJsseloo

De resultaten van de metingen van de opgeloste concentraties bij Amerikahaven zijn vergelijkbaar met de resultaten voor IJsseloo [1]. Ook bij IJsseloo zijn voor PAK concentraties in zowel het depot als in het watervoerende pakket (WVP) aangetroffen die de streefwaarde voor grondwater en/of het $MTR_{OPGELOST}$ overschrijden. Bij de locatie Amerikahaven zijn ook op grotere afstand van het depot in het WVP concentraties gevonden die de streefwaarde voor grondwater overschrijden. Dit is waarschijnlijk het gevolg van de in de haven optredende inzijing van oppervlaktewater naar het grondwater (door het sediment), en niet door de verspreiding van verontreinigingen uit het depot. De in de haven optredende inzijing van oppervlaktewater naar het grondwater (door het sediment) is namelijk vele malen groter dan de inzijing door het depot. Hierdoor is de bijdrage (concentratie x volume) van de toplaag van het sediment aan de belasting van het grondwater met organische microverontreinigingen vele malen groter dan de bijdrage van het depot.

3.2.2 Totaal opgeloste concentraties zware metalen

Tabel 3.2 geeft een overzicht van de totaal opgeloste concentratie van de belangrijkste metalen in het slib in depot Amerikahaven, in de verschillende watervoerende pakketten (tweede, derde en vierde) en de toplaag van het sediment in de Amerikahaven. De resultaten zijn getoetst aan de streefwaarde voor grondwater diep en de $MTR_{OPPERVLAKTEWATER}$. De volledige resultaten (inclusief andere gemeten metalen) zijn opgenomen in bijlage 5. In tabel 3.2 zijn ook de concentraties metalen die zijn gemeten in een bovenstroomse peilbuis (25BP0909) weergegeven. Deze peilbuis wordt in het kader van de monitoring van Amerikahaven jaarlijks bemonsterd [7, 8].

Tabel 3.2: totaal opgeloste concentratie metalen in depot Amerikahaven. **vetgedrukt** = overschrijding van streefwaarde grondwater diep; **vetgedrukt en rood** = overschrijding van streefwaarde grondwater diep en $MTR_{OPPERVLAKTEWATER}$

boring	omschrijving	Slib/WVP	diepte NAP	As µg/l	Ba µg/l	Cd µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Ni µg/l	Pb µg/l	Zn µg/l
A	in depot	slib	-22.2	4,86	284	0,33	2,65	5,03	4,70	8,67	19,9	100
A	in depot	slib	-27.4	2,82	204	0,2	4,28	7,50	8,99	2,09	20,4	68,6
A	in depot	slib	-32.4	6,05	321	0,28	4,68	63,7	8,26	120	20,8	124
B	in depot	slib	-21.9	1,01	602	0,21	0,54	11,7	6,30	2,60	6,86	62,3
B	onder depot	2e WVP	-26.9	8,06	123	0,44	0,69	12,1	6,73	3,76	3,15	60,0
C	naast depot	2e WVP	-22.9	0,70	18,6	0,15	0,35	5,09	2,75	2,67	2,32	38,9
A	onder depot	3e WVP	-36.4	1,68	1685	0,77	0,51	5,53	8,89	5,36	71,3	99,5
A	onder depot	3e WVP	-40.4	5,9	175	0,27	0,27	4,35	2,83	2,65	10,0	116
B	onder depot	3e WVP	-36.9	0,93	582	0,19	0,46	12,2	32,7	1,99	36,6	55,7
A	onder depot	4e WVP	-45.4	4,34	107	0,32	0,44	7,22	4,61	4,46	19,6	130
B	onder depot	4e WVP	-49.9	1,29	694	0,25	0,40	11,1	2,02	2,81	0,50	71,3
E	toplaag sediment	toplaag	-15.2	11,82	95,5	0,10	0,65	7,91	1,47	1,94	0,44	19,5
Referentiepeilbuis monitoring [#]				3,03	--	--	--	1,06	--	--	--	4,03
Streefwaarde grondwater diep				7,2	200	0,1	0,7	2,5	1,3	2,1	1,7	9,4
$MTR_{OPPERVLAKTEWATER}$				25	220	2,0	2,8	8,7	1,5	5,1	220	24,0

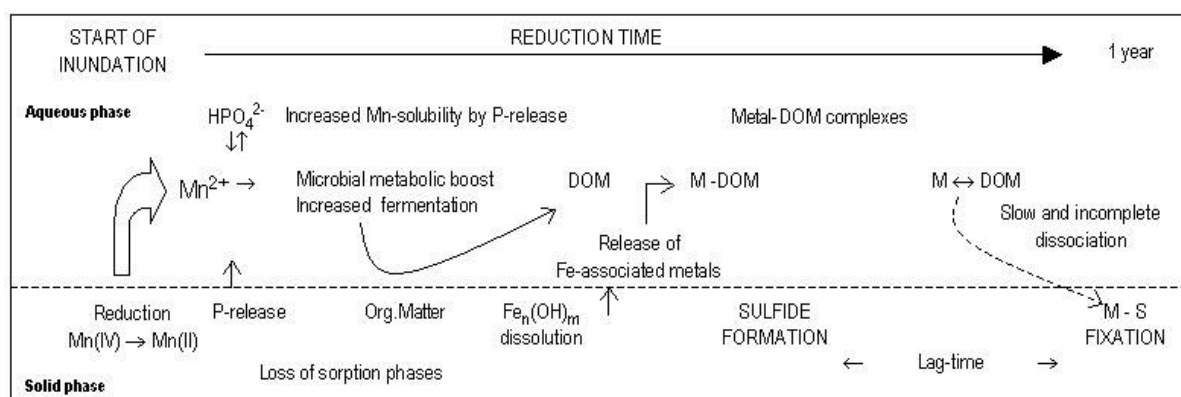
[#] het betreft gemiddelde concentraties voor de metingen van 2006 op verschillende diepten. Bij concentraties beneden de detectielimiet is uitgegaan van een waarde van $0,7 \times \text{detectielimiet}$.

Uit tabel 3.2 blijkt dat in het sediment in het depot sprake is van verhoogde concentraties opgeloste metalen. De concentraties overschrijden de streefwaarde voor grondwater diep voor alle metalen m.u.v. arseen. De $MTR_{OPPERVLAKTEWATER}$ wordt bij een of meerdere monsters overschreden voor barium, kobalt, chroom, koper, nikkel en zink. De watervoerende pakketten onder en naast het depot geven eenzelfde beeld. De concentraties zijn in de meeste gevallen (m.u.v. kobalt) vergelijkbaar. In de toplaag van het sediment in Amerikahaven wordt de streefwaarde voor grondwater diep alleen voor arseen, chroom, koper en zink overschreden. Voor zink wordt ook het $MTR_{OPPERVLAKTEWATER}$ overschreden. In de bovenstrooms (referentie)peilbuis worden van de metalen alleen arseen, chroom en zink gemeten. De gehalten in de referentiepeilbuis overschrijden de streefwaarde voor deze stoffen niet. In de monitoringpeilbuizen rond het depot zijn in 2005 en 2006 bij enkele peilbuizen overschrijdingen van de streefwaarde voor arseen, chroom en zink gevonden. $MTR_{OPPERVLAKTEWATER}$ wordt niet overschreden.

Vergelijking met resultaten depot IJsseloo

De verhoogde opgeloste concentraties metalen zijn in lijn met de eerdere bevindingen bij depot IJsseloo [1]. Ook hier werden verhoogde concentraties metalen in het poriënwater gevonden. De verhoogde concentraties kunnen niet worden verklaard op basis van de macrochemische condities in het depot. Uit de analyse van de gegevens van de macrochemie (zie paragraaf 3.4) blijkt namelijk dat in depot Amerikahaven sprake is van strikt zuurstofloze omstandigheden. Dit wordt bevestigd door de metingen van de redoxpotentiaal bij de SOFIE-methode (zie bijlage 5). De redoxpotentiaal is bij alle metingen (m.u.v. peilbuis C in het tweede WVP) kleiner dan 0. Bij strikt zuurstofloze omstandigheden binden metalen normaliter aan sulfide. De sulfidegehalten in Amerikahaven zijn namelijk hoog genoeg om bij deze omstandigheden alle metalen volledig te binden (als metaal-sulfide-complexen).

De meest waarschijnlijke verklaring voor de verhoogde metaalconcentraties is dat bij de afbraak van organische stof in een depot opgelost organisch stof (DOC) wordt gevormd dat onderdeel vormt van de waterfase (poriënwater). Metalen binden aan DOC en worden samen met DOC meegevoerd in het poriënwater (zie figuur 3.1). Bij Amerikahaven zijn zowel in het depot als in de watervoerende pakketten (sterk) verhoogde DOC-concentraties gemeten (42-96 mg/l). Dit duidt er op dat DOC-gebonden transport van metalen inderdaad een belangrijke rol speelt bij transport van metalen bij depots. Omdat DOC weer wordt afgebroken zijn de verhoogde concentraties tijdelijk. Naar verwachting enkele tientallen jaren. Dit lijkt te worden bevestigd door de DOC concentraties bij depot IJsseloo, een depot waarin pas sinds 1999 baggerspecie wordt gestort. De DOC concentraties zijn bij IJsseloo veel hoger (tot 215 mg/l) dan bij Amerikahaven.



Figuur 3.1: Theorie voor (tijdelijke) mobilisatie van metalen door DOC (bron: Vink, RIZA)

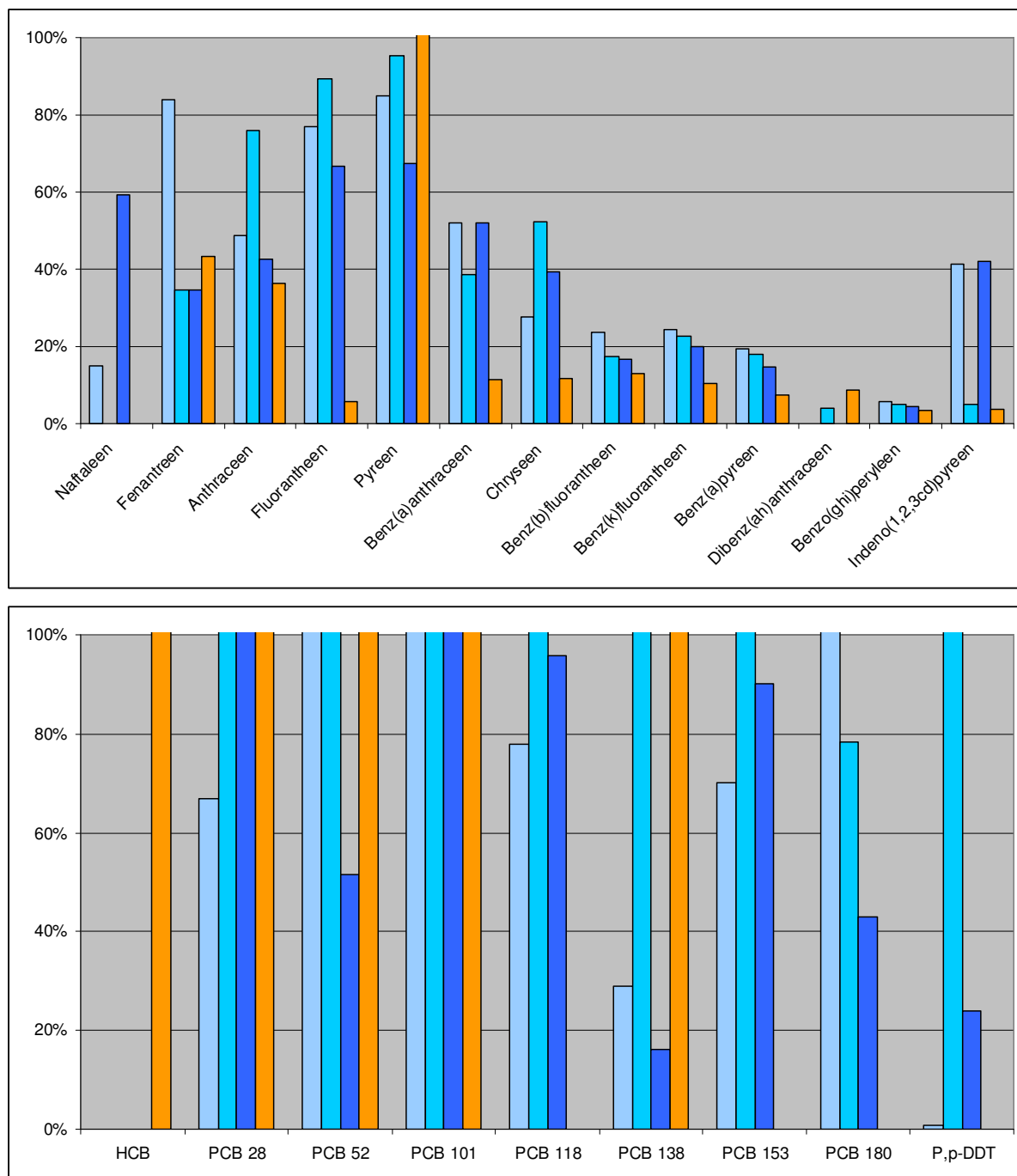
3.3 Potentieel beschikbare fractie

3.3.1 Tenax methode

Met behulp van de Tenax-methode (zie paragraaf 2.4.2) is met een 6-uurs extractie de snel beschikbare fractie bepaald. Dit is gebeurd voor monsters uit het depot, de watervoerende pakketten onder het depot en de toplaag van het sediment in de Amerikahaven. De resultaten zijn opgenomen in bijlage 6. Figuur 3.2 geeft voor de monsters uit het depot en voor het sedimentmonster van de toplaag een overzicht van de snelle fractie. De snelle fractie is de fractie die relatief eenvoudig beschikbaar is voor uitloging en verspreiding. Door de toegepaste rekenmethode voor het bepalen van de snelle fractie (zie kader) zijn percentages > 100% mogelijk. Voor de monsters uit het WVP kon in de meeste gevallen geen snelle fractie worden bepaald i.v.m. concentraties beneden de detectielimiet.

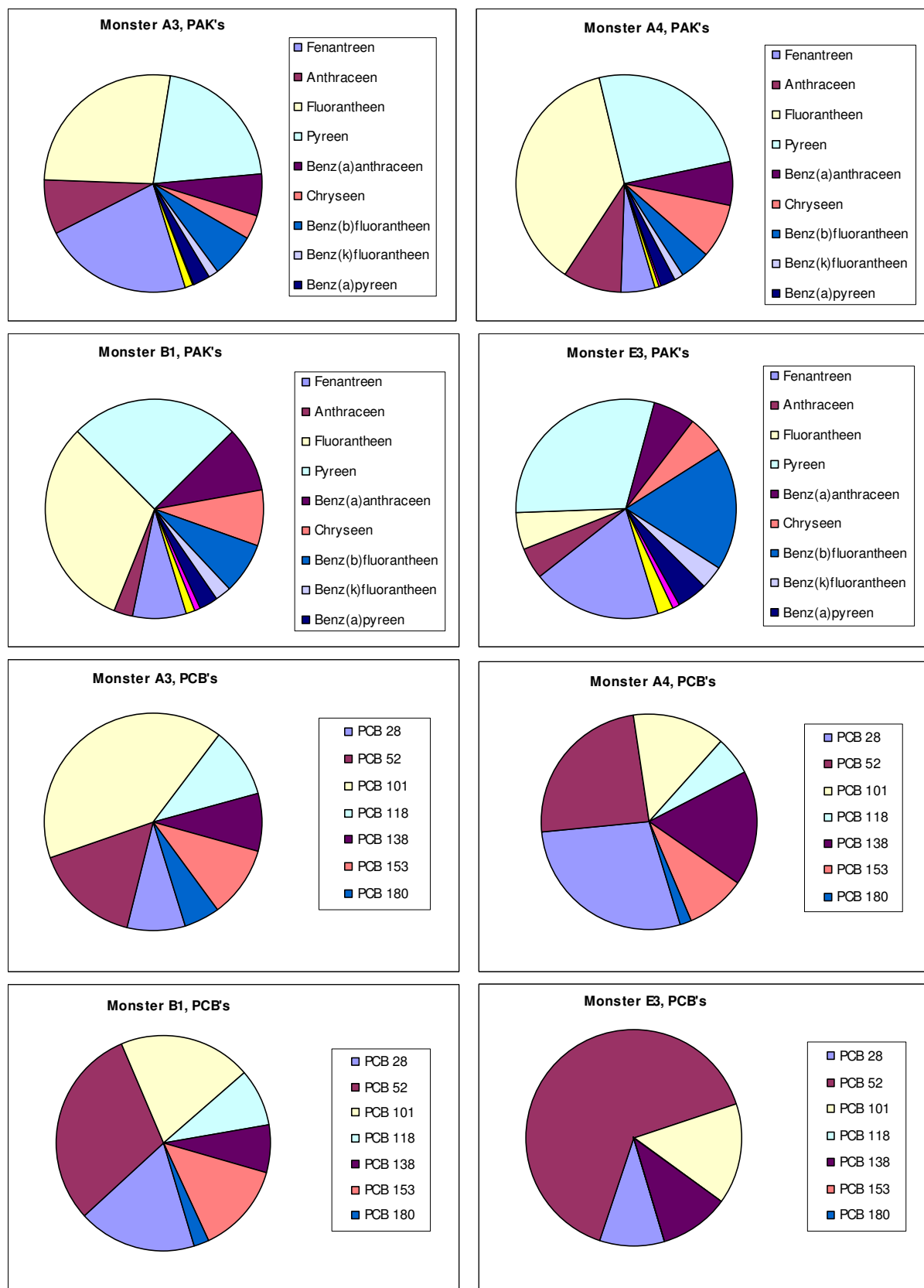
$$\% \text{ snelle fractie} = \frac{2 \times \text{concentratie 6 uren extractie Tenax}}{(\text{concentratie extractie Tenax} + \text{concentratie restant sediment})}$$

(Zie ook bijlage 3 voor een toelichting)



Figuur 3.2: percentage van organische verontreinigingen dat snel desorbeert in depot Amerikahaven. (A3-1, A4-1, B3-1) en in toplaag van sediment in Amerikahaven (E3,).

Uit figuur 3.2 blijkt dat zowel voor het slib in het depot als voor de toplaag van het sediment geldt dat voor de meeste PAK (m.u.v. fluorantheen en pyreen) minder dan de helft als relatief eenvoudig beschikbaar kan worden aangemerkt. Hierbij moet wel worden opgemerkt dat de spreiding tussen de verschillende monsters relatief groot is. Voor PCB's geldt juist dat het grootste deel relatief eenvoudig beschikbaar is voor verspreiding. Ook hier is de spreiding in de resultaten weer erg groot. Deze spreiding wordt waarschijnlijk deels veroorzaakt door de heterogeniteit van het materiaal dat in Amerikahaven is geborgen. Dit blijkt uit de fingerprint (= onderlinge verhouding tussen de PAK's en PCB's) die per monster van de resultaten van de Tenax-metingen is gemaakt (zie figuur 3.3).



Figuur 3.3: Fingerprint van 6 uren Tenax fractie voor monsters uit het depot en toplaag sediment

Uit de fingerprint blijkt dat de verhouding voor PAK en PCB's tussen de verschillende monsters sterk varieert. Dit wijst op een sterke heterogeniteit en hiermee op mogelijke verschillen in potentieel beschikbare fractie. Indien de bron van de verontreiniging en het tijdstip waarop het slib verontreinigd is voor de monsters gelijk zou zijn, zou een vergelijkbare fingerprint tussen de monsters verkregen worden. Verschillen tussen de monsters zouden dan voornamelijk de totaalconcentratie betreffen. Het is dus aannemelijk het depot gevuld is met materiaal dat verschillende verontreinigingsbronnen kent of op verschillende tijdstippen is verontreinigd.

3.3.2 IVPS-methode

Op basis van isothermen en het totaalgehalte is de beschikbare concentratie berekend. Hieruit is de beschikbare fractie (snel + traag) afgeleid. Tabel 3.3 geeft een overzicht van de resultaten. Door de lage concentraties in het WVP ontbreken vaak de totaalgehalten en is het vaak niet mogelijk de beschikbare fractie te berekenen. Uit tabel 3.3 blijkt dat voor slib in het depot (PAK en PCB's) en voor de watervoerende pakketten (PAK) geldt dat minder dan de helft van de PAK en PCB's potentieel beschikbaar is.

Tabel 3.3: Deel van totaalconcentratie in sediment dat met IVPS met waterfase uitwisselt (beschikbare fractie). Bepaald op basis van de isothermen en het totaalgehalte.

	A3	A4	B3	G1	A5	A6	B5	C3	D3
	depot	depot	depot	meng depot	onder depot, 3e WVP	onder depot, 4e WVP	naast depot, 4 ^e WVP	naast depot, 4 ^e WVP	naast depot, 4 ^e WVP
NAF	-	-	37	10	-	-	-	-	-
ACE	38	-	151	29	-	-	-	-	-
ACY	8	12	21	7	-	40	13	-	-
Fle	24	-	94	19	-	-	-	-	-
Ant	26	-	58	19	-	43	-	-	-
Fen	21	18	71	17	57	45	9	-	-
Flu	25	24	45	17	72	39	-	-	-
Pyr	29	25	52	19	76	49	-	-	-
BAA	19	14	26	11	-	18	-	-	-
Bap	11	-	11	5	-	-	-	-	-
HCB	-	-	-	8	-	-	-	-	-
PCB018	50	-	-	34	-	-	-	-	-
PCB028	39	-	-	27	-	-	-	-	-
PCB052	46	-	-	34	-	-	-	-	-
PCB101	39	-	-	31	-	-	-	-	-
PCB118	37	-	-	31	-	-	-	-	-
PCB153	32	-	-	32	-	-	-	-	-
PCB180	40	-	-	29	-	-	-	-	-

3.3.3 Interpretatie resultaten

De berekende beschikbaarheid van PCB's is bij de IVPS-methode lager dan bij de Tenax-methode. Op basis van de verschillen in methodiek kan worden gesteld dat de PCB's potentieel beschikbaar komen indien de waterfase concentratie dicht bij nul komt (de Tenax put de waterconcentratie voortdurend uit). Een deel van de PCB's zal op basis van evenwichtsdesorptie niet voor uitloging beschikbaar zijn (resultaten IVPS-methode).

Voor PAK zijn de resultaten in lijn met de meetresultaten voor IJsseloo [1]. De resultaten voor PCB's daarentegen wijken sterk af. Dit verschil heeft waarschijnlijk te maken met het type slib dat in de depots wordt gestort. In depot IJsseloo is met name baggerspecie uit het Ketelmeer gestort. Van dit sediment is bekend dat PCB's zeer sterk gebonden zijn de vaste fase. In depot Amerikahaven wordt baggerspecie uit het Amsterdamse havengebied gestort. De binding van PCB's aan dit sediment is waarschijnlijk minder sterk.

3.4 Macrochemie; karakterisatie van het depot en WVP

3.4.1 Algemene karakterisering

Tabel 3.4 geeft een overzicht van de macrochemische parameters voor depot Amerikahaven. Er wordt onderscheid gemaakt tussen (slib)monsters in het depot, monsters uit de watervoerende pakketten (WVPten) onder en naast het depot en de toplaag van het sediment in de Amerikahaven (buiten depot; boring E en F). Uit tabel 3.4 blijkt dat de pH in het slib en de WVPten varieert tussen 7.3-8.0. Er is geen verschil tussen slib of grondwater. Dit geldt ook voor opgelost organisch koolstof (DOC). De concentratie varieert van 42 tot 96 mg/l in het slib en van 53 tot 73 mg/l in grondwater (WVPten).

Amerikahaven ligt aan het Noordzeekanaal. Dit gebied heeft tot kort geleden onder invloed van de Noordzee gestaan en het grondwater is tot grote diepte brak. De chloride (Cl) concentraties gemeten in en onder het depot en in de toplaag van het sediment (boring E en F) liggen tussen de 1.250-10.800 mg/l. De Cl concentratie in zeewater bedraagt ca. 20.000 mg/l. Opvallend is dat de WVPten bij de boringen naast het depot (boring C en D) zoet zijn (Cl = 106-160 mg/l), terwijl de afstand met het brakke WVP onder het depot (boring A en B) slechts enkele honderden meters bedraagt. Alleen het 3^e WVP bij boring C (naast depot) lijkt door de zee beïnvloed (Cl = 295 mg/l). Dit beeld is voor het 2^e WVP vergelijkbaar met de resultaten van de monitoring bij Amerikahaven [7, 8]. Ook hier worden lage Cl concentraties gevonden. De Cl concentraties in het 3^e en 4^e WVP zijn bij deze monitoring wel vergelijkbaar met de Cl concentraties die hier in het 3^e en 4^e WVP onder het depot worden gevonden.

De lage Cl concentraties zijn waarschijnlijk het gevolg van de invloed van de Rijn. De Rijn staat via het Amsterdam-Rijnkanaal in verbinding met het Noordzeekanaal. Dit blijkt uit de chloride/bromide-ratio (Cl/Br verhouding). Rijnwater is verarmd aan Br door lozing van Br arme zouten op de rivier. De Cl/Br verhouding bedraagt in 2003 bij Lobith gemiddeld 634 (440-810). Zeewater en regenwater hebben beide een Cl/Br verhouding van 290. De Cl/Br verhouding ligt voor in de WVPten naast het depot (m.u.v. het 3^e WVP bij boring C) tussen de 509 en 757 en is dus vergelijkbaar met de verhouding in de Rijn. In en onder het depot en bij het sediment van de toplaag ligt de Cl/Br verhouding tussen de 204 en 265. Dit is weer vergelijkbaar met zeewater en regenwater. De verzoeting bij locaties naast het depot kan daarom zijn opgetreden door infiltratie van water afkomstig van het Noordzeekanaal.

Macrochemie op basis van SOFIE-metingen

Bij de SOFIE-methode wordt ook de macrochemie van het poriënwater door middel van ion-chromatografie bepaald. Ook de macrochemische bepalingen van de VU maken deels gebruik van ion-chromatografie, maar de wijze waarop het monster verkrijgen wordt verschilt. De SOFIE methode onttrekt direct poriënwater uit de kolom, daar waar bij de VU squeezing toegepast wordt. Bijlage 5 geeft een overzicht van de resultaten van deze metingen. De resultaten van de metingen zijn vergelijkbaar met de resultaten uit tabel 3.4 m.u.v. het DOC-gehalte. Het DOC-gehalte dat is bepaald op basis van de SOFIE-metingen is lager.

Tabel 3.4: Overzicht macrochemische condities bij depot Amerikahaven

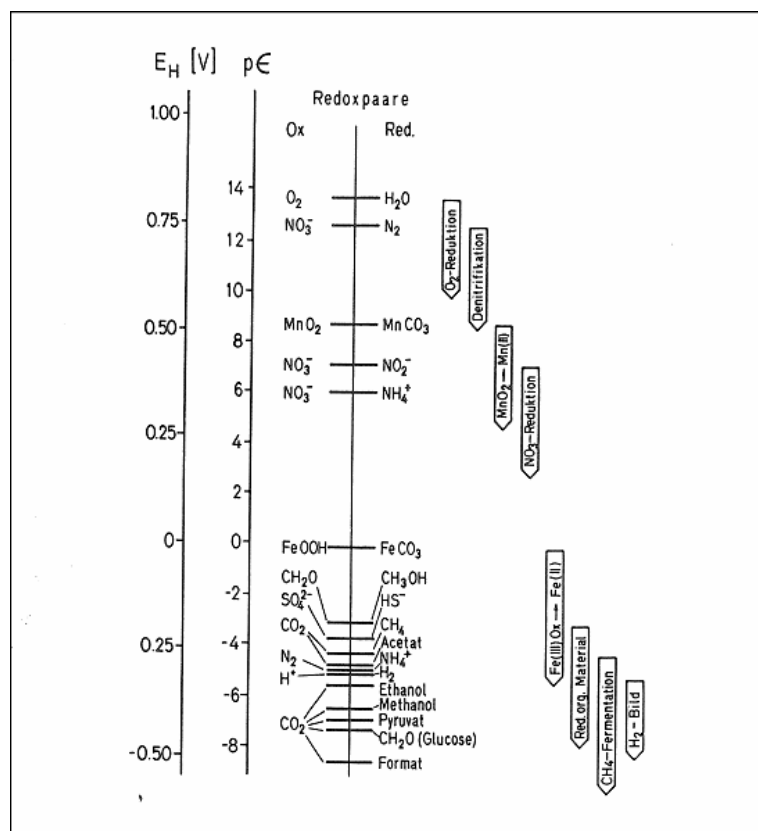
boring	omschrijving	Slib/WVP	begin NAP	einde NAP	pH -	Ec mS	DOC mg/l	Cl mg/l	Br mg/l	Cl/Br	PO4 mg PO4/l	Mn mg/l	NO3 mg NO3/l	NH4 mg NH4/l	Fe mg/l	SO4 mg SO4/l
										-						
A 1	in depot	slib	-21,7	-22,4	nvt	nvt	42	7.541	31,2	242	-	5,80	1,3	31,6	1,73	0,7
A 2	in depot	slib	-26,2	-26,9	7,39	22,60	96	7.502	28,4	265	66,2	1,59	6,9	106,9	3,08	3,5
A 3	in depot	slib	-31,2	-31,9	7,30	12,67	-	6.287	25,0	251	5,7	2,84	2,2	26,4	2,59	1,1
B 1	in depot	slib	-20,7	-21,4	7,78	30,30	73	10.819	40,8	265	36,6	0,80	1,2	150,8	0,72	10,4
A 4	grensvlak depot/WVP	slib	-35,2	-35,9	7,62	15,20	68	5.049	21,4	236	3,8	0,61	1,4	10,5	0,00	118,5
B 2	grensvlak depot/WVP	slib	-25,7	-26,4	8,02	14,50	55	4.806	23,6	204	14,2	0,13	1,2	15,5	0,81	212,0
B 3	onder depot	2e WVP	-28,7	-29,4	7,88	6,58	54	2.216	9,2	242	6,1	0,15	0,3	7,6	0,84	250,8
C 1	naast depot	2e WVP	-21,7	-22,4	7,75	0,84	56	158	0,3	509	1,9	0,12	1,8	2,4	0,17	70,2
D 1	naast depot	2e WVP	-19,6	-20,1	7,39	0,71	62	110	0,2	734	1,6	0,05	3,3	0,4	0,53	55,8
A 5	onder depot	3e WVP	-39,2	-39,9	7,73	2,60	61	3.825	16,2	237	3,3	0,21	2,1	14,1	0,63	422,2
B 4	onder depot	3e WVP	-35,7	-36,4	7,97	11,25	73	3.596	16,4	220	11,6	0,05	0,0	10,5	0,58	371,6
C 3	naast depot	3e WVP	-34,7	-35,4	7,76	1,31	67	295	1,0	292	3,4	0,06	2,8	1,1	0,67	103,9
D 3	naast depot	3e WVP	-34,6	-35,1	7,66	0,69	62	106	0,1	757	1,3	0,04	4,6	0,5	0,02	60,3
A 6	onder depot	4e WVP	-44,2	-44,9	7,90	7,52	63	2.173	8,5	257	3,1	0,23	0,8	8,4	1,13	309,0
B 5	onder depot	4e WVP	-48,7	-49,4	8,05	4,24	71	1.254	4,9	258	2,6	0,03	0,8	4,3	0,29	43,4
C 4	naast depot	4e WVP	-48,6	-49,1	7,72	0,67	55	111	0,2	692	1,0	0,04	2,1	0,4	0,07	57,7
D 4	naast depot	4e WVP	-48,6	-49,1	8,02	0,72	53	114	0,2	634	1,1	0,04	5,7	0,6	0,11	58,0
E 1	toplaag sediment		-14,7	-15,4	7,57	25,20	84	9.024	35,2	256	70,0	1,89	1,4	23,7	0,11	654,8
F 1	toplaag sediment		-16,3	-17,0	7,30	28,40	-	10.174	41,0	248	75,0	0,00	1,9	37,9	0,00	804,8

3.4.2 Redoxcondities

De verhouding van een aantal macro-chemische elementen zegt iets over de geochemische condities. Voordat hierop ingegaan wordt een korte algemene toelichting op de redox condities in het grondwater.

Algemeen principe

Op basis van de pH, de redoxpotentiaal en de aan- of afwezigheid van macroparameters (zoals zuurstof, nitraat, ijzer (2+), en sulfaat) kan een uitspraak worden gedaan over de redoxcondities op een locatie. Hierbij kan onderscheid worden gemaakt tussen aërobe (zuurstofrijke) condities en anaërobe (zuurstofarme) condities. Bij anaërobe condities kan weer onderscheid worden gemaakt tussen mangaanreducerende, nitraatreducerende, ijzerreducerende, sulfaatreducerende en methanogene (methaanproducerende) omstandigheden.



Figuur 3.4: Relatie tussen redoxpotentiaal en redoxcondities

De redoxcondities geven informatie over de biologische activiteit op een locatie en de mogelijkheden voor biologische afbraak van organische stof en organische verontreinigingen. Biologische afbraak van organische stof en organische verontreinigingen verloopt over het algemeen het beste in aanwezigheid van zuurstof (aërobe omstandigheden). Onder zuurstofarme of zuurstofloze omstandigheden (anaëroob) is de afbraaksnelheid over het algemeen lager [3].

Redoxcondities bij Amerikahaven

Om een indruk te krijgen van de redoxcondities in en in de omgeving van depot Amerikahaven is gekeken naar de resultaten van de macrochemische parameters (tabel 3.4) en de volgende redoxindicatoren (zie tabel 3.5):

- SO_4^{2-} reductie: geeft een overzicht van de mate van sulfaatreductie, gebaseerd op de oorspronkelijk beschikbare concentratie sulfaat in een monster⁵;
- $(\text{Fe}^{2+} + \text{Mn}^{2+}) / \text{NO}_3^{2-}$: hoge waarden (>1) zijn indicatief voor gereduceerde omstandigheden;

⁵ De oorspronkelijk beschikbare concentratie sulfaat is bepaald op basis van de Cl/Br verhouding in het monster, de Cl/Br verhouding in zeewater (290) en de normale sulfaatconcentratie in zeewater (2813 mg/l). In tabel 3.4 zijn de gemeten sulfaatconcentraties weergegeven

Tabel 3.5: Overzicht redox indicatoren

boring	omschrijving	Slib/WVP	SO ₄ -reductie (%)	(Fe + Mn) / NO ₃	Mn / Fe	Cl/Br	Br-overschot [#]
A 1	in depot	slib	100	5.89	3.35	242	5,22
A 2	in depot	slib	100	0.68	0.52	265	2,48
A 3	in depot	slib	100	2.52	1.10	251	3,32
B 1	in depot	slib	99	1.29	1.10	265	3,48
A 4	grensvlak depot/WVP	slib	83	0.44	>10	236	4,02
B 2	grensvlak depot/WVP	slib	69	0.80	0.16	204	6,99
B 3	onder depot	2e WVP	19	3.52	0.18	242	1,53
C 1	naast depot	2e WVP	<	0.16	0.70	509	-0,23
D 1	naast depot	2e WVP	<	0.18	0.09	734	-0,23
A 5	onder depot	3e WVP	21	0.39	0.33	237	2,96
B 4	onder depot	3e WVP	26	6.27	0.09	220	3,97
C 3	naast depot	3e WVP	<	0.05	0.60	292	-0,01
D 3	naast depot	3e WVP	<	0.03	0.33	757	-0,23
A 6	onder depot	4e WVP	<	1.67	0.20	257	0,97
B 5	onder depot	4e WVP	75	0.42	0.09	258	0,54
C 4	naast depot	4e WVP	<	0.05	0.60	692	-0,22
D 4	naast depot	4e WVP	<	0.03	0.33	634	-0,21
E 1	toplaag sediment		48	1.41	17.86	256	4,09
F 1	toplaag sediment		44	<0.01	--	248	5,91

Br-overschot = (Br-gemeten) – (Cl-gemeten / 290), waarin 290 = Cl/Br verhouding in zeewater. Een waarde > 0 geeft aan dat gemeten bromide concentratie groter is dan op basis van chloride concentratie en vaste Cl/Br verhouding in zeewater mag worden verwacht

Op één na bevatten alle poriënwater monsters nitraat (tot 7 mg/l, μ = 2.2 mg/l). Nitraat is vermoedelijk afkomstig van het afvulwater (zie paragraaf 2.4.5).

Depot

Uit tabel 3.4 en 3.5 blijkt dat in het slib in de bovenste lagen van het depot (boring A en B) de sulfaatconcentratie zeer laag is (0.7-10,4 mg/l) en nagenoeg alle sulfaat is gereduceerd. Ook het (Fe²⁺ + Mn²⁺)/NO₃² koppel is hier meestal boven de 1. In deze zone worden ook hoge mangaan concentraties aangetroffen, wat duidt op een hoge bacteriële activiteit (afbraak organisch materiaal).

In de diepere sliblagen (grensvlak depot / WVP) is de sulfaatconcentratie hoger en ook de mate van sulfaatreductie lager (boring A: 83%; boring B: 69%). De onderkant van het depot wordt mogelijk beïnvloed door sulfaat uit de onderliggende WVPten resulterend in sulfaatreducerende omstandigheden in depot en optimale condities voor het vastleggen van zware metalen in het depot. Het (Fe²⁺ + Mn²⁺)/NO₃² koppel in de diepere sliblagen is onder de 1.

Watervoerende pakketten

De sulfaatconcentraties in de WVPten onder en naast het depot zijn veel hoger dan in het depot. De mate van sulfaatreductie is hier ook veel lager. Alleen direct onder het depot is nog sprake van enige sulfaatreductie (19-26%). Naast het depot treedt geen sulfaatreductie op. De Mn/Fe – verhouding is onder en naast het depot lager dan in het depot. Dit wijst op een lagere bacteriële activiteit.

Toplaag sediment Amerikahaven

Het sulfaatgehalte in de toplaag van het sediment (boring E&F) is zeer hoog (650-800 mg/l) terwijl de mate van sulfaatreductie toch 44-48% is. De verklaring hiervoor is dat de toplaag in direct contact met het oppervlaktewater staat en daarom continu wordt gevoed door sulfaatrijk water. De Mn/Fe – verhouding is in de toplaag veel hoger dan in het depot. Dit wijst op een verhoogde bacteriële activiteit.

Conclusie

Concluderend kan gesteld worden dat de redoxcondities in het depot dominant sulfaatreducerend zijn in combinatie met Fe/Mn-reductie. Methanogenese is mogelijk onderdrukt op de locaties waar sulfaat nog beschikbaar is. De strikt anaërobe sulfaatreducerende omstandigheden in depot Amerikahaven zijn minder gunstig voor de afbraak van organische verontreinigingen. Afbraak van organische verontreinigingen verloopt voor veel stoffen onder anaërobe condities langzamer dan onder aërobe condities. Ook is voor een aantal meervoudig gearomatiseerde verbindingen (de PAK's) afbraak onder anaërobe condities niet aangetoond. De sulfaatreducerende omstandigheden (waarbij metaalsulfiden wordt gevormd) zijn wel gunstig voor de binding van metalen aan sulfide mineralen.

3.4.3 Indicatoren voor de afbraak van organisch materiaal

Het optreden van afbraak van organisch materiaal kan worden afgeleid uit:

- de Cl/Br verhouding en het bromidegehalte;
- de bicarbonaat concentratie;
- de ammoniumconcentratie;
- de fosfaatconcentratie;
- het DOC-gehalte.
- de verhouding tussen Mn^{2+}/Fe^{2+}

Deze aspecten worden hieronder besproken.

Cl/Br verhouding en het bromidegehalte

De afbraak van organisch materiaal leidt tot een lagere Cl/Br verhouding door het vrijkomen van Br uit organisch materiaal [10], [11]. De lage Cl/Br verhouding in en onder het depot en in de toplaag van het sediment duidt daarom op het optreden van afbraak van organisch materiaal.

Omdat de Cl/Br verhouding tussen het depot en de onderliggende WVPten nauwelijks verschilt (zie tabel 3.5) kan een mogelijke beïnvloeding van het baggerspeciedepot op de onderliggende WVPten niet worden vastgesteld op basis van de Cl/Br verhouding. Door de zeer hoge Cl concentraties op deze locatie kan een mogelijk verhoogde Br concentratie in het depot t.g.v. omzetting van organisch materiaal niet goed worden bepaald (in eerder onderzoek was dit bij de locatie Meers tegen een zeer lage Cl achtergrond waarde wel het geval). In tabel 3.5 is de gemeten Br concentratie afgezet tegen de verwachte Br concentratie op basis van de gemeten Cl concentratie en de vaste Cl/Br verhouding in zeewater (290), het zogenaamde Br-overschot. Een Br-overschot > 0 geeft aan dat gemeten bromide concentratie groter is dan op basis van chloride concentratie en vaste Cl/Br verhouding in zeewater mag worden verwacht. Het Br-overschot in het depot (2,5 – 7) is hoger dan in de onderliggende WVPten (0,5 – 4 en afnemend met de diepte). Dit duidt er op dat de mate van omzetting van organische stof in het depot hoger is dan in de onderliggende WVPten.

DOC-gehalte

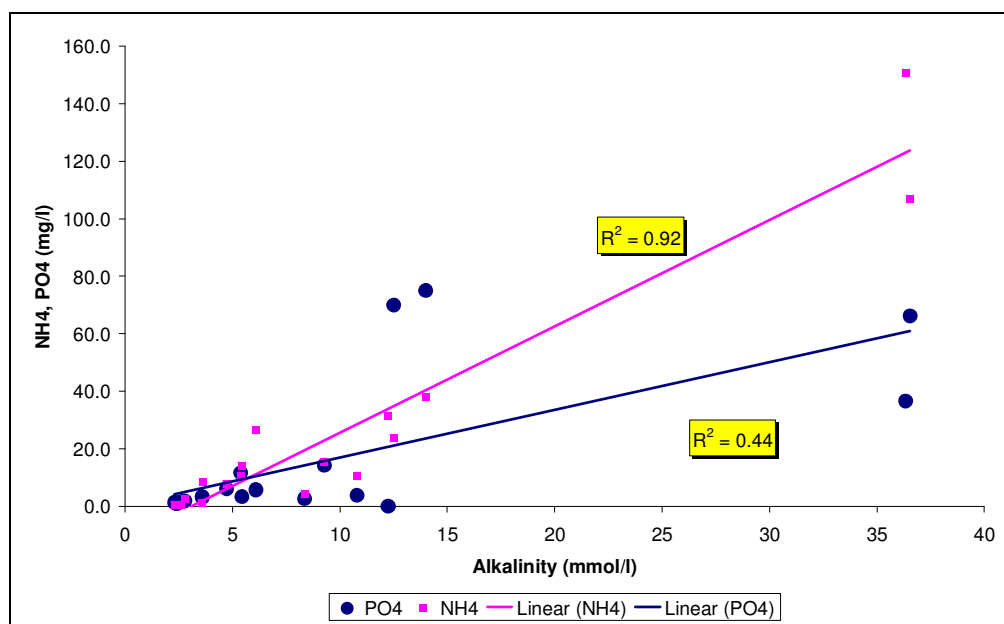
De DOC concentratie is in het depot en de WVPten vergelijkbaar (zie tabel 3.4). Hieruit kan niet worden afgeleid of afbraak van organisch materiaal optreedt.

Bicarbonaat

De bicarbonaat (~ alkaliniteit) concentratie is hoger in het depot (6-36 mmol/l) dan in het grondwater (2.4-8.4 mmol/l) (zie bijlage 8) en geeft aan dat organisch materiaal wordt afgebroken in het depot. Door afbraak van organisch materiaal komt NH_4 en PO_4 vrij in het poriënwater. Ammonium (slib: 10-150 mg/l; WVP: 0.4-14 mg/l) en fosfaat (slib: 4-75 mg/l; WVP: 1-12 mg/l) zijn inderdaad veel hoger in het slib dan in het grondwater.

Ammonium- en fosfaatconcentratie

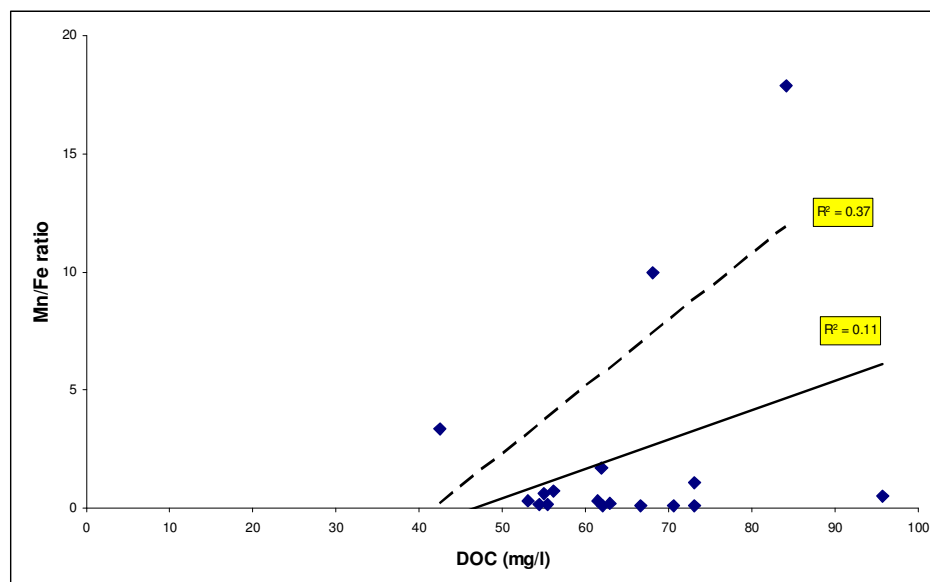
Door afbraak van organische stof worden NH_4 , PO_4 (en wellicht ook Br) geproduceerd en neemt de pH (alkaliniteit) toe. Een goede correlatie tussen deze parameters duidt dus op afbraak van organisch stof. De correlatie tussen NH_4 en PO_4 is matig ($R^2=0.35$), maar de verhouding $NH_4:PO_4$ is ongeveer 2:1. Ammonium correleert goed met alkaliniteit ($R^2=0.92$), maar fosfaat daarentegen correleert matig met alkaliniteit ($R^2=0.44$) (zie figuur 3.5). De correlatie tussen het bromide overschot en alkaliniteit is positief maar weinig significant ($R^2=0.11$). De slechte correlatie voor PO_4 komt vermoedelijk door de sorptie van PO_4 aan de bodem. De hoge Br concentraties in het in het brak/zoute (achtergrond)water verstoren de mogelijke correlatie met Br.



Figuur 3.5: Relatie ammonium en fosfaat concentraties en de alkaliniteit

Mn²⁺/ Fe²⁺ verhouding

De Mn²⁺/Fe²⁺ verhouding in oplossing is goede maat voor bacteriële activiteit (mate van anaërobe omzetting organisch materiaal en daarmee DOC productie). Waarden >1 zijn een indicatie voor een mogelijke verhoogde bacteriële activiteit. Dit omdat bacteriën bij voorkeur mangaan(hydr)oxides omzetten, waarbij opgelost Mn²⁺ vrijkomt. Verhoudingen > 1 komen voornamelijk voor in het bovenste deel van het depot (tot 21 m -NAP) en in het toplaag sediment uit de haven. De relatie tussen DOC als afbraakproduct bij de afbraak van organisch materiaal en het Mn/Fe koppel is uitgezet in Figuur 3.6. De correlatie is positief, maar zwak (R=0.11). Indien alleen gekeken wordt naar de monsters waar een verhoogde bacteriële activiteit verwacht wordt (Mn/Fe koppel > 1), dan is de correlatie sterker (R=0,37)



Figuur 3.6: Relatie DOC concentratie en Mn/Fe koppel

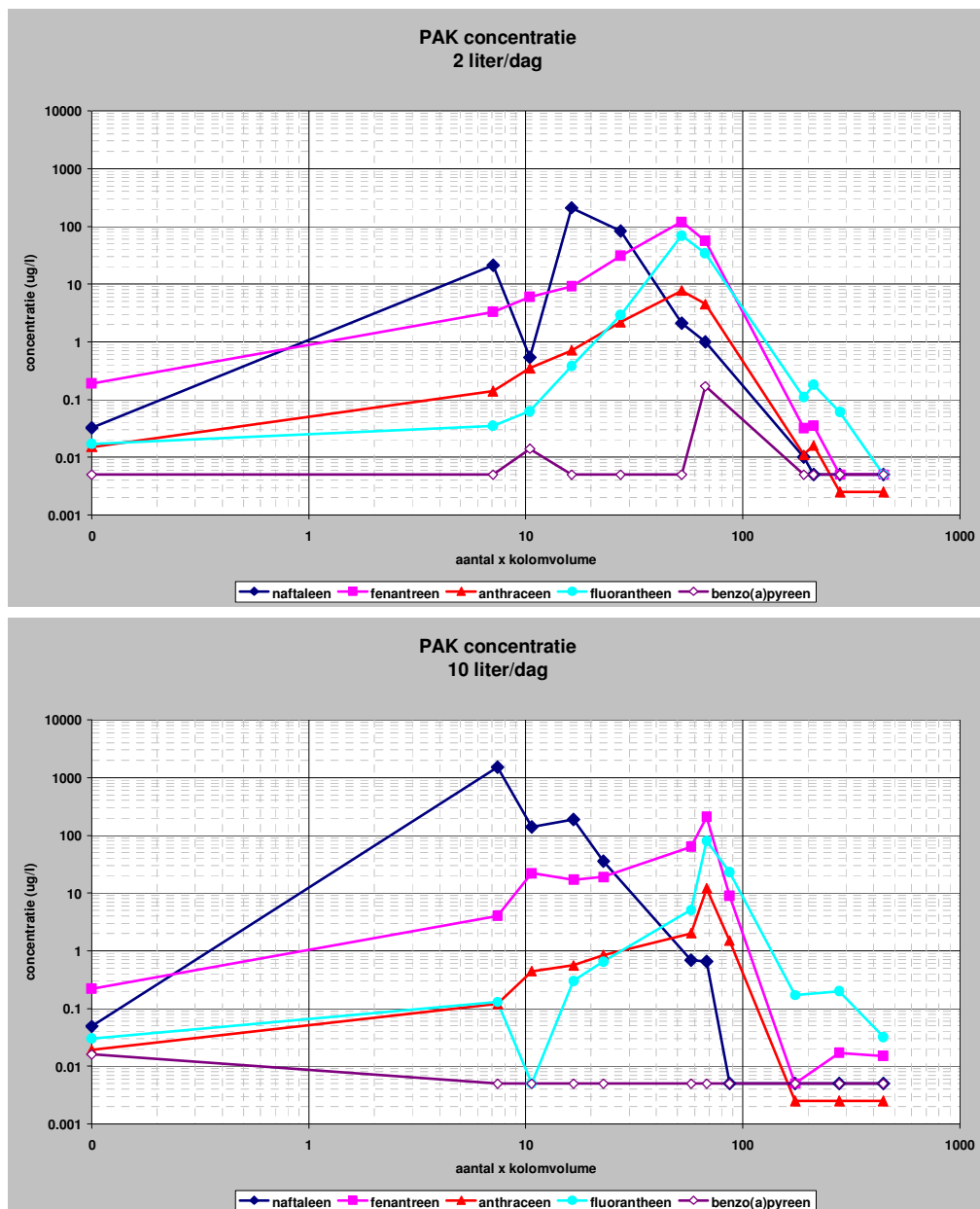
Conclusie

Concluderend kan worden gesteld dat zowel in als onder het depot afbraak van organisch materiaal optreedt. De mate van afbraak neemt af met de diepte in het depot en is in het WV lager dan in het depot.

3.5 Retardatie van verontreinigingen in het WVP

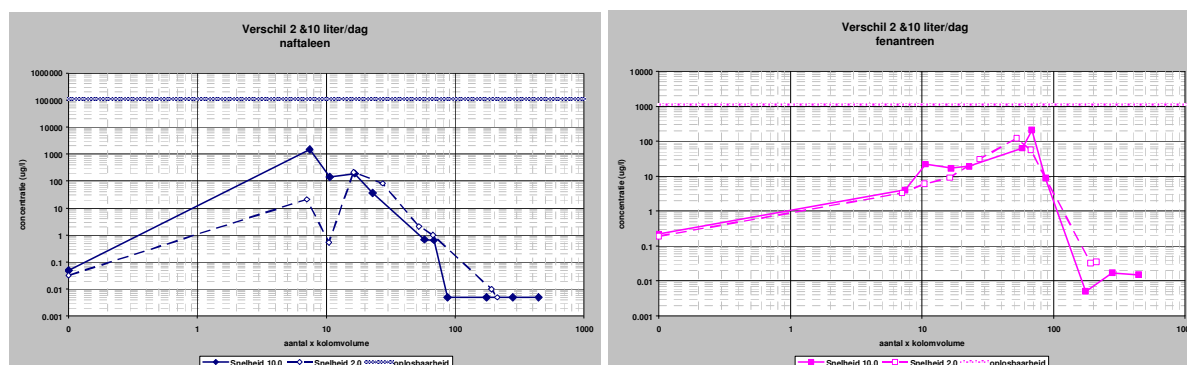
3.5.1 Bepaling retardatie op basis van gehalten in eluaatwater

Uit de metingen van het eluaatwater blijkt dat voor naftaleen, fenantreen, antraceen en fluorantheen sprake is van een moment van doorbraak. De concentraties van deze PAK in het eluaatwater lopen op, vaak tot dicht bij de oplosbaarheid in water, om daarna weer af te nemen (zie figuur 3.7). Voor benzo(a)pyreen en PCB's is geen sprake van een (duidelijk) moment van doorbraak. In het eluaatwater worden geen (structureel) verhoogde concentraties gevonden.



Figuur 3.7: Doorbraakcurves PAK's per kolom (kolom 1 = 2 l/dag ; kolom 2 = 10 l/dag)

De verwachting was dat het verschil in stroomsnelheid tussen kolom 1 en 2 (factor 5) zou leiden tot een verschil in sorptiekinetiek en daarmee in een verschil in doorbraakcurven. Dit blijkt voor de PAK waarvoor een doorbraak werd gemeten niet het geval te zijn. Ter illustratie zijn in figuur 3.8 de doorbraakcurven voor naftaleen en fenantreen in één figuur uitgezet. De doorbraakcurven zijn nagenoeg gelijk. De tot dicht bij het oplosbaarheidsproduct oplopende concentraties PAK doen vermoeden dat de sorptie aan de vaste matrix in het niet lineaire deel van de sorptiecurve plaatsvindt (gebaseerd op Langmuir type sorptie voor organische verontreinigingen [9]).



Figuur 3.8: Doorbraakcurves PAK's voor stroomsnelheid 2 en 10 liter per dag

Massabalans

Op basis van de gemeten concentraties in het eluaatwater en de bekende hoeveelheid toegevoegde PAK is een massabalans opgesteld. Tabel 3.6 geeft hiervan een overzicht. Uit tabel 3.6 blijkt dat het merendeel van de PAK nog geadsorbeerd is aan de kolom en (nog) niet is uitgelogd.

Tabel 3.6: Flux aan PAK in eluaatwater

Stof	Flux in eluaatwater (als % van totaal toegevoegd)
Naftaleen	1,4%
Fenantreen	10,9%
Anthraceen	0,8%
Fluorantheen	6,0%
benzo(a)pyreen	0%

Schatting sorptiecapaciteit

De IVPS resultaten (zie paragraaf 3.3) zijn gebruikt om voor PAK een schatting te maken van de sorptiecapaciteit van de kolom en daarmee van de retardatie van het watervoerend pakket. Een isotherm is een relatie tussen het opgeloste gehalte en de vaste fase. De helling van de lijn die deze relatie tussen de opgeloste en vaste stof concentratie beschrijft is de verdelingscoëfficiënt (K_D). Als we aannemen dat deze isotherm recht is, dan kan een extrapolatie gemaakt worden naar hogere concentraties. De concentratie kan natuurlijk niet oneindig worden opgevoerd omdat uiteindelijk verzadiging optreedt. Als de isotherm recht is, treedt deze verzadiging gelijk op voor de waterfase (oplosbaarheid) en de vaste fase (absorptie capaciteit).

In formule:

$$\frac{C_{Sed}}{C_W} = K_D = \frac{A_{Sed}}{S_W} \quad \text{en} \quad \text{dus} \quad A_{Sed} = K_D \cdot S_W$$

Deze formule is logisch te beredeneren als men bedenkt dat de K_D wordt uitgedrukt in L/kg en eigenlijk het aantal liters water is dat het sediment voor een bepaalde stof vertegenwoordigt. Als dat water tot de oplosbaarheid is "gevuld" is het sediment ook vol tot de adsorptie capaciteit. *Nogmaals; dit geldt natuurlijk alleen als de isotherm lineair is.* Verder zal dit ook niet meer gelden als meerdere stoffen verzadiging naderen. De resultaten hieronder zijn dan ook indicatief en alleen voor vergelijking van de sedimenten. Voor de retardatieproeven kunnen ze worden gebruikt om de mate van

verzadiging te toetsen. Hiervoor zijn data van EPA gebruikt (http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuted13_11.htm). Deze zijn opgenomen in tabel 3.7. Van PCB's zijn geen data beschikbaar

Tabel 3.7: EPA data oplosbaarheid

		Log Koc	Log Kow	Solv
	kCAS			mg/L
NAF	91203	3.264	3.17	142.1
ACE	83329	3.787	3.92	2.534
ACY	208968	3.787	3.94	2.487
ANT	120127	4.31	4.35	0.6905
FEN	85018	4.319	4.35	0.677
FLU	206440	4.85	4.93	0.1297
BAA	56553	5.364	5.52	0.02907
BAP	50328	5.896	6.11	0.01038

Tabel 3.8: Schatting van de absorptiecapaciteit als $KD \times S_w$ (in mg/kg sediment)

	A3	A4	A5	A6	B3	B5	C3	D3	G1
OC	0.81	0.38	0.05	0.18	0.07	0.24	0.01	0.01	0.89
NAF	2808	2892		1907	373				4111
ACE	123	78	32	110	19	657			122
ACY	55	27	26	61	18	12			81
ANT	367	218	129	203	54	231			324
FEN	238	173	94	239	42	237			200
FLU	250	246	106	209	36	106			149
BAA	512	419	255	246	84	59			248
BAP	1153	403	262	160	137	42			307

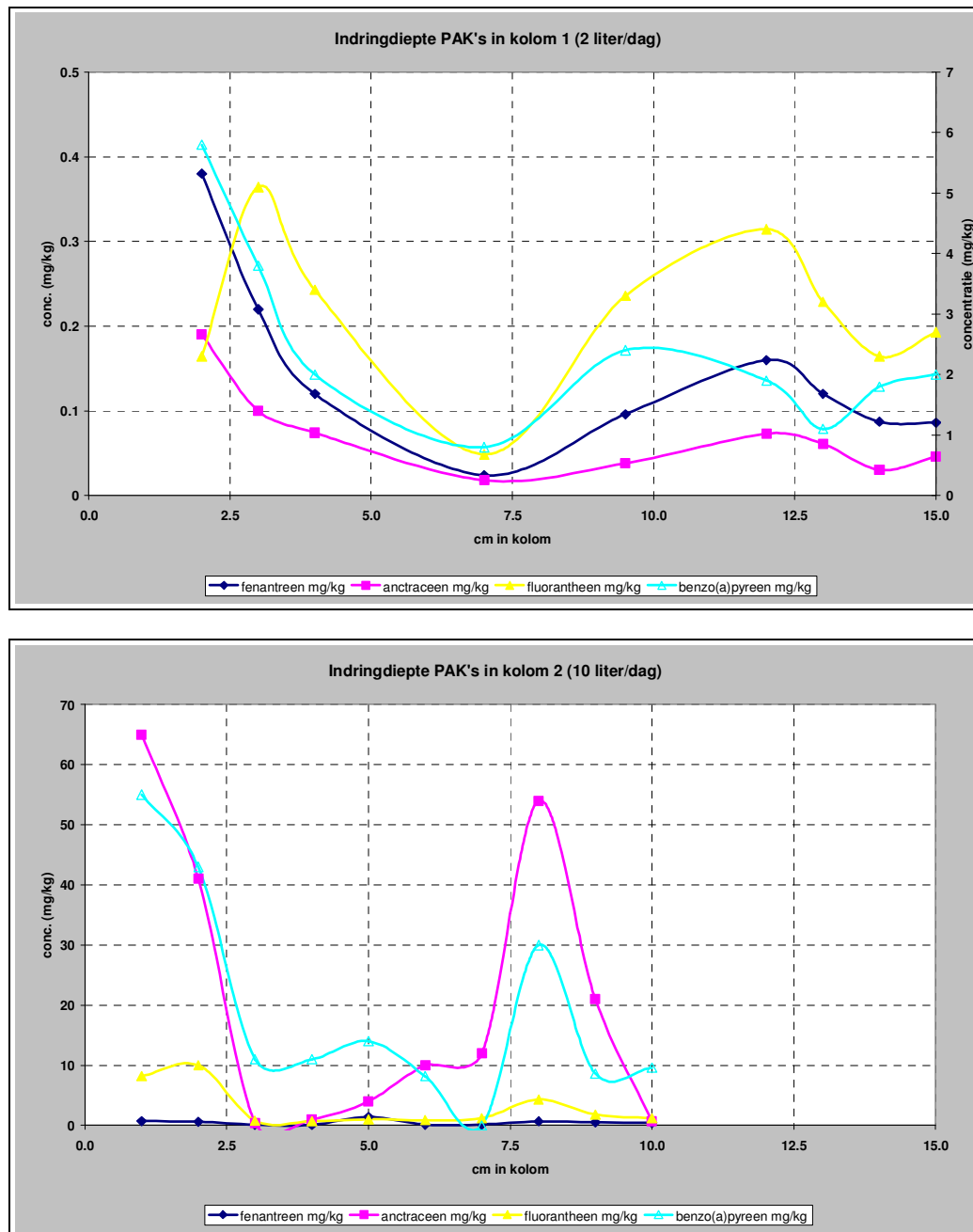
Wat opvalt is dat de waardes voor naftaleen erg hoog zijn. De adsorptiecapaciteit voor naftaleen is ook de lastigste om te bepalen omdat het oplosbaarheidsproduct erg hoog is (zie tabel 3.8) en de gemeten concentraties in oplossing vaak laag. Er moet over een groot interval geïnterpoleerd worden. In de tabel hieronder is voor deze stof een waarde groter dan 1 gevonden voor monster A (Als absorptie isothermen afbuigen worden ook te hoge waardes gevonden bij extrapolatie).

Tabel 3.9: Schatting van de absorptiecapaciteit als $KOC \times S_w$ (in kg/kg organisch koolstof)

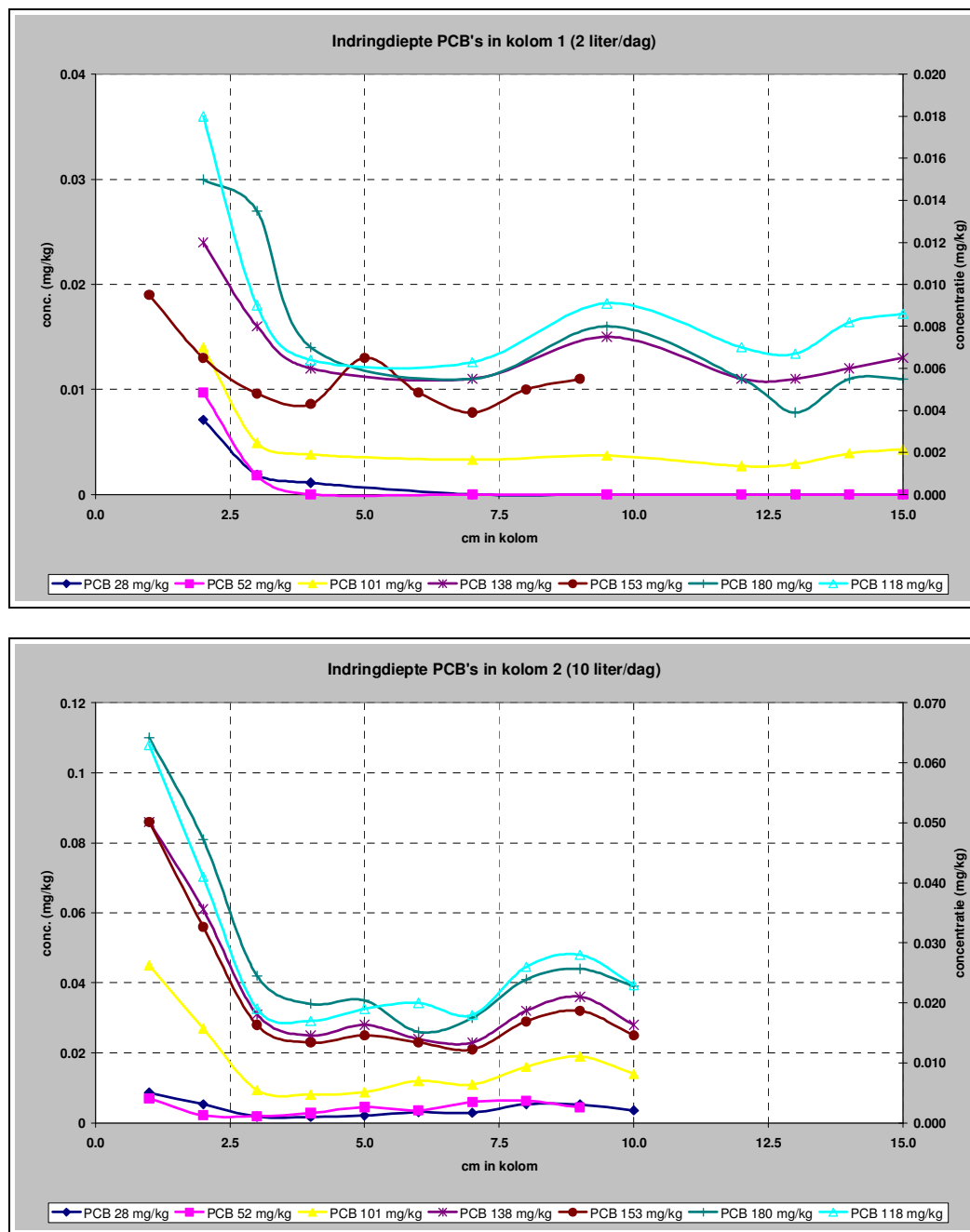
	A3	A4	A5	A6	B3	B5	C3	D3	G1
OC	0.81	0.38	0.05	0.18	0.07	0.24	0.01	0.01	0.89
NAF	0.35	0.76		1.05	0.50				0.46
ACE	0.02	0.02	0.07	0.06	0.03	0.27			0.01
ACY	0.01	0.01	0.06	0.03	0.02	0.005			0.01
ANT	0.05	0.06	0.28	0.11	0.07	0.10			0.04
FEN	0.03	0.05	0.20	0.13	0.06	0.10			0.02
FLU	0.03	0.07	0.23	0.12	0.05	0.04			0.02
BAA	0.06	0.11	0.55	0.14	0.11	0.02			0.03
BAP	0.14	0.11	0.57	0.09	0.18	0.02			0.03

3.5.2 Bepaling retardatie op basis van gehalten in kolom

Na afloop van de retardatie experimenten is de indringdiepte van PAK en PCB's in het sediment van de kolom bepaald. De kolom is hiervoor in plakjes van 1 tot 3 cm gezaagd en per plakje is de concentratie van de PAK's en PCB's bepaald. Figuur 3.9 en 3.10 geven een overzicht van de indringingsdiepte voor PAK (figuur 3.9) en PCB's (figuur 3.10) voor beide kolommen.



Figuur 3.9: Indringdiepte van PAK voor kolom 1 (2 liter/dag) en kolom 2 (10 liter/dag)



Figuur 3.10: Indringdiepte van PCB's voor kolom 1 (2 liter/dag) en kolom 2 (10 liter/dag)

Uit figuur 3.9 en 3.10 blijkt dat de concentraties afnemen met de diepte, maar dat ook sprake is van plaatselijke verhogingen dieper in de kolom. Dit duidt op de aanwezigheid van preferente stroombanen. Opvallend zijn de grote verschillen in concentratie tussen kolom 1 en 2 voor antraceen en benzo(a)pyreen. Verder valt op dat PCB's niet in verhoogde concentraties in het eluaatwater zijn gemeten (zie paragraaf 3.5.1), maar wel in verhoogde concentraties dieper in de kolom zijn aangetroffen. Er vindt dus wel transport van PCB's plaats.

3.5.3 Conclusies retardatie onderzoek

- Er is geen in doorbraak tussen de kolom met een doorstromingsnelheid van 2 l/dag (582 meter/dag) en de kolom met een doorstromingsnelheid van 10 l/dag (2911 meter per dag). Dit kan betekenen dat de sorptie (en daarmee retardatie) waarschijnlijk deels een sorptie aan minerale delen is. Deze minimale sorptie is niet kinetisch gehinderd zodat de stroomsnelheid in de kolom geen effect heeft op de doorbraak van stoffen.
- Ondanks dat de toegevoegde hoeveelheid PAK met een factor 10 is teruggebracht t.o.v. de experimenten met monsters uit het WVP bij IJsselooog [1] is de kolom toch overbeladen met PAK in het lineaire deel van de K_d (uitgaande van Langmuir type sorptie). De belangrijkste reden hiervoor is het lage organisch koolstofgehalte. Hierdoor is de sorptiecapaciteit van het WVP op basis van het OC gehalte een factor 30 lager (i.v.m. IJsselooog). Deze lage sorptiecapaciteit van het WVP zorgt voor een relatief snelle verspreiding van PAK in het WVP. Dit geldt niet alleen voor PAK uit depot Amerikahaven, maar ook voor PAK in het infiltrerende oppervlaktewater. Hiermee kunnen mogelijk de verhoogde concentraties naftaleen worden verklaard die in het diepere grondwater bij Amerikahaven zijn gemeten. Voor PCB's is geen sprake van overbelading van de kolommen.

3.6 Verdelingscoëfficiënten (log K_{oc})

In deze paragraaf wordt ingegaan op de (organisch koolstof) verdelingscoëfficiënt (log K_{oc}) die zijn berekend op basis van de resultaten van de IVPS-metingen en de kolomexperimenten. Deze berekende log K_{oc}'s worden vergeleken met de generieke log K_{oc}'s die in het Beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie worden gehanteerd.

3.6.1 Log K_{oc}'s op basis van IVPS-metingen

Op basis van de opgeloste concentratie, de totaalconcentratie en het organisch koolstofgehalte kan de (organisch koolstof) verdelingscoëfficiënt berekend worden (log K_{oc}). De resultaten zijn weergegeven in tabel 3.10 (de berekende log K_D waarden zijn opgenomen in bijlage 7). Uit de resultaten blijkt dat de log K_{oc} die is bepaald in depot Amerikahaven en de watervoerende pakketten onder en naast het depot voor fluorantheen, benzo(a)anthraceen, benzo(a)pyreen en HCB veelal hoger is dan de generieke log K_{oc} voor deze stoffen uit het Beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie (Bvb). Dit betekent dat een kleiner deel van deze verontreinigingen in de waterfase aanwezig is dan op basis van generieke log K_{oc} werd verwacht. Voor naftaleen, anthraceen, fenantreen, PCB18 en PCB28 is alleen in de watervoerende pakketten onder en naast het depot de log K_{oc} hoger dan de generieke log K_{oc} uit het Bvb. In het depot liggen de log K_{oc}'s in dezelfde orde van grootte. Voor de overige PAK en PCB's (acenaftaleen, acenaftyleen, pyreen, PCB52, PCB101, PCB118, PCB153 en PCB180) ligt de log K_{oc} in de watervoerende pakketten onder en naast het depot veelal in dezelfde orde van grootte als de log K_{oc} uit het Bvb. In het depot is de log K_{oc} veelal lager. Dit betekent dat een groter deel van deze verontreinigingen in de waterfase aanwezig is dan op basis van generieke log K_{oc}'s werd verwacht. Dit geldt ook voor PCB153 en PCB180 in het WVP onder het depot. Voor de overige PCB's is de log K_{oc} juist hoger dan de generieke log K_{oc}. Dit geldt ook voor de meeste PCB's in het WVP naast het depot. Opgemerkt moet worden dat de gehalten in het sediment erg laag zijn door het zandige karakter en daarmee samenhangend lage organisch koolstofgehalte. Dit leidt tot een grotere onnauwkeurigheid in de resultaten.

Tabel 3.10: Met IVPS gemeten log Koc voor depot Amerikahaven versus generieke log Koc uit BVB.
vetgedrukt: gemeten log Koc is minimaal 0,3 hoger dan generieke log Koc uit BVB. **Rood:** gemeten log Koc is minimaal 0,1 lager dan generieke log Koc uit BVB. In de laatste kolom is de mediaan van alle metingen weer gegeven. De grijze velden bevatten waarden met een fout groter dan 0,3 (factor 2 in Koc)

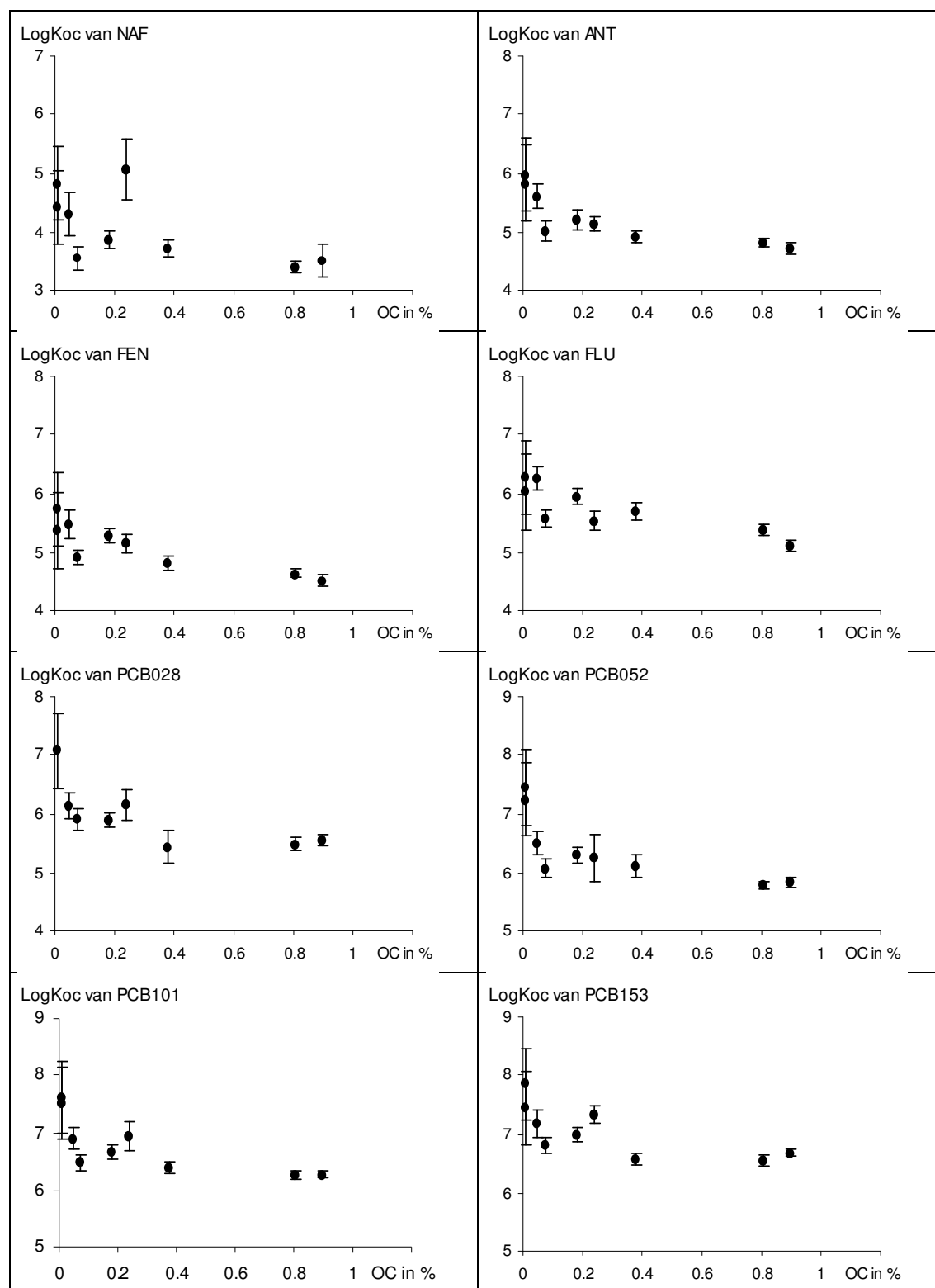
	A3-1	A4-1	B3-1	G1	A5-1	A6-1	B5-1	C3-1	D3-1	mediaan	Bvb
	In depot				Onder depot		Naast depot				
	depot	depot	depot	mm [#] depot	3 ^e WVP	4 ^e WVP	4 ^e WVP	4 ^e WVP	4 ^e WVP		
OC (%)	0.81	0.38	0.89	0.07	0.05	0.18	0.24	0.01	0.01		
PAK											
Naftaleen	3.39	3.73	3.51	3.55	4.31	3.87	5.06	4.83	4.42	3.9	3.41
Acenafteen	3.78	3.91	3.73	4.01	4.44	4.38	5.03	5.34	5.2	4.4	nb [@]
Acenaflyleen	3.44	3.45	3.56	3.99	4.36	4.13	3.29	nd ^{##}	nd	3.6	nb
Fluoreen	4.13	4.37	4.12	4.43	5	4.8	5.15	5.61	5.46	4.8	nb
Anthraceen	4.82	4.92	4.72	5.02	5.61	5.21	5.14	5.97	5.83	5.1	4.56
Fenantreen	4.64	4.83	4.52	4.92	5.48	5.29	5.16	5.74	5.37	5.2	4.57
Fluoranthreen	5.38	5.70	5.11	5.57	6.25	5.95	5.53	6.27	6.03	5.7	5.27
Pyreen	5.48	5.64	5.26	5.61	6.26	5.97	5.34	6.32	6.04	5.6	nb
Benz(a)anthraceen	6.34	6.58	5.98	6.59	7.28	6.67	5.92	6.93	7.23	6.6	5.90
Benz(a)pyreen	7.14	7.01	6.52	7.25	7.74	6.93	6.22	7.53	nd	7.1	6,08
HCB	5.17	5.24	4.96	5.47	5.82	5.64	nd	nd	nd	5.4	4,08
PCB's											
PCB018	5.3	5.19	5.23	5.52	5.75	5.5	5.83	nd	6.81	5.5	~ 5,01
PCB028	5.49	5.44	5.55	5.91	6.13	5.89	6.15	nd	7.07	5.9	~ 5.53
PCB052	5.79	6.11	5.84	6.07	6.5	6.3	6.25	7.24	7.44	6.3	~ 6.10
PCB101	6.27	6.38	6.27	6.48	6.9	6.67	6.94	7.51	7.6	6.7	~ 6.69
PCB118	6.7	6.94	6.62	6.93	7.45	7.1	6.49	7.81	7.83	6.9	~ 6,93
PCB153	6.55	6.58	6.68	6.81	7.17	6.99	7.33	7.44	7.85	7.0	~ 7,43
PCB180	6.94	6.88	6.98	7.19	7.51	7.25	nd	7.94	8.36	7.2	~ 7,91

[#] mm = mengmonster; ^{##} nd= log Koc kon niet worden bepaald; [@] niet bekend

Invloed organisch koolstofgehalte op log Koc

De grote spreiding in organisch koolstofgehalte in de monsters (als gevolg van het verschil tussen monsters uit het depot en uit het WVP) heeft de vraag doen rijzen of er een sterk afwijkend sortie mechanisme speelt in organisch stof arm materiaal (het WVP). Dit komt tot uitdrukking in een hogere log (Koc) voor organisch koolstofarm materiaal.

Om hierover een uitspraak te kunnen doen is bij de resultaten van de IVPS metingen gekeken naar het verband tussen het organisch koolstofgehalte in het monster en de gemeten log (Koc) (Figuur 3.11).



Figuur 3.11: Verband organisch koolstof gehalte en log Koc (gebaseerd op data uit tabel 3.10)

Uit figuur 3.11 blijkt dat bij zeer lage organisch koolstofgehalten (minder dan 0,2% OC) met name de PCB's een sterkere sortitie kennen. Dit komt ook naar voren in paragraaf 3.2 (= metingen opgeloste concentraties en bepaling van log Koc), waar de PCB's in het depot een log Koc hebben die onder de generieke log Koc ligt en in het WVP een log Koc die vergelijkbaar is tot zelfs iets hoger. Voor PAK is deze trend veel minder sterk.

Waarschijnlijk is hier alleen sprake van een schijnbaar hogere $\log K_{OC}$. Naast de binding aan OC is er in elk sediment ook een geringe binding aan het minerale deel van het sediment. Bij hogere OC-gehalten is deze binding verwaarloosbaar maar bij extreem lage OC-gehalten (zoals in het WVP bij Amerikahaven het geval is) kan de binding aan minerale delen wel significant worden. Hierdoor wordt de $\log K_{OC}$ schijnbaar verhoogd. Het is natuurlijk ook mogelijk dat het organisch stof een meer roetachtige samenstelling heeft en hierdoor organische verontreinigingen sterker bindt. De juiste hypothese is met de huidige meetresultaten niet eenduidig te toetsen. Wel zou de planaire structuur van de PAK voor extra sorptiesterkte aan deze roetfractie moeten zorgen. Het zijn juist de PCB's die iets sterker sorberen bij een laag organisch koolstofgehalte.

Vergelijking met resultaten depot IJsseloo

Voor de $\log K_{oc}$ geldt dat deze bij IJsseloo voor zowel PAK en PCB's hoger zijn dan de $\log K_{oc}$'s die tot nu toe bij de modellering van verspreiding uit depots werden gehanteerd ($\log K_{oc}$'s uit het Bvb). Bij Amerikahaven zijn alleen voor PAK en HCB de $\log K_{oc}$'s hoger. Voor PCB's is het beeld zeer wisselend. In het depot zijn de $\log K_{oc}$'s veelal lager. Onder en naast het depot zijn de $\log K_{oc}$'s meestal hoger dan de $\log K_{oc}$'s. Dit verschil heeft waarschijnlijk te maken met het type slib dat in de depots wordt gestort. In depot IJsseloo is met name baggerspecie uit het Ketelmeer gestort. Van dit sediment is bekend dat PCB's zeer sterk gebonden zijn aan roetdeeltjes in de vaste fase (zie paragraaf 3.3). In depot Amerikahaven wordt baggerspecie uit het Amsterdamse havengebied gestort. In dit sediment lijkt deze roetfractie niet aanwezig en is de binding van PCB's minder sterk. Dit beeld wordt bevestigd door de metingen van de potentieel beschikbare fractie (zie paragraaf 3.3).

3.6.2 Log Koc op basis van kolomexperimenten

Op basis van de doorbraakcurven van de kolomexperimenten (zie paragraaf 3.5) kan de $\log K_{oc}$ berekend worden. Deze berekende $\log K_{oc}$'s zijn opgenomen in tabel 3.11 en 3.12 en vergeleken met de $\log K_{oc}$'s die aan de hand van de IVPS metingen zijn berekend en met de generieke $\log K_{oc}$'s uit het BVB. De $\log K_{oc}$'s zijn berekend op basis van zowel de vaste fase/ waterfase K_d , als op basis van de op het OC gehalte genormeerde K_{oc} . Aangezien het organisch koolstofgehalte (0,01% OC) bij de kolomexperimenten zeer laag is, is het zeer waarschijnlijk dat een deel van de sorptie plaatsvindt aan de minerale fractie. Vanwege het lage organisch koolstofgehalte moeten bij de berekende $\log K_{oc}$'s rekening worden gehouden met een grote onnauwkeurigheid die kan oplopen tot 2 logeenheden.

Tabel 3.11: Gemeten K_d en K_{oc} bij stroomsnelheid 2 l/dag vergeleken met IVPS methode en BVB

gemeten OC gehalte in retardatie kolom 0.01%	retardatie x kolomvolume <i>opgelost</i>	WL, $\log(K_d)$ passend bij retard. (l/kg)	RIKZ, gemeten $\log(K_d)$ (l/kg)	BVB $\log(K_d)$ (l/kg)
naftaleen	16	0.52	0.8	2.4
fenantreen	50	1.03	1.7	3.5
antraceen	50	1.03	2.0	3.5
fluorantheen	50	1.03	2.3	4.2
benzo(a)pyreen	--	--	3.5	5.0

OC gehalte in kolom 0.01%	retardatie x kolomvolume <i>opgelost</i>	WL, $\log(K_{oc})$ passend bij retard. (l/kg)	RIKZ, gemeten $\log(K_{oc})$ (l/kg)	BVB $\log(K_{oc})$ (l/kg)
naftaleen	16	4.52	4.83	3.4
fenantreen	50	5.03	5.74	4.6
antraceen	50	5.03	5.97	4.6
fluorantheen	50	5.03	6.27	5.3
benzo(a)pyreen	--	--	7.530	6.1

Tabel 3.12: Gemeten K_d en K_{oc} bij stroomsnelheid 10 l/dag vergeleken met IVPS methode en BVB

	retardatie x kolomvolume <i>opgelost</i>	WL, log(K_d) passend bij retard. (l/kg)	RIKZ, gemeten log(K_d) (l/kg)	BVB log(K_d) (l/kg)
naftaleen	7	0.12	0.8	2.4
fenantreen	70	1.18	1.7	3.5
antraceen	70	1.18	2.0	3.5
fluorantheen	70	1.18	2.3	4.2
benzo(a)pyreen	--	--	3.5	5.0

gemeten OC gehalte in retardatie kolom 0.01%	retardatie x kolomvolume <i>opgelost</i>	WL, log(K_{oc}) passend bij retard. (l/kg)	RIKZ, gemeten log(K_{oc}) (l/kg)	BVB log(K_{oc}) (l/kg)
naftaleen	7	4.12	4.83	3.4
fenantreen	70	5.18	5.74	4.6
antraceen	70	5.18	5.97	4.6
fluorantheen	70	5.18	6.27	5.3
benzo(a)pyreen	--	--	7.530	6.1

Uit tabel 3.11 en 3.12 blijkt dat de log K_{oc} die zijn berekend voor de vaste fase aan de hand van de kolomexperimenten hoger zijn dan de generieke log K_{oc} uit het BVB, maar lager dan de log K_{oc} en log K_d die zijn berekend op basis van de IVPS metingen (RIKZ). Voor de opgeloste fase is de mobiliteit veel hoger dan bepaald volgens de IVPS metingen en het BVB.

Zoals ook in paragraaf 3.5.3 opgemerkt is het snelle transport van de opgeloste fase een gevolg van het overbeladen van de kolom, waardoor de sorptie niet meer lineair verloopt. De IVPS meetresultaten geven de meest betrouwbare verdelingscoëfficiënt.

4. Conclusies

De belangrijkste conclusies van de metingen bij Amerikahaven zijn als volgt:

- In depot Amerikahaven, maar ook in de watervoerende pakketten onder en benedenstrooms van het depot is sprake van concentraties metalen, PAK, HCB en PCB's in het poriënwater die de streefwaarde voor diep grondwater overschrijden. De resultaten zijn in lijn met de eerdere bevindingen bij depot IJsseloo. Het belangrijkste verschil is dat bij depot Amerikahaven ook op grotere afstand van het depot in het WVP concentraties gevonden die de streefwaarde voor grondwater overschrijden. Dit is waarschijnlijk het gevolg van de in de haven optredende inzijging van oppervlaktewater naar het grondwater (door het sediment), en niet door de verspreiding van verontreinigingen uit het depot. De in de haven optredende inzijging van oppervlaktewater naar het grondwater (door het sediment) is namelijk vele malen groter dan de inzijging door het depot. Hierdoor is de bijdrage (concentratie x volume) van de toplaag van het sediment aan de belasting van het grondwater met organische microverontreinigingen vele malen groter dan de bijdrage van het depot.
De meest waarschijnlijke verklaring voor de verhoogde metaalconcentraties is dat bij de afbraak van organische stof in een depot opgelost organisch stof (DOC) wordt gevormd dat onderdeel vormt van de waterfase (poriënwater). Metalen binden aan DOC en worden samen met DOC meegevoerd in het poriënwater. In depot Amerikahaven is met name in de bovenste lagen van het depot afbraak van organische stof aangetoond. Daarnaast zijn zowel in het depot als in de watervoerende pakketten (sterk) verhoogde DOC-concentraties gemeten. Omdat DOC weer wordt afgebroken zijn de verhoogde concentraties tijdelijk. Naar verwachting enkele tientallen jaren.
- Bijna de helft van de sediment gebonden PAK in depot Amerikahaven zijn zeer sterk gebonden aan sediment en dus slechts zeer beperkt voor uitloging beschikbaar. Dit betekent dat de hoeveelheid PAK die uit een depot kunnen uitlogen lager is dan tot nu toe bij modellering van uitloging uit een depot werd aangenomen. Voor PCB's geldt juist dat het grootste deel relatief eenvoudig beschikbaar is voor verspreiding. Deze resultaten voor PCB's wijken af van de resultaten die zijn gevonden bij IJsseloo. Een verklaring hiervoor is de verschillende herkomst van de baggerspecie die in de depots wordt gestort.
- De verdelingscoëfficiënten ($\log K_{OC}$) die op basis van het organisch koolstofgehalte zijn afgeleid voor de baggerspecie in het depot zijn voor PAK en HCB vergelijkbaar of hoger dan de $\log K_{OC}$ die tot nu toe bij modelberekeningen werden gehanteerd. Dit betekent dat een vergelijkbaar of kleiner deel van deze stoffen in de waterfase aanwezig is dan modelberekeningen zullen voorspellen. Voor PCB's zijn de $\log K_{OC}$ die zijn afgeleid voor de baggerspecie in het depot juist lager dan de $\log K_{OC}$ die tot nu toe bij modelberekeningen werden gehanteerd. Deze resultaten wijken af van de resultaten die zijn gevonden bij IJsseloo. Bij dit depot waren de afgeleide $\log K_{OC}$ voor PCB's juist hoger. Een mogelijke verklaring hiervoor is de herkomst van de baggerspecie die in de depots wordt gestort. In depot IJsseloo is met name baggerspecie uit het Ketelmeer gestort. Van dit sediment is bekend dat met name PCB's zeer sterk gebonden zijn aan de in het slib aanwezige roetfractie. In depot Amerikahaven wordt baggerspecie uit het Amsterdamse havengebied gestort. De binding van PCB's aan dit sediment is waarschijnlijk minder sterk, mogelijk wegens een laag roetgehalte.
- De $\log K_{OC}$ in het watervoerend pakket zijn iets hoger dan de generieke $\log K_{OC}$ die tot nu toe werden gehanteerd bij modellering van uitloging en verspreiding uit depots. Dit betekent dat een iets kleiner deel van de verontreiniging in de waterfase aanwezig is en dus dat de verspreiding bij lage belasting in het WVP iets geringer is dan tot nu toe bij modellering van verspreiding werd aangenomen. Hierbij moet wel worden opgemerkt dat de organisch koolstofgehalten in het WVP bij Amerikahaven zeer laag zijn. Dit betekent dat de absolute bindingscapaciteit van het WVP beperkt is.

Referenties

1. AKWA (2006) Uitloging en verspreiding uit depots: overzicht resultaten 2004 en 2005 en doorkijk naar 2006. AKWA-rapport 06.002
2. Arcadis (2006) Uitloging en verspreiding uit depots: rapportage monsternamen 2005 locatie IJsseloo en Meers, 110302/OF6/009/000963/as
3. Arcadis en WL (2004) Uitloging en verspreiding uit depots: wat weten we meer 10 jaar na het vaststellen van het Beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie? document Q3771.
4. Grontmij (2005) Baggerspeciedepots: modellering van de verspreiding van verontreinigingen naar grondwater.
5. Geodelft (2006) Feitelijke rapportage uitgevoerde veldwerkzaamheden in de Amerikahaven te Amsterdam in het kader van onderzoek door Rijkswaterstaat naar uitloging en verspreiding bij depots. rapportnummer CO-424640-0008.
6. Bodemzorg (2003) Trendanalyse kwaliteit grondwater Amerikahaven Amsterdam.
7. Bodemzorg (2006) Voortgangsrapport 2006 Monitoring Baggerspeciestortplaats Amerikahaven te Amsterdam. rapportnummer MJ/JS/2006.01033/BOD
8. Bodemzorg (2005) Voortgangsrapport 2005 Monitoring Baggerspeciestortplaats Amerikahaven te Amsterdam. rapportnummer MJ/NVW/2005.01356/BOD
9. Slowly and very slowly desorbing organic compounds in sediments exhibit langmuir-type sorption; Gerard Cornelissen, Henk Rigterink, Paul C.M. van Noort, and Harrie A.J. Govers, Environmental Toxicology and Chemistry: Vol. 19, No. 6, pp. 1532–1539)
10. Gerritse, R.G., George, R.J., 1988. The role of soil organic matter in the geochemical cycling of chloride and bromide. J. Hydrol. 101, 83–95.
11. Van Breukelen, B.M., Griffioen, J., 2004. Biogeochemical processes at the fringe of a landfill leachate pollution plume: potential for dissolved organic carbon, Fe(II), Mn(II), NH₄ and CH₄ oxidation. Journal of Contaminant Hydrology, 73: 181-205.
12. Passive sampling in peilbuizen op IJsseloo: resultaten voor hydrofobe stoffen in twee peilbuizen rond het IJsseloo (2007) RIKZ, WL en RWS IJG.

Begrippenlijst

Adsorptie	Adsorptie is het hechten van verontreinigingen aan kleimineralen (metalen) of organische stof (organische microverontreinigingen). Metalen zijn in het gereduceerde milieu van baggerspecie meestal gebonden aan sulfidecomplexen, met uitzondering van arseen en chroom. Organische microverontreinigingen binden met name aan organische stof. De mate van adsorptie is afhankelijk van het gehalte organische stof in de bodem en de verdelingscoëfficiënt (K_{OC}).
Advectie	Advectief transport bestaat uit de stroming van grondwater (o.i.v. potentiaalverschillen of consolidatie) en uit de infiltratie door het depot. Consolidatie is een relatief kortdurend proces (enkele tientallen jaren) waarbij poriënwater dat zich in natte baggerspecie bevindt, onder invloed van het eigen gewicht van de natte baggerspecie, wordt uitgeperst. Bij het bergen van droge uiterwaardgrond treedt consolidatie niet op.
Aëroob	Zuurstofrijk; in aanwezigheid van zuurstof
Anaëroob	Zuurstofloos; zonder zuurstof
Biologische afbraak	Bepaalde organische stoffen kunnen worden afgebroken door micro-organismen (bacteriën). Of en in welke mate dat gebeurt is sterk afhankelijk van de bodem- en stoffeigenschappen.
Consolidatie	Consolidatie is een relatief kortdurend proces (enkele tientallen jaren) waarbij poriënwater dat zich in natte baggerspecie bevindt, onder invloed van het eigen gewicht van de natte baggerspecie, wordt uitgeperst. Dit gebeurt zowel aan de bovenzijde als aan de onderzijde van een depot. Bij het bergen van droge uiterwaardgrond treedt consolidatie niet op.
Desorptie	Desorptie is het in oplossing gaan van verontreinigingen die gebonden zijn aan kleimineralen (metalen) of organische stof (organische microverontreinigingen). Desorptie is afhankelijk van het gehalte organische stof in de bodem en de verdelingscoëfficiënt (K_{OC}).
Diffusie	Verplaatsing van stoffen door door concentratieverschillen. Diffusie wordt bepaald door de concentratiegradiënt en de diffusiecoëfficiënt. Diffusie is een over het algemeen traag verlopend proces.
Dispersie	Dispersie ontstaat als gevolg van advectief transport. Door dispersie vindt er een additioneel transport loodrecht op- en evenwijdig aan- de advectieve transportrichting plaats. De dispersie wordt bepaald met behulp van de advectieve transportsnelheid en de longitudinale of transversale dispersielengte.
Immobilisatie	vastlegging
Redoxpotentiaal	Eenheid voor de mate van reductie of oxidatie van een matrix (bv. baggerspecie of grond). Bij een lagere redoxpotentiaal neemt de mate van reductie toe. In grond en baggerspecie is de redoxpotentiaal gekoppeld aan de concentratie zuurstof. Hoe lager het zuurstofgehalte, hoe lager de redoxpotentiaal.
Retardatie	Door het hechten van verontreinigingen aan de bodemmatrix treedt vertraging van de verspreiding van deze verontreinigingen ten opzichte van de grondwatersnelheid op. Dit proces wordt retardatie genoemd. Retardatie is afhankelijk van het poriënvolume van het WVP, de soortelijke massa van de vaste fase en de verdelingscoëfficiënt.
SOFIE-methode	Methode om poriënwaterconcentraties voor metalen te meten
IVPS-methode	Methode om poriënwaterconcentraties en verdelingscoëfficiënten voor organische verontreinigingen te bepalen.
Tenax-methode	Methode om binding van organische verontreinigingen aan grond of baggerspecie te bepalen.
Verdelingscoëfficiënt	De verdelingscoëfficiënt is een maat voor de verdeling van verontreinigingen tussen de vaste fase (aan grond gebonden) en de vloeibare fase (opgelost in grondwater). Deze verdeling is stofafhankelijk en verschilt dus per stof.

Afkortingen

Bvb	Beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie
DOC	Dissolved Organic Carbon (opgeloste organische stof)
HCB	Hexachloorbenzeen
PCB's	PolyChloor Bifenylen
PAK	Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen
RVS	Roestvrij staal
SOFIE	Sediment Or Fauna Incubation Experiment
IVPS	In-Vitro Passive Sampling
UVD	Uitloging en verspreiding uit Depots
WVP	Watervoerend pakket

Bijlage 1: betrokken partijen

Organisatie	Betrokken personen
Rijkswaterstaat Bouwdienst	Frank Scheffer, Pieter de Boer
Arcadis	Maurice Gemmeke, Haayo Spoelstra
WLI Delft	Arjan Wijdeveld
RIKZ	Foppe Smedes
RIZA	Jos Vink, Henny van de Heuvel, Paul van Noort
VU	Boris van Breukelen
Royal Haskoning	Jappe de Best

Bijlage 2: boorbeschrijvingen

Bijlage 3: Toelichting meettechnieken

SOFIE-methode

Algemeen

SOFIE® (Sediment Or Fauna Incubation Experiment) is een bij het RIZA ontwikkelde meetcel waarmee de risico's van verontreinigingen in bodems en sedimenten kunnen worden beoordeeld. De meetmethode kan op basis van een gebruikslicentie worden overgenomen.

Met de methode is het mogelijk om in ongestoorde bodems en sedimenten de verschillende chemische fracties van zware metalen te meten. Dit gebeurt met behoud van de heersende zuurstofarme omstandigheden. Door het gelijktijdig uitvoeren van een blootstellingstest met organismen (bioassay) kunnen chemische en biologische beschikbaarheid met elkaar in verband worden gebracht. Dit kan bijdragen tot een betere monitoring van water- en sedimentkwaliteit en een betere onderbouwing van toetsnormen.



Natuurgetrouwe meting

Met de Sofie Meetcel kan een ongestoord sediment worden genomen door de mantelbuis van de meetcel als bemonsteringsapparaat te gebruiken. Het monster verlaat deze mantelbuis niet meer, maar maakt dan deel uit van de meetcel. De verstoring hierbij is minimaal. Tijdens de monsterneming wordt gelijktijdig het bovenstaande oppervlaktewater mee bemonsterd, waardoor de natuurlijke veldomstandigheden behouden blijven.

Beschikbaarheid en vrije ionen

In de grenslaag van oppervlaktewater en waterbodem treden op korte afstanden grote veranderingen op in zuurstofgehalten. De beschikbaarheid van zware metalen wordt hier direct door beïnvloed. Metalen komen namelijk voor in allerlei bindingsvormen en complexen, maar ook als vrije ionen. Hoewel de concentraties aan vrije ionen in het algemeen zeer laag zijn, zijn juist deze gemakkelijk op te nemen door organismen.

SOFIE® meet vrije ionen (totaal opgelost) met behulp van dunne meetsondes. Tot vorig jaar was het niet mogelijk om dit onder zuurstofarme condities en in zeer kleine volumes uit te voeren.

Opname door organismen

Uit metingen blijkt dat organismen invloed uitoefenen op de chemische beschikbaarheid van het sediment waarin zij voorkomen. Dit wordt veroorzaakt door hun metabolisme, het graafgedrag en de opname van stoffen (waaronder verontreinigingen). De concentraties waaraan organismen worden blootgesteld veranderen dus tijdens de blootstellingstest. Met de meetcel kunnen deze veranderingen nauwkeurig worden gevolgd.

TENAX-metingen

Doel

Het uitvoeren van de TENAX-extractie van een bodemonsters heeft tot doel te bepalen welke fracties van de aan het sediment gebonden gehalten van verontreinigingen snel uitwisselen met de waterfase.

Tussen deze snel-uitwisselbare gehalten en de concentraties in het poriënwater gedraagt het verdelingsevenwicht zich conform de equipartitie-theorie.

Door meting van de snel-uitwisselbare fractie kunnen met de stofafhankelijke equipartitie- K_{oc} 's de concentraties in het poriënwater worden geschat. Uit onderzoek is gebleken dat de concentraties in

het poriënwater de toxiciteit van de bodem bepalen. De achtergebleven hoeveelheid in het sediment wordt als de trage fractie beschouwd (feitelijk de som van trage én zeer trage fractie).

Uit onderzoek blijkt dat de variatie in de snel-uitwisselbare fracties binnen een verontreinigde locatie kleiner is dan tussen locaties. Hierdoor is het mogelijk door middel van meting in één representatief monster snel-uitwisselbare fracties een fractie te verkrijgen, die geëxtrapoleerd kunnen worden naar een groter deel of zelfs de gehele locatie.

Werkwijze

Alvorens de monsters in behandeling worden genomen, zijn de monsters gezeefd over een 1000 µm zeef. Dit om eventuele verstoppingen in scheitrechters te voorkomen.

De TENAX-extractie wordt als volgt uitgevoerd, conform Cornelissen et al. (2001).

1. 1-2 gram nat sediment in een scheitrechter van 100 ml;
2. 70-80 ml Milli-Q water (waar aan toegevoegd natriumazide (32 mg) en kwikchloride (5 mg) toevoegen;
3. circa 1,5 gram Tenax aan het sediment/water mengsel toegevoegd;
4. Het geheel gedurende 6 uur schudden op een schudmachine bij 160 rpm;
5. Na het schudden de fractie Tenax scheiden van het sediment-watermengsel door het sediment water eruit te laten lopen in een erlenmeyer. De gebruikte Tenax blijft achter in de scheitrechter;
6. De gebruikte Tenax in de scheitrechter extraheren met 20 ml hexaan gedurende minimaal 20 seconden;
7. Aan het sediment/water mengsel in de erlenmeyer 20 ml aceton en 50 ml hexaan toevoegen en koken onder reflux gedurende minimaal 6 uur;
8. De gebruikte hexaan in beide extracties wordt verder in behandeling genomen;
9. Circa 10 ml hexaan-extract overbrengen in een puntbuis van 13 ml;
10. Het hexaan indampen onder stikstof tot circa 2 ml;
11. Circa 1 ml overbrengen in een monster-vial (voor GC-analyse);
12. Aan het restant hexaan in de puntbuis circa 10 ml acetonitril toevoegen;
13. Onder stikstof verder indampen tot circa 1 ml;
14. De acetonitril-extracten worden geanalyseerd op concentraties PAKs m.b.v. HPLC (detectie met FLD);
15. De hexaan-extracten worden geanalyseerd op concentraties chloorbenzenen en PCBs m.b.v. GC (detectie met ECD);
16. De integratie van de chromatogrammen vindt handmatig plaats.

Blanco bepaling

Tijdens de metingen is een blanco-bepaling meegenomen. Hiervoor is een hoeveelheid Milli-Q water gedurende 6 uur geschud met tenax. De gebruikte Tenax is op dezelfde wijze opgewerkt en het restant Milli-Q water is geëxtraheerd m.b.v. reflux. De resultaten van de blanco zijn als correctie gebruikt bij de berekening van de sediment monsters.

Bepaling droge stof gehalte

Om de analyseresultaten te kunnen rapporteren op basis van drooggewicht is het noodzakelijk dat er van het sediment een bepaling van het gehalte droogrest wordt uitgevoerd. Hiertoe is een hoeveelheid sediment gedurende 24 uur gedroogd bij 125 °C. Door voor en na het drogen het gewicht van het sediment te bepalen is het mogelijk het droogrest van het sediment te berekenen.

Analysemethoden

De gerapporteerde PCB's zijn geanalyseerd m.b.v. Gaschromatografie met daaraan een Electron Capture Detector (ECD) gekoppeld. De gerapporteerde PAK's zijn geanalyseerd m.b.v. Hoge Prestatie Vloeistofchromatografie (HPLC) met daaraan gekoppeld een Fluorescentiedetector (FLD). Voor de kwantificering en kalibratie van de extracten is gebruik gemaakt van een externe standaard methode.

Resultaten

De chemische analyses leveren de volgende resultaten op:

- in hexaan- en acetonitril-extract van het TENAX-extract: concentraties van snel-uitwisselbare organische microverontreinigingen. Hierbij moet worden teruggerekend van µg/l in hexaan of acetonitril naar µg/kg_{OC} in het sediment (C_{snel}).

Cornelissen suggereert dat deze gemeten hoeveelheid in de Tenax-fractie vermenigvuldigd dient te worden met een factor 2 om de daadwerkelijke concentratie in de snelle fractie te bepalen, om te extrapoleren van de 6-uurs desorptie naar de totale fractie in snel-desorbeerbaar.

Van Noort *et al.* (2003) hebben voor verschillende stoffen en sedimenten experimenteel de factor vastgesteld waarmee de TENAX-fractie dient te worden vermenigvuldigd. Deze is afhankelijk van de desorptiesnelheids-constante van de snelle desorptie. Voor naftaleen, benzo(ghi)peryleen, indeno(1,2,3-cd)pyreen, PCB52, PCB118 en PCB180 hebben zij deze factor niet kunnen berekenen. Daarom is voor deze componenten de factor geschat door de factor van de meest gelijkende component te nemen.

Deze factoren zijn echter gebaseerd op 4 sedimenten voornamelijk in het Nederlandse Rijnstroomgebied. Nog onduidelijk is of deze factoren voor alle Nederlandse sedimenten gelden. In tabel B3-1 wordt een overzicht gegeven van de factoren voor de individuele componenten.

- in hexaan- en acetonitril-extract van het restant sediment: concentraties van traag- en zeer-traag-uitwisselbare organische microverontreinigingen. Hierbij moet eveneens worden teruggerekend van $\mu\text{g/l}$ in hexaan of acetonitril naar $\mu\text{g/kg}_{\text{OC}}$ in het sediment. (C_{traag} en zeer traag).

Berekening fractie snel-uitwisselbaar

Door het gehalte van de snel-uitwisselbare organische microverontreinigingen te delen door de som van C_{snel} en $C_{\text{traag en zeer traag}}$ wordt de fractie snel-uitwisselbaar berekend.

Berekening poriënwaterconcentraties

Door de totaalgehalten van andere monsters (in $\mu\text{g/kg}_{\text{OC}}$) op dezelfde locatie (met dezelfde historie) te corrigeren voor de traag en zeer-traag-uitwisselbare fractie kan de poriënwaterconcentratie (vrij opgelost) worden berekend door deling van deze snel-uitwisselbare gehalte ($\mu\text{g/kg}_{\text{OC}}$) door de equipartitie- K_{OC} volgens Van Steenwijk *et al.* (1999).

Literatuur

- Cornelissen, G., Rigterink, H., Ten Hulscher, D.E.M., Vrind, B.A. and Van Noort, P.C.M.: A simple Tenax extraction method to determine the availability of sediment-sorbed organic compounds; *Environ. Tox. Chem.* (2001), 20, 706;
- Noort, P.C.M. van, Cornelissen, G., Ten Hulscher, Th.E.M., Vrind, B.A., Rigterink, H. and Belfroid, A.: Slow and very slow desorption of organic compounds from sediment: influence of sorbate planarity; *Water Research* (2003), 37, 2317;
- Steenwijk, J.M. van, Cornelissen, G. en Ten Hulscher, Th.E.M.: Omgaan met verdelingscoëfficiënten voor organische verbindingen; Variaties op een constante; RIZA nota 99.023X, september 1999.

Macrochemie

Indien mogelijk, is dezelfde dag na extractie de elektrische geleidbaarheid (GMH elektrode; direct in buisje), pH (Sentron elektrode; direct in buisje), nitraat via nitraatpapier en de alkaliniteit bepaald. De alkaliniteit is bepaald via een nieuw ontwikkelde methode door te titreren tot $\text{pH} = 4.3$ met $0.002 \text{ N H}_2\text{SO}_4$ op $\sim 1 \text{ ml}$ poriënwatermonster. Tijdens titratie is het exacte gewicht van het monster en de hoeveelheid titrant gemeten zodat de alkaliniteit ondanks het kleine monstervolume toch nauwkeurig kon worden bepaald. De methode is ook gevalideerd door meermaals te titreren op een oplossing van 10 mM NaHCO_3 .

Anionen (Cl, Br, NO_3 , NO_2 , SO_4) zijn direct bepaald op een ionchromatograaf in onverdunde (indien tenminste 2 mL pw beschikbaar was) en 1:10 verdunde monsters (minimaal 0.3 ml benodigd). Het niet-aangezuurde poriënwatermonster is hiervoor gebruikt.

Nadat het poriënwater van alle kernen was geëxtraheerd, zijn de kationen (Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn, Si, Al & P-totaal) bepaald op een ICP-AES op 1:10 verdunde poriënwatermonsters (0.5 ml aangezuurd en gefiltreerd poriënwatermonster benodigd).

De nutriënten ortho-fosfaat en ammonium zijn gemeten in aangezuurde monsters via colorimetrie op een autoanalyser. Totaal organisch koolstof is gemeten in aangezuurde monsters op een TOC analyser.

Retardatie metingen

Voor de retardatie metingen is eerst de flowsnelheid door de kolom ingeregeld. Hiertoe is eerst de verwachte flowsnelheid op basis van de kolomeigenschappen berekend.

Berekening flowsnelheid bij waterkolom van 20 cm

- Kolom = 67 mm in diameter
- Lengte van de kolom 60 cm
- Geschatte porositeit 0,5

Infiltratievergelijking:

$$V_v = \Delta h * k_v / (\theta * D)$$

waarin:

- V_v = verticale snelheid water [m/dag]
- Δh = stijghoogteverschil over de laag [m]
- k_v = verticale doorlatendheid [m/dag]
- θ = porositeit
- D = dikte laag [m]

Tabel ...: Verticale doorlatendheden per bodemtype Verruijt (1970)

bodemtype	range [m/s]
klei	<10 ⁻⁹
zandige klei	10 ⁻⁹ – 10 ⁻⁸
veen	10 ⁻⁹ – 10 ⁻⁷
silt	10 ⁻⁸ – 10 ⁻⁷

Aanvulling:

Grondsoort	Doorlatendheid (k; meter/dag)
Klei, sterk gescheurd	10 - 100
Klei, enige poriën of	0,1 - 1
Klei, slap, ongerijpt	< 0,001
Zand, grof met enig grind	5 - 50
Zand, middelfijn (dekzand)	1 - 5
Zand, uiterst fijn	0,2 - 0,5
Veen	0,1 - 5

Inschatting voor snelheid door de kolom bij grof zand met enig grind

$$\Delta h = 20 \text{ cm waterkolom}$$

$$k_v (\text{zand}) = 1 \text{ m/dag}$$

$$\theta = 0,5 \text{ (--)}$$

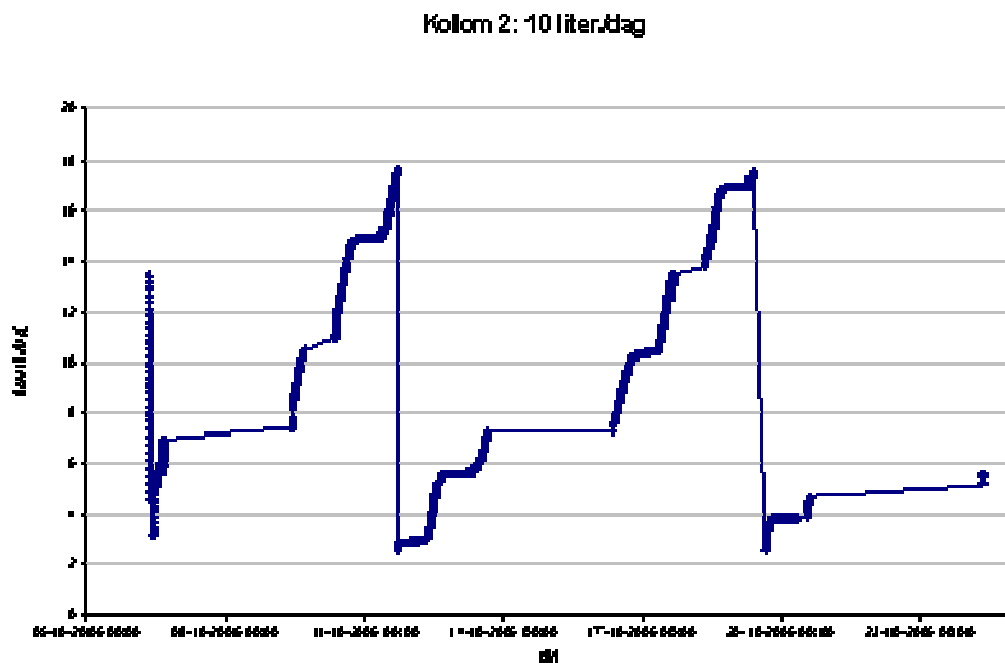
$$D = 0,6 \text{ m (kolom)}$$

$$V_v = 0,2 * 1 / (0,5 * 0,6) = 0,65 \text{ m/dag poriesnelheid} = 2,1 \times \text{kolom!}$$

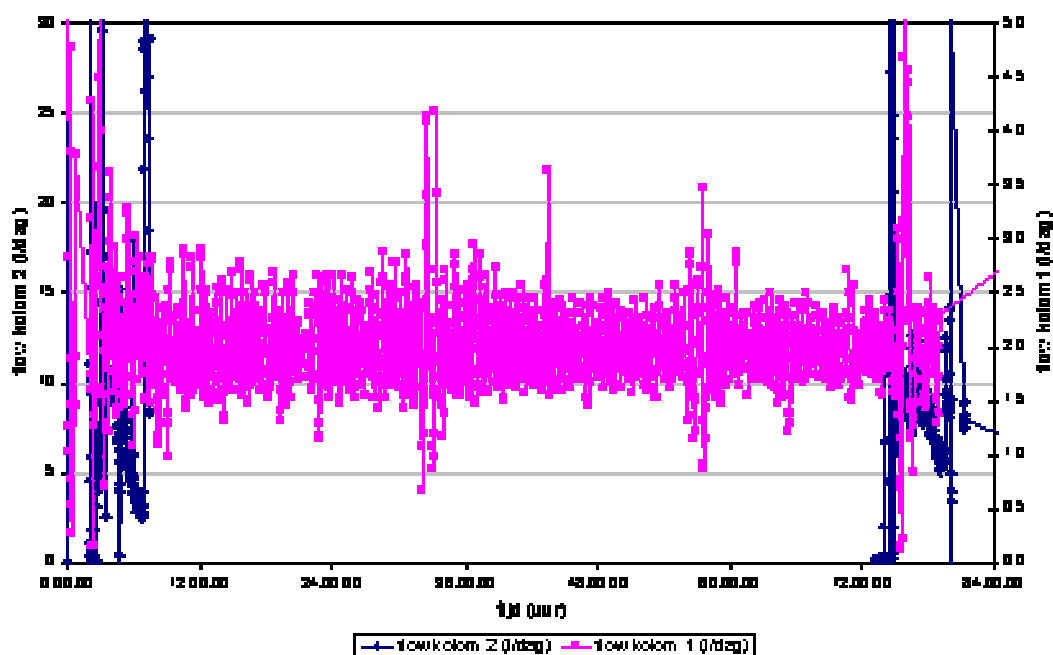
$$= 0,3 \text{ m/dag filtersnelheid} = (0,3 \text{ m/dag} * 0,0035 \text{ m}^2) = 0,001 \text{ m}^3/\text{dag} \sim 1, \text{ l/dag}$$

$$\text{kolomporeievolum} = 3,14 * (\text{straal} = 6,7/2)^2 * (\text{lengte} = 60) * (\text{porositeit} = 0.5) = 1060 \text{ cm}^3$$

Op basis van de geschatte beginsnelheid wordt de werkelijke flowsnelheid gemeten door middel van het wegen van het eluaatwater. Bij een te lage flow wordt de gasdruk op de kolom opgevoerd, waarmee de waterkolom fictief hoger wordt. Bij een te hoge flow wordt de druk juist verlaagd.



Figuur B3-2: Voorbeeld verloop flowsnelheid in de tijd



Figuur B3-3: Lange termijn variatie in flow snelheid

Na het inregelen van de flow wordt de kolom gespiked en wordt op een logaritmische schaal een monster genomen van het eluaatwater.

				PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 180
		liters water	x kolom vol	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
KRAAN	--			<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
MID	T0	0.0	0.1	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
MID	T1	5.5	7.1	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
MID	T2	8.2	10.5	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
MID	T3	12.8	16.3	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
MID	T4	21.4	27.3	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
MID	T5	41.1	52.4	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
MID	T6	52.7	67.1	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
MID	T8	150.0	191.1	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
MID	T8.5	166.3	211.9	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
MID	T9									
MID	T10									
HIGH	T0	0.0	0.1	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
HIGH	T1	5.8	7.4	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
HIGH	T2	8.3	10.7	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
HIGH	T3	12.9	16.6	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
HIGH	T4	17.8	22.9	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
HIGH	T5	45.0	57.9	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
HIGH	T6	53.1	68.3	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
HIGH	T7	67.7	87.0	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
HIGH	T8	135.7	174.5	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
HIGH	T9	216.8	278.8	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
HIGH	T10	345.1	443.8	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010

		Naftaleen	Fenanthreen	Anthracen	Fluorantheen	Benzo(a)anthracen	Chryseen	Benzo(k)fluorantheen	Benzo(a)pyreen	Benzo(ghi)perylene	Indeno(123-cd)pyreen	PAK Totaal VROM (10) [NEN 6527]
		µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
KRAAN	--	0.06	0.48	0.051	0.039	<0.010	0.011	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.64
MID	T0	0.032	0.19	0.015	0.017	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.25
MID	T1	21	3.3	0.14	0.035	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	25
MID	T2	0.54	6	0.35	0.063	0.011	0.017	0.01	0.014	<0.010	<0.010	7
MID	T3	210	9.1	0.71	0.38	<0.10	0.12	<0.10	<0.10	0.12	0.18	220
MID	T4	82	31	2.2	2.9	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	120
MID	T5	2.1	120	7.7	69	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	200
MID	T6	1	56	4.5	34	<0.10	<0.10	<0.10	0.17	0.14	<0.10	96
MID	T8	0.01	0.032	0.011	0.11	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.16
MID	T8.5	<0.010	0.035	0.016	0.18	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.23
MID	T9											
MID	T10											
HIGH	T0	0.049	0.22	0.019	0.03	0.016	0.024	0.013	0.016	0.023	0.024	0.43
HIGH	T1	1500	4	0.12	0.13	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	1500
HIGH	T2	140	22	0.44	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	160
HIGH	T3	190	17	0.56	0.3	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	210
HIGH	T4	36	19	0.84	0.65	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	56
HIGH	T5	0.69	63	2	5.1	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	71
HIGH	T6	0.65	210	12	80	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	0.21	300
HIGH	T7	<0.010	8.9	1.5	23	0.028	0.031	0.013	<0.010	<0.010	<0.010	33
HIGH	T8	<0.010	<0.010	<0.0050	0.17	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.17
HIGH	T9	<0.010	0.017	<0.0050	0.2	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.21
HIGH	T10	<0.010	0.015	<0.0050	0.032	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.047

Bijlage 4: gebruikte monsters per meettechniek

boring nr	omschrijving in het depot A (midden)	deelnr	begin diepte	Silb/WVP	1) RIKZ		2) VU		3) RIZA		4) WL		10 crf 5) GD / reserve (*)		
					begin/ einde	einde	begin/ einde	begin/ einde	begin/ einde	begin/ einde	begin/ einde	begin/ einde	spill 10 crf	spill 10 crf	begin/ einde
1	in het depot A (midden)	1	-21.0	N.A.P.	silb	-21.0	-21.5	-21.6	-22.1	-22.2	-22.7	-22.8	-23.3	-23.4	-24.9
		2	-25.5	"	silb	-25.5	-26.0	-26.1	-26.6	-26.7	-27.2	-27.3	-27.8	-27.9	-29.4
		3	-30.5	"	silb	-30.5	-31.0	-31.1	-31.6	-31.7	-32.2	-32.3	-32.8	-32.9	-34.4
		4	-34.5	"	silb	-34.5	-35.0	-35.1	-35.6	-35.7	-36.2	-36.3	-36.8	-36.9	-38.4
		5	-38.5	"	3e WVP	-38.5	-39.0	-39.1	-39.6	-39.7	-40.2	-40.3	-40.8	-40.9	-41.4
		6	-43.5	"	4e WVP	-43.5	-44.0	-44.1	-44.6	-44.7	-45.2	-45.3	-45.8	-45.9	-46.4
2	in het depot B (talud)	1	-20.0	N.A.P.	silb	-20.0	-20.5	-20.6	-21.1	-21.2	-21.7	-21.8	-22.3	-22.4	-22.9
		2	-25.0	"	silb	-25.0	-25.5	-25.6	-26.1	-26.2	-26.7	-26.8	-27.3	-27.4	-27.9
		3	-28.0	"	2e WVP	-28.0	-28.5	-28.6	-29.1	-29.2	-29.7	-29.8	-30.3	-30.4	-30.9
		4	-35.0	"	WVP/scheidend	-35.0	-35.5	-35.6	-36.1	-36.2	-36.7	-36.8	-37.3	-37.4	-37.9
		5	-48.0	"	4e WVP	-48.0	-48.5	-48.6	-49.1	-49.2	-49.7	-49.8	-50.3	-50.4	-50.9
3	op land C	1	-20.0	N.A.P.	2e WVP	-20.0	-20.5	-20.6	-21.1	-21.2	-21.7	-21.8	-22.3	-22.4	-22.9
		2		"	WVP	0.0	-0.5	-0.6	-1.1	-1.2	-1.7	-1.8	-2.3	-2.4	-2.9
		3		"	WVP	0.0	-0.5	-0.6	-1.1	-1.2	-1.7	-1.8	-2.3	-2.4	-2.9
		4		"	WVP	-48.0	-48.5	-48.6	-49.1	-49.2	-49.7	-49.8	-50.3	-50.4	-50.9
4	vervallen														
5	ondiepe boring 1 E	1	-0.5	N.A.P.										0.0	waterkold
6	ondiepe boring 2 F	1	-0.5	N.A.P.										0.0	

Bijlage 5: resultaten SOFIE-metingen

Overzicht van macrochemie in poriënwater in en rondom (WVP) depot Amerikahaven

boring	omschrijving	Slib/WVP	diepte [NAP]	pH	Eh [mV]	NH4 [mg/l]	Mn [mg/l]	Fe [mg/l]	NO3 [mg/l]	NO2 [mg/l]	SO4 [mg/l]	PO4 [mg/l]	Cl [mg/l]	DOC [mg/l]
A	in depot	slib	-22,2	7,3	-5,8	26,4	4,99	5,96	0,13	0	20,5	0,89	5575	32,20
A	in depot	slib	-27,4	7,3	-9		1,40	1,50	0,49	0	0,2	0,51	8762	
A	in depot	slib	-32,4		-13		5,04	30,32						
B	in depot	slib	-21,9	7,2	-127	94,9	0,33	3,46	0,88	0	1,4	18,4	10323	42,6
B	onder depot	2e WVP	-26,9	7,2	-131		0,47	0,09						
C	naast depot	2e WVP	-22,9	6,0	183		0,09	0,12	10,7	0,08	64,4	16,7	235	
A	onder depot	3e WVP	-36,4	7,0	-21	10,0	1,91	11,34	0,98	0	228	0	5206	26,2
A	onder depot	3e WVP	-40,4	6,5	-87	5,67	0,40	1,02	4,8	0,22	260	2,26	2111	25,2
B	onder depot	3e WVP	-36,9	7,0	-151	17,3	0,33	3,36	0,8	0	879	11	10493	20,6
A	onder depot	4e WVP	-45,4	6,3	-86		0,33	0,856	2,11	0,44	282	0,78	1883	33,5
B	onder depot	4e WVP	-49,9				0,12	0,46	21,4	0	1,1	1,25	3421	
E	toplaag sediment	toplaag	-15,2	7,7	-192	14,9	1,44	0,07	0,69	0	644	32	9304	42,7

Porriënwater

	A1-3	A2-3	A3-3	A4-3	A5-3	A6-3	B1-3	B2-3	B4-3	B5-3	E-3	C1-3
	Slibbig zand	Slibbig zand	Slibbig zand	Zandig	Zand	Zand	Slibbig zand	Zand	Zand	Slibbig zand	Slib	Zandig
X	113.901	113.901	113.901	113.901	113.901	113.901	113.519	113.519	113.519	113.519	113.133	113.654
Y	491.578	491.578	491.578	491.578	491.578	491.578	491.219	491.219	491.219	491.219	493.182	491.341
d	NAP (-m)	27,40	32,40	36,40	40,40	45,40	21,90	26,90	36,90	49,90	15,20	22,90
Be	ug/l	0,06	0,07	0,08	0,07	0,06	0,14	0,09	0,11	0,11	0,10	0,06
Mo	ug/l	13,91	1,23	7,61	0,64	30,23	3,22	42,91	2,59	18,11	6,78	14,77
Ag	ug/l	1,74	2,37	2,94	27,29	5,14	3,28	0,56	1,39	0,10	0,09	7,37
Cd	ug/l	0,33	0,20	0,28	0,77	0,32	0,21	0,44	0,19	0,25	0,10	0,15
Sn	ug/l	1,59	1,41	1,77	1,93	3,18	1,88	7,35	1,74	1,52	1,44	0,69
Ba	ug/l	283,6	204,3	321,2	1.685,4	175,3	602,0	122,9	582,0	694,3	95,5	18,6
Tl	ug/l	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02	0,01	0,02	0,01	0,02	0,01	0,01
Pb	ug/l	19,93	20,35	20,83	71,33	19,62	6,86	3,15	36,59	0,50	0,44	2,32
U	ug/l	0,60	0,18	0,46	0,05	0,63	0,12	0,83	0,06	0,35	0,68	0,64
B	ug/l	3,208	1,768	322	440	428	1,591	785	1,536	972	1,689	132
Al	ug/l	984,69	380,37	226,25	1,092,22	820,69	0,00	0,00	1,419,55	0,00	184,84	553,63
Ti	ug/l	2,38	6,16	1,89	2,17	1,13	4,13	1,97	5,17	2,97	10,25	1,27
V	ug/l	1,35	2,71	1,36	1,30	0,68	1,42	3,57	1,46	1,36	6,81	0,86
Cr	ug/l	5,03	7,50	63,73	5,53	7,22	11,67	12,08	12,15	11,11	7,91	5,09
Fe	ug/l	5,964	1,499	30,316	11,338	855	3,458	88	3,361	463	73	122
Co	ug/l	2,65	4,28	4,68	0,51	0,44	0,54	0,69	0,46	0,40	0,65	0,35
Ni	ug/l	8,67	2,09	120,42	5,36	4,46	2,60	3,76	1,99	2,81	1,94	2,67
Cu	ug/l	4,70	8,99	8,26	8,89	4,61	6,30	6,73	32,68	2,02	1,47	2,75
Zn	ug/l	100,08	68,57	123,56	99,49	130,39	62,32	59,97	55,67	71,26	19,47	38,91
Sb	ug/l	0,60	0,26	0,35	0,63	1,28	0,41	5,71	0,28	0,32	0,78	0,96

	A1-3	A2-3	A3-3	A4-3	A5-3	A6-3	B1-3	B2-3	B4-3	B5-3	E-3	C1-3
	Slibbig zand	Slibbig zand	Slibbig zand	Zandig	Zand	Zand	Slibbig zand	Zand	Zand	Slibbig zand	Slib	Zandig
Te	ug/l	0,84	1,55	1,56	0,58	0,18	0,16	0,57	0,42	0,52	0,56	0,10
Mg	ug/l	348.082	541.073	232.716	282.994	111.188	94.101	489.309	151.110	476.062	164.878	454.383
Mh	ug/l	4.994	1.431	5.040	1.911	398	329	325	468	327	124	1.442
As	ug/l	4,86	2,82	6,05	1,68	5,90	4,34	1,01	8,06	0,93	1,29	11,82
Se	ug/l	56,44	103,61	43,93	35,65	19,54	53,92	112,94	32,60	82,85	51,24	116,43
Ca	ug/l	231.011	321.581	542.228	551.827	104.754	80.397	383.932	99.925	362.218	139.959	234.609
Chloride	mg/l	5,575	8,762		5,206	2,111	1,883	10,323		10,493	3,421	9,304
Nitriet	mg/l	0,00	0,00		0,00	0,22	0,44	0,00		0,00	0,00	0,00
Nitraat	mg/l	0,13	0,49		0,98	4,80	2,11	0,88		0,80	21,40	0,69
Fosfaat	mg/l	0,89	0,51		0,00	2,26	0,78	18,38		11,00	1,25	32,00
Sulfaat	mg/l	20,50	0,20		227,90	260,00	282,00	1,40		879,00	1,10	644,00
NH4-N	mg/l	26,36			10,01	5,67		94,86		17,33		14,91
DOC	mg/l	32,20			26,20	25,20	33,50	42,60		20,60		42,70
pH	-	7,30	7,31		7,01	6,48	6,31	7,24	7,17	7,02		7,70
Eh	mV	-5,80	-9,00	-13,00	-21,00	-87,00	-86,00	-127,00	-131,00	-151,00		-192,00
												183,00

Sediment

	A1-3	A2-3	A3-3	A4-3	A5-3	A6-3	B1-3	B2-3	B4-3	B5-3	E-3	C1-3
	Slibig zand	Slibbig zand	Slibbig zand	Zandig	Zand	Zand	Slibbig zand	Zand	Zand	Slibbig zand	Slib	Zandig
X	113.901	113.901	113.901	113.901	113.901	113.901	113.519	113.519	113.519	113.519	113.133	113.654
Y	491.578	491.578	491.578	491.578	491.578	491.578	491.219	491.219	491.219	491.219	493.182	491.341
d	NAP (-m)	27,40	32,40	36,40	40,40	45,40	21,90	26,90	36,90	49,90	15,20	22,90
Indamprest	%	79,50	62,90	81,50	84,90	85,90	81,00	83,80	84,20	71,70	56,70	82,20
<2um	%	4,70	11,10	12,80	0,40	0,70	2,30	0,40	0,40	17,80	7,30	0,30
<16 um	%	7,10	13,00	17,00	0,43	0,73	2,70	0,66	0,42	33,00	12,00	0,74
TIC	%	3,60	6,40	6,60	2,50	3,30	4,60	7,70	2,90	18,00	7,30	8,70
TOC	%	9,00	17,00	9,90	2,70	<1	3,10	1,00	<1	16,00	15,00	2,20
N (kieldahl)	mg N/kg	480	1.500	870	99	24	36	260	87	55	740	52
P	mg P/kg	150	500	360	20	99	360	640	180	25	510	260
S	mg/kg	2.800	7.400	5.800	2.900	260	280	1.900	1.400	1.100	8.500	990
As	mg/kg	4,00	10,00	7,00	7,00	<4	<4	8,00	<4	4,00	7,00	<4
Cd	mg/kg	0,26	0,56	0,23	<0,16	<0,15	0,38	0,20	<0,16	0,38	0,79	<0,16
Ca	mg/kg	21.000	40.000	42.000	16.000	9.700	39.000	26.000	19.000	120.000	26.000	51.000
Cr	mg/kg	<15	21,00	21,00	<14	<13	20,00	<15	<14	21,00	23,00	14,00
Fe	mg/kg	6.800	13.000	14.000	4.600	2.100	11.000	4.900	3.800	27.000	12.000	6.200
Co	mg/kg	3,00	5,00	5,00	1,00	1,00	7,00	2,00	2,00	6,00	5,00	3,00
Cu	mg/kg	9,00	21,00	8,00	<5	<4	90,00	<5	<5	14,00	34,00	<5
Hg (FIAS/Fims)	mg/kg	0,12	0,93	0,05	<0,04	<0,04	0,21	<0,04	<0,04	0,04	0,46	<0,04
Pb	mg/kg	16,00	38,00	<13	<12	<11	130,00	<13	<12	<13	52,00	<13
Mg	mg/kg	2.500	5.700	5.600	1.100	740	3.300	2.600	1.800	18.000	4.600	6.000
Mn	mg/kg	170	300	360	69	43	77	160	110	1.100	250	230
Ni	mg/kg	8	13	16	3	3	4	8	5	21	13	11
Zn	mg/kg	67	120	43	<16	<15	<17	1.000	16	58	150	23

Bijlage 6: resultaten Tenax-metingen

Tabel 6.1: *percentage van verontreinigingen dat snel desorbeert in depot Amerikahaven, WVP en bij toplaag van sediment. nb = niet bepaald i.v.m. detectielimiet⁶*

	in depot			WVP onder depot				toplaag
	SLIB A3	SLIB A4	SLIB B1	3E WVP A3	3E WVP B4	4E WVP A4	4E WVP B5	sediment E3
PAK								
Naftaleen	15%	n.b.	59%	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Fenantreen	84%	35%	35%	n.b.	200%		n.b.	43%
Anthraceen	49%	76%	43%	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	36%
Fluorantheen	77%	89%	67%	50%	n.b.	n.b.	n.b.	6%
Pyreen	85%	95%	67%	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	31%
Benz(a)anthraceen	52%	39%	52%	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	11%
Chryseen	28%	52%	39%	n.b.	200%	160%	n.b.	12%
Benz(b)fluorantheen	24%	17%	17%	21%	n.b.	n.b.	3%	13%
Benz(k)fluorantheen	24%	23%	20%	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	10%
Benz(a)pyreen	19%	18%	15%	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	7%
Dibenz(ah)anthraceen	n.b.	4%	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	9%
Benzo(ghi)peryleen	6%	5%	4%	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	3%
Indeno(1,2,3cd)pyreen	41%	5%	42%	5%	n.b.	n.b.	n.b.	4%
HCB	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	123%	200%	123%
P,p-DDT	1%	200%	24%	n.b.	-	-	9%	-
PCB's								
PCB 28	67%	181%	139%	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	144%
PCB 52	172%	164%	52%	57%	n.b.	n.b.	n.b.	195%
PCB 101	143%	170%	122%	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	153%
PCB 118	78%	155%	96%	63%	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
PCB 138	29%	149%	16%	n.b.	n.b.	n.b.	200%	174%
PCB 153	70%	132%	90%	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
PCB 180	200%	78%	43%	n.b.	n.b.	91%	n.b.	n.b.

⁶ n.b. houdt in dat de snel beschikbare fractie in ieder geval erg laag is, bij een hoge beschikbare fractie zou immers de detectielimiet wel gehaald worden.

Tabel B6-2: Gemeten concentraties PCB's ($\mu\text{g}/\text{kg}$) en PAK's (mg/kg) in sedimentmonster A3-1 (tussen haakjes de RSD in %)

Component	Concentratie geëxtraheerd na 6 uur <i>Tenax</i>	Concentratie geëxtraheerd <i>Restant sediment</i>	Concentratie geëxtraheerd <i>Totaal</i>
Naftaleen	0,018 (25)	0,220 (30)	0,238 (26)
Fenantreen	0,295 (2)	0,407 (15)	0,702 (10)
Anthraceen	0,110 (5)	0,343 (56)	0,453 (44)
Fluorantheen	0,357 (5)	0,569 (38)	0,926 (21)
Pyreen	0,280 (5)	0,379 (35)	0,659 (23)
Benz(a)anthraceen	0,082 (5)	0,233 (45)	0,315 (35)
Chryseen	0,050 (5)	0,312 (34)	0,362 (30)
Benz(b)fluorantheen	0,086 (5)	0,637 (27)	0,722 (24)
Benz(k)fluorantheen	0,022 (5)	0,159 (36)	0,181 (32)
Benz(a)pyreen	0,030 (6)	0,281 (33)	0,311 (30)
Dibenz(ah)anthraceen	n.b.	0,067 (28)	0,067 (28)
Benzo(ghi)peryleen	0,007 (10)	0,235 (69)	0,241 (68)
Indeno(1,2,3cd)pyreen	0,013 (19)	0,051 (65)	0,063 (56)
HCB	n.b.	n.b.	n.b.
PCB 28	0,887 (57)	1,769 (4)	2,655 (22)
PCB 52	1,626 (69)	0,267 (141)	1,894 (79)
PCB 101	4,136 (87)	1,637 (34)	5,773 (72)
PCB 118	1,084 (29)	1,704 (17)	2,788 (21)
PCB 138	0,874 (141)	5,183 (64)	6,057 (75)
PCB 153	1,076 (22)	1,999 (1)	3,075 (7)
PCB 180	0,554 (91)	n.b.	0,554 (91)
P,p-DDT	4,300 (167)	999,930 (13)	1004,230 (12)

Tabel B6.3: Gemeten concentraties PCB's ($\mu\text{g}/\text{kg}$) en PAK's (mg/kg) in sedimentmonster A4-1 (tussen haakjes de RSD in %)

Component	Concentratie geëxtraheerd na 6 uur <i>Tenax</i>	Concentratie geëxtraheerd <i>Restant sediment</i>	Concentratie geëxtraheerd <i>Totaal</i>
Naftaleen	n.b.	0,129 (20)	0,129 (20)
Fenantreen	0,133 (1)	0,637 (91)	0,770 (75)
Anthraceen	0,242 (3)	0,394 (53)	0,636 (32)
Fluorantheen	1,019 (8)	1,264 (61)	2,283 (30)
Pyreen	0,698 (1)	0,763 (65)	1,462 (33)
Benz(a)anthraceen	0,176 (2)	0,732 (76)	0,908 (61)
Chryseen	0,215 (2)	0,608 (72)	0,823 (53)
Benz(b)fluorantheen	0,120 (3)	1,252 (51)	1,372 (46)
Benz(k)fluorantheen	0,042 (3)	0,329 (63)	0,371 (55)
Benz(a)pyreen	0,061 (3)	0,614 (67)	0,674 (61)
Dibenz(ah)anthraceen	0,002 (141)	0,1002 (61)	0,102 (62)
Benzo(ghi)peryleen	0,007 (28)	0,266 (59)	0,273 (58)
Indeno(1,2,3cd)pyreen	0,014 (15)	0,552 (63)	0,566 (62)
HCB	n.b.	1,030 (24)	0,967 (27)
PCB 28	33,103 (13)	3,391 (6)	36,493 (12)
PCB 52	29,155 (16)	6,305 (41)	35,459 (21)
PCB 101	16,148 (14)	2,800 (24)	18,948 (8)
PCB 118	7,104 (13)	2,076 (17)	9,179 (6)
PCB 138	20,234 (11)	6,871 (2)	27,106 (9)
PCB 153	10,545 (17)	5,398 (0)	15,943 (11)
PCB 180	1,985 (33)	3,074 (29)	5,059 (5)
P,p-DDT	890,113 (37)	n.b.	890,113 (43)

Tabel B6.4: Gemeten concentraties PCB's ($\mu\text{g}/\text{kg}$) en PAK's (mg/kg) in sedimentmonster **A3-3** (tussen haakjes de RSD in %)

Component	Concentratie geëxtraheerd na 6 uur <i>Tenax</i>	Concentratie geëxtraheerd <i>Restant sediment</i>	Concentratie geëxtraheerd <i>Totaal</i>
Naftaleen	n.b.	n.b.	n.b.
Fenantreen	n.b.	n.b.	n.b.
Anthraceen	n.b.	n.b.	n.b.
Fluorantheen	0,001 (141)	0,003 (141)	0,004 (55)
Pyreen	n.b.	0,004 (29)	0,004 (45)
Benz(a)anthraceen	n.b.	0,002 (63)	0,002 (88)
Chryseen	n.b.	0,001 (141)	0,001 (141)
Benz(b)fluorantheen	0,009 (3)	0,078 (1)	0,086 (1)
Benz(k)fluorantheen	n.b.	0,001 (141)	0,001 (141)
Benz(a)pyreen	n.b.	n.b.	n.b.
Dibenz(ah)anthraceen	n.b.	n.b.	n.b.
Benzo(ghi)peryleen	n.b.	0,028 (127)	0,028 (130)
Indeno(1,2,3cd)pyreen	0,001 (141)	0,039 (139)	0,040 (135)
HCB	n.b.	n.b.	n.b.
PCB 28	n.b.	n.b.	n.b.
PCB 52	0,214 (141)	0,535 (141)	0,749 (61)
PCB 101	n.b.	n.b.	n.b.
PCB 118	0,116 (45)	0,255 (141)	0,371 (111)
PCB 138	n.b.	n.b.	n.b.
PCB 153	n.b.	n.b.	n.b.
PCB 180	n.b.	n.b.	n.b.
P,p-DDT	n.b.	1167,986 (36)	1167,986 (36)

Tabel B6.5: Gemeten concentraties PCB's ($\mu\text{g}/\text{kg}$) en PAK's (mg/kg) in sedimentmonster **A4-3** (tussen haakjes de RSD in %)

Component	Concentratie geëxtraheerd na 6 uur <i>Tenax</i>	Concentratie geëxtraheerd <i>Restant sediment</i>	Concentratie geëxtraheerd <i>Totaal</i>
Naftaleen	n.b.	n.b.	n.b.
Fenantreen	0,010 (1)	n.b.	n.b.
Anthraceen	n.b.	n.b.	n.b.
Fluorantheen	n.b.	0,002 (141)	0,002 (141)
Pyreen	n.b.	n.b.	n.b.
Benz(a)anthraceen	n.b.	n.b.	n.b.
Chryseen	0,004 (6)	0,0004 (141)	0,005 (16)
Benz(b)fluorantheen	n.b.	0,005 (20)	0,005 (20)
Benz(k)fluorantheen	n.b.	n.b.	n.b.
Benz(a)pyreen	n.b.	0,0002 (36)	0,0002 (36)
Dibenz(ah)anthraceen	n.b.	n.b.	n.b.
Benzo(ghi)peryleen	n.b.	n.b.	n.b.
Indeno(1,2,3cd)pyreen	n.b.	n.b.	n.b.
HCB	0,024 (104)	0,015 (422)	0,039 (100)
PCB 28	n.b.	0,149 (141)	0,149 (141)
PCB 52	n.b.	n.b.	n.b.
PCB 101	n.b.	n.b.	n.b.
PCB 118	n.b.	n.b.	n.b.
PCB 138	n.b.	n.b.	n.b.
PCB 153	n.b.	n.b.	n.b.
PCB 180	0,016 (99)	0,019 (663)	0,035 (306)

Tabel B6.6: Gemeten concentraties PCB's ($\mu\text{g}/\text{kg}$) en PAK's (mg/kg) in sedimentmonster **B1-3** (tussen haakjes de RSD in %)

Component	Concentratie geëxtraheerd na 6 uur <i>Tenax</i>	Concentratie geëxtraheerd <i>Restant sediment</i>	Concentratie geëxtraheerd <i>Totaal</i>
Naftaleen	0,117 (0)	0,278 (14)	0,394 (10)
Fenantreen	0,105 (6)	0,495 (6)	0,605 (6)
Anthraceen	0,036 (4)	0,133 (5)	0,169 (3)
Fluorantheen	0,428 (1)	0,862 (10)	1,287 (6)
Pyreen	0,343 (3)	0,668 (3)	1,019 (3)
Benz(a)anthraceen	0,127 (3)	0,360 (10)	0,490 (6)
Chryseen	0,113 (4)	0,461 (0)	0,577 (1)
Benz(b)fluorantheen	0,101 (3)	1,105 (2)	1,208 (2)
Benz(k)fluorantheen	0,029 (6)	0,263 (0)	0,292 (1)
Benz(a)pyreen	0,040 (2)	0,507 (1)	0,548 (1)
Dibenz(ah)anthraceen	n.b.	0,061 (110)	0,061 (110)
Benzo(ghi)peryleen	0,009 (63)	0,395 (36)	0,402 (35)
Indeno(1,2,3cd)pyreen	0,020 (28)	0,079 (24)	0,095 (15)
HCB	n.b.	2,638 (45)	2,638 (45)
PCB 28	4,809 (2)	2,090 (141)	6,899 (45)
PCB 52	8,296 (4)	23,904 (94)	32,200 (71)
PCB 101	5,450 (0)	3,458 (141)	8,909 (55)
PCB 118	2,305 (2)	2,509 (141)	4,813 (73)
PCB 138	1,982 (1)	22,701 (107)	24,683 (98)
PCB 153	3,691 (0)	4,500 (141)	8,191 (78)
PCB 180	0,599 (6)	0,035 (306)	2,786 (112)
P,p-DDT	156,152 (13)	1146,203 (10)	1302,356 (10)
P,p-DDE	370,892 (1)	321,001 (1)	691,893 (1)
Dieldrin	750,049 (2)	583,968 (2)	1334,016 (2)

Tabel B6.7: Gemeten concentraties PCB's ($\mu\text{g}/\text{kg}$) en PAK's (mg/kg) in sedimentmonster **B4-3** (tussen haakjes de RSD in %)

Component	Concentratie geëxtraheerd na 6 uur <i>Tenax</i>	Concentratie geëxtraheerd <i>Restant sediment</i>	Concentratie geëxtraheerd <i>Totaal</i>
Naftaleen	n.b.	n.b.	n.b.
Fenantreen	0,021 (88)	0,0008 (168)	0,021 (25)
Anthraceen	n.b.	n.b.	n.b.
Fluorantheen	n.b.	n.b.	n.b.
Pyreen	n.b.	0,0009 (141)	0,0009 (141)
Benz(a)anthraceen	n.b.	n.b.	n.b.
Chryseen	0,003 (3)	0,0004 (141)	0,003 (18)
Benz(b)fluorantheen	n.b.	n.b.	n.b.
Benz(k)fluorantheen	n.b.	n.b.	n.b.
Benz(a)pyreen	n.b.	n.b.	n.b.
Dibenz(ah)anthraceen	n.b.	n.b.	n.b.
Benzo(ghi)peryleen	n.b.	n.b.	n.b.
Indeno(1,2,3cd)pyreen	n.b.	n.b.	n.b.
HCB	n.b.	n.b.	n.b.
PCB 28	n.b.	0,126 (141)	0,126 (141)
PCB 52	n.b.	0,246 (141)	0,246 (141)
PCB 101	n.b.	n.b.	n.b.
PCB 118	n.b.	n.b.	n.b.
PCB 138	n.b.	n.b.	n.b.
PCB 153	n.b.	n.b.	n.b.
PCB 180	n.b.	0,019 (82)	0,019 (82)

Tabel B6.8: Gemeten concentraties PCB's ($\mu\text{g}/\text{kg}$) en PAK's (mg/kg) in sedimentmonster **B5-3** (tussen haakjes de RSD in %)

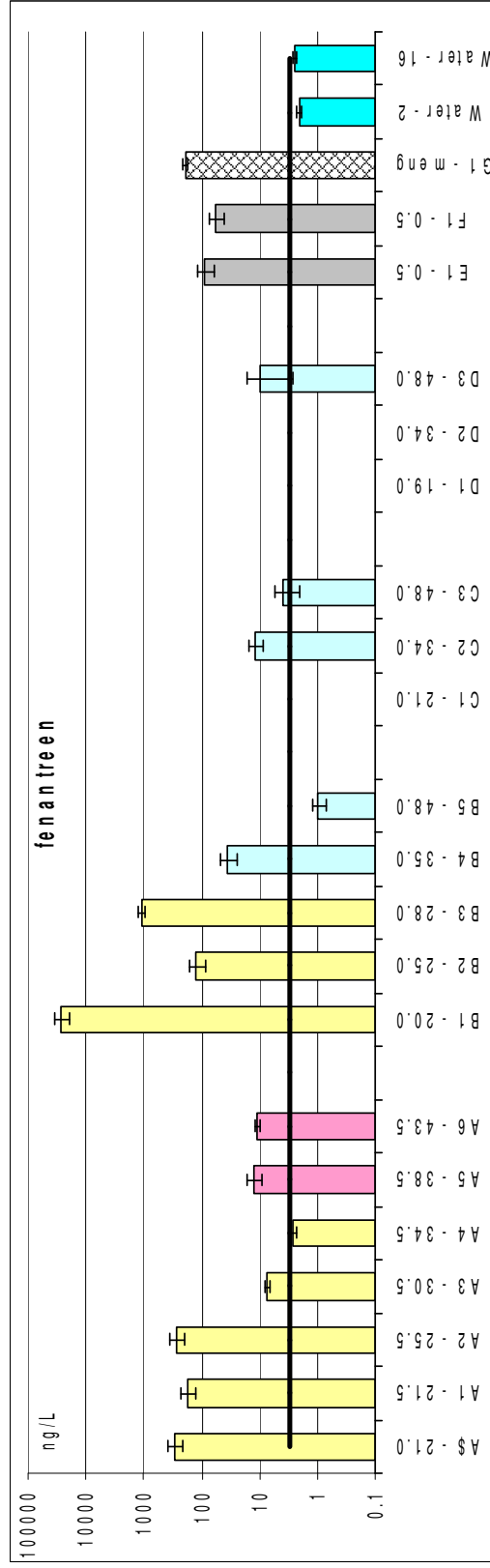
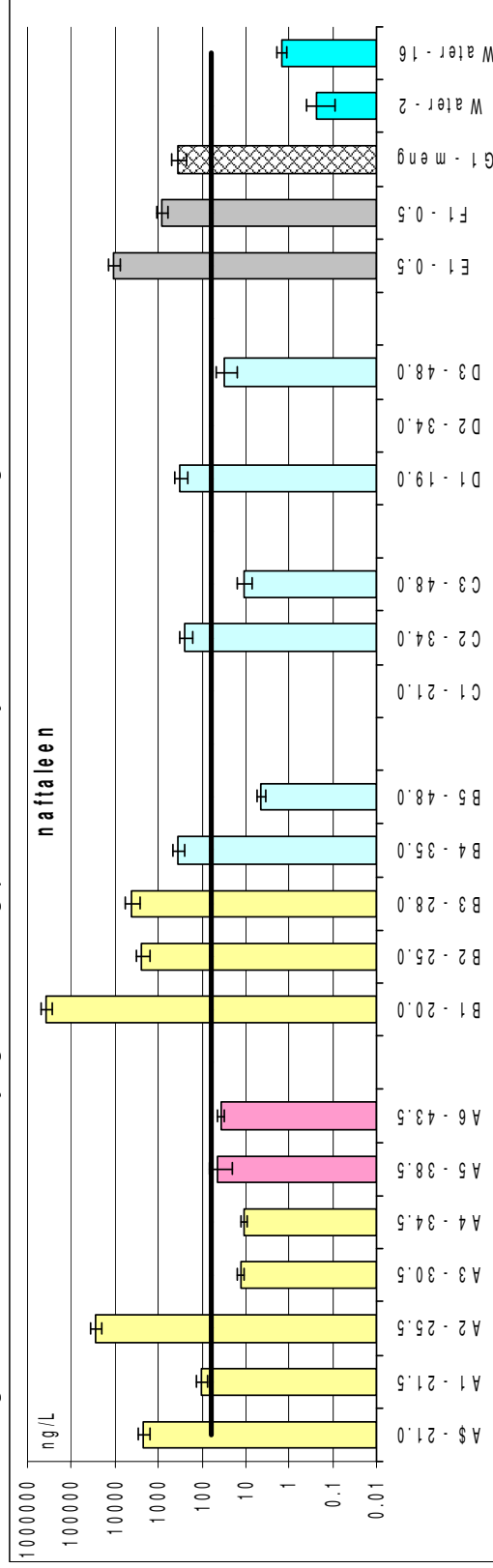
Component	Concentratie geëxtraheerd na 6 uur <i>Tenax</i>	Concentratie geëxtraheerd <i>Restant sediment</i>	Concentratie geëxtraheerd <i>Totaal</i>
Naftaleen	n.b.	n.b.	n.b.
Fenantreen	n.b.	n.b.	n.b.
Anthraceen	n.b.	n.b.	n.b.
Fluorantheen	n.b.	n.b.	n.b.
Pyreen	n.b.	n.b.	n.b.
Benz(a)anthraceen	n.b.	n.b.	n.b.
Chryseen	n.b.	0,001 (9)	0,001 (40)
Benz(b)fluorantheen	0,003 (8)	0,2428 (9)	0,231 (9)
Benz(k)fluorantheen	n.b.	n.b.	n.b.
Benz(a)pyreen	n.b.	0,0009 (9)	0,0009 (9)
Dibenz(ah)anthraceen	n.b.	n.b.	n.b.
Benzo(ghi)peryleen	n.b.	n.b.	n.b.
Indeno(1,2,3cd)pyreen	n.b.	0,0008 (9)	0,0008 (9)
HCB	0,044 (141)	n.b.	0,044 (141)
PCB 28	n.b.	n.b.	n.b.
PCB 52	n.b.	n.b.	n.b.
PCB 101	n.b.	n.b.	n.b.
PCB 118	n.b.	0,217 (141)	0,217 (141)
PCB 138	0,054 (141)	n.b.	0,054 (141)
PCB 153	n.b.	0,041 (141)	0,041 (141)
PCB 180	n.b.	n.b.	n.b.
P,p-DDT	54,409 (10)	1167,152 (7)	1221,561 (8)

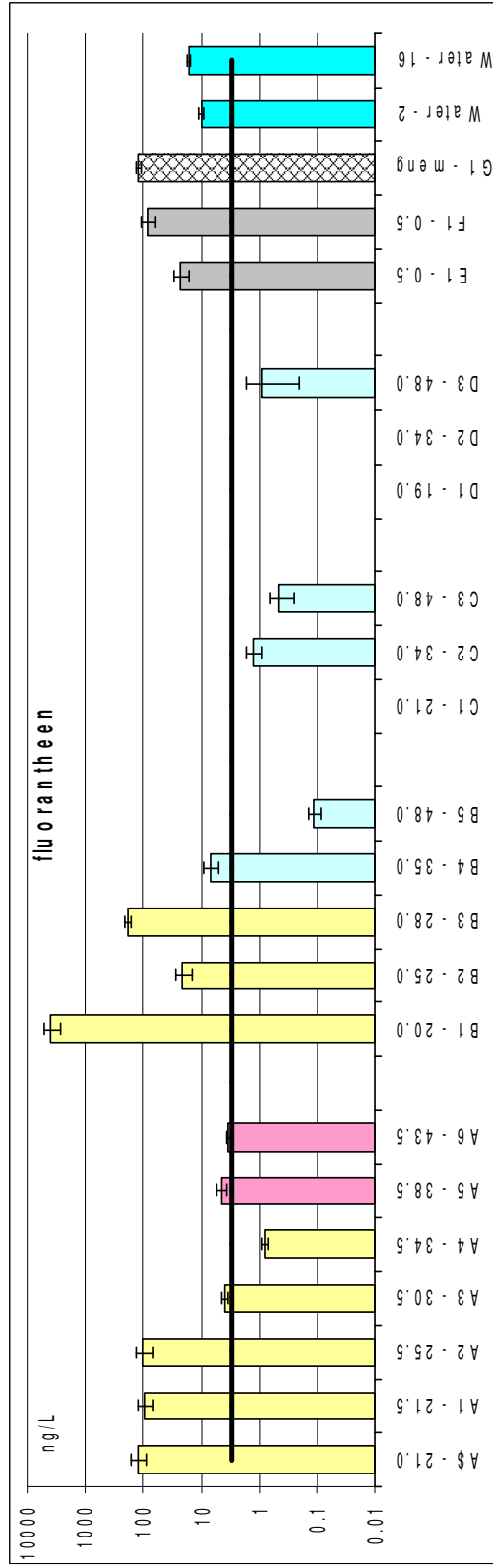
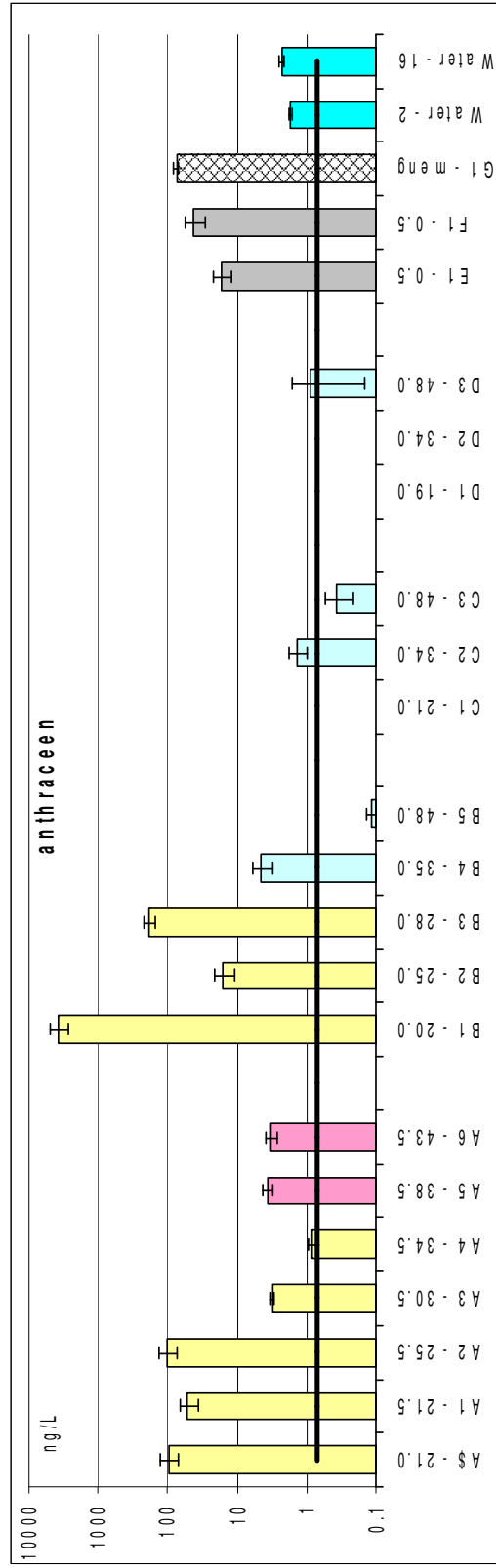
Tabel B6.9: Gemeten concentraties PCB's ($\mu\text{g}/\text{kg}$) en PAK's (mg/kg) in sedimentmonster **E3** (tussen haakjes de RSD in %)

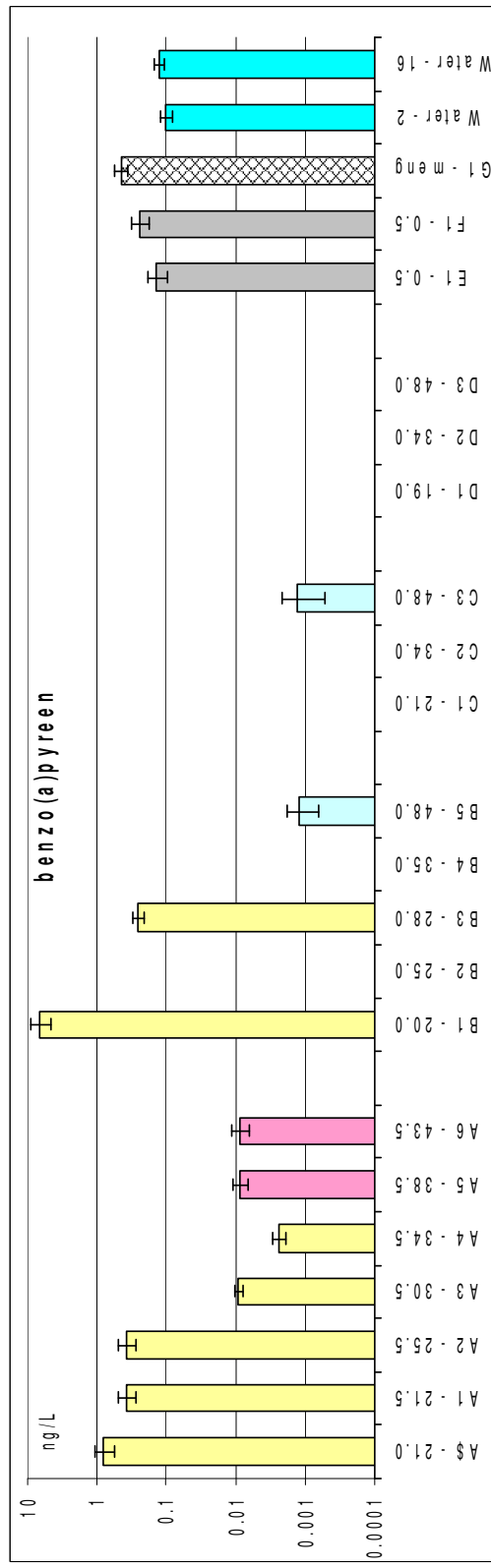
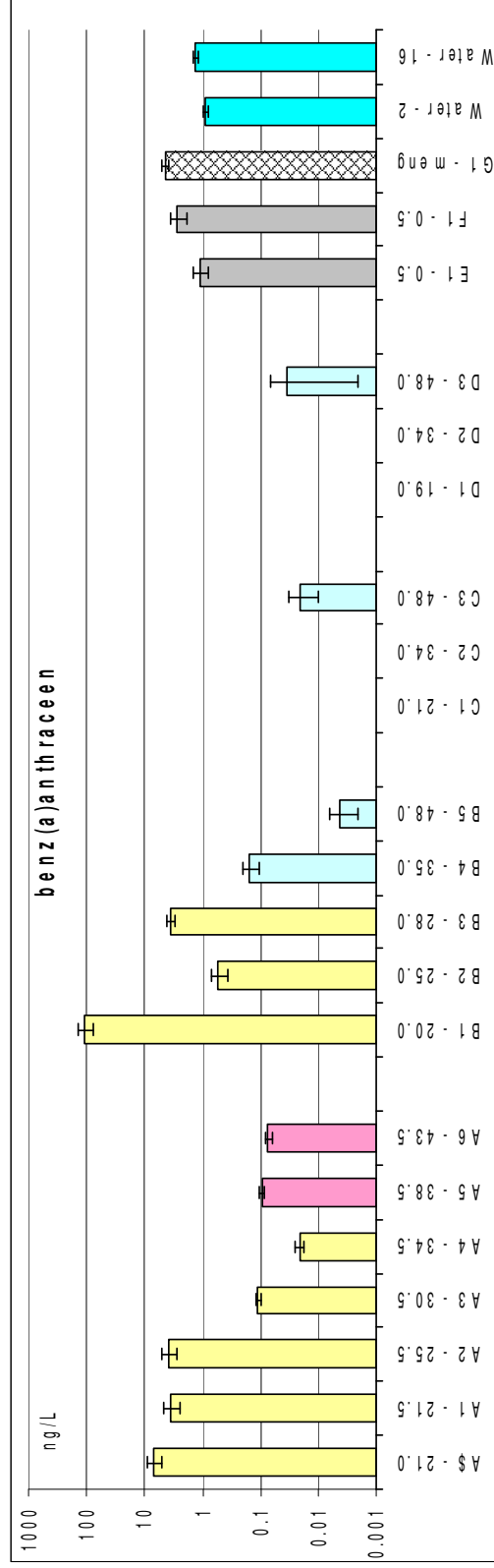
Component	Concentratie geëxtraheerd na 6 uur <i>Tenax</i>	Concentratie geëxtraheerd <i>Restant sediment</i>	Concentratie geëxtraheerd <i>Totaal</i>
Naftaleen	n.b.	0,0218 (17)	0,0218 (17)
Fenantreen	0,0465 (54)	0,209 (73)	0,214 (73)
Anthraceen	0,0105 (27)	0,0568 (46)	0,0578 (45)
Fluorantheen	0,0138 (11)	0,469 (50)	0,482 (48)
Pyreen	0,0718 (2)	0,390 (42)	0,462 (35)
Benz(a)anthraceen	0,0147 (3)	0,247 (69)	0,261 (65)
Chryseen	0,0130 (12)	0,213 (57)	0,226 (53)
Benz(b)fluorantheen	0,0443 (8)	0,630 (36)	0,674 (33)
Benz(k)fluorantheen	0,0083 (19)	0,154 (40)	0,162 (37)
Benz(a)pyreen	0,0106 (21)	0,275 (43)	0,285 (41)
Dibenz(ah)anthraceen	0,0019 (40)	0,0415 (6)	0,0434 (4)
Benzo(ghi)peryleen	0,0027 (30)	0,161 (40)	0,164 (40)
Indeno(1,2,3cd)pyreen	0,0056 (22)	0,289 (41)	0,294 (39)
HCB	0,057 (8)	0,093 (331)	0,093 (331)
PCB 28	15,267 (41)	5,959 (64)	21,226 (12)
PCB 52	100,479 (37)	2,698 (72)	103,177 (34)
PCB 101	23,395 (28)	7,179 (93)	30,574 (0)
PCB 118	n.b.	2,822 (63)	2,822 (63)
PCB 138	15,838 (141)	2,319 (141)	18,156 (105)
PCB 153	n.b.	5,684 (46)	5,684 (46)
PCB 180	n.b.	94,521 (139)	94,521 (139)

Bijlage 7: resultaten IVPS-metingen

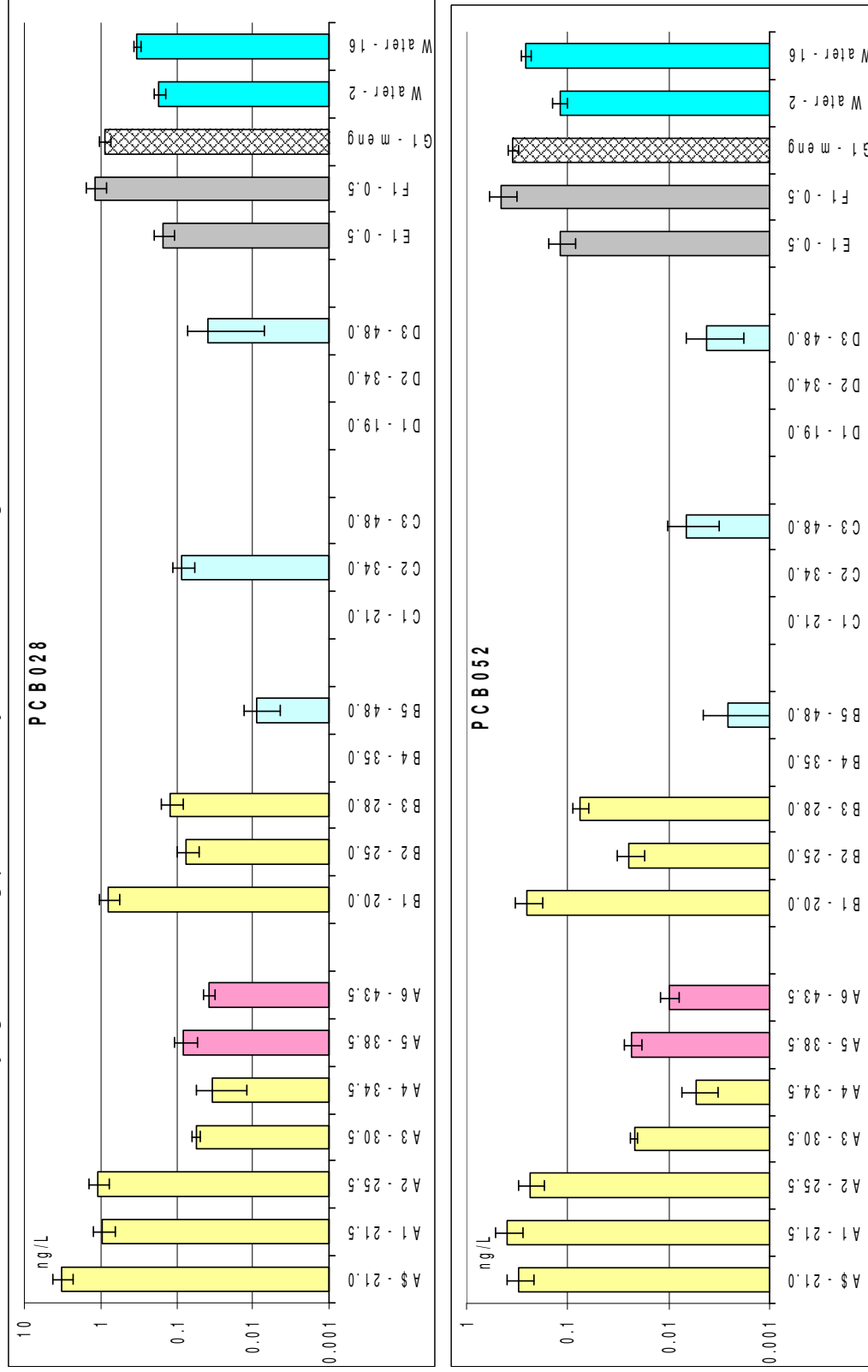
Figuur B7.1 Opgeloste gehalten van enkele PAKs (ng/L) voor de verschillende boringen. Op de x-as is het boornummer aangegeven samen met de diepte (bovenzijde core monster) Monster uit het depot zijn grijs. Monsters uit het WVP zijn wit. Monster F en E zijn oppervlakte monsters en G is een meng monster van A en B cores De horizontale lijn is de streefwaarde voor grondwater. De fout schatting is weergegeven als 2 maal de standaardafwijking. Voor alleen opgelaste gehalten is een standaardafwijking van 15% toegepast. De zwarte lijn is de streefwaarde grondwater

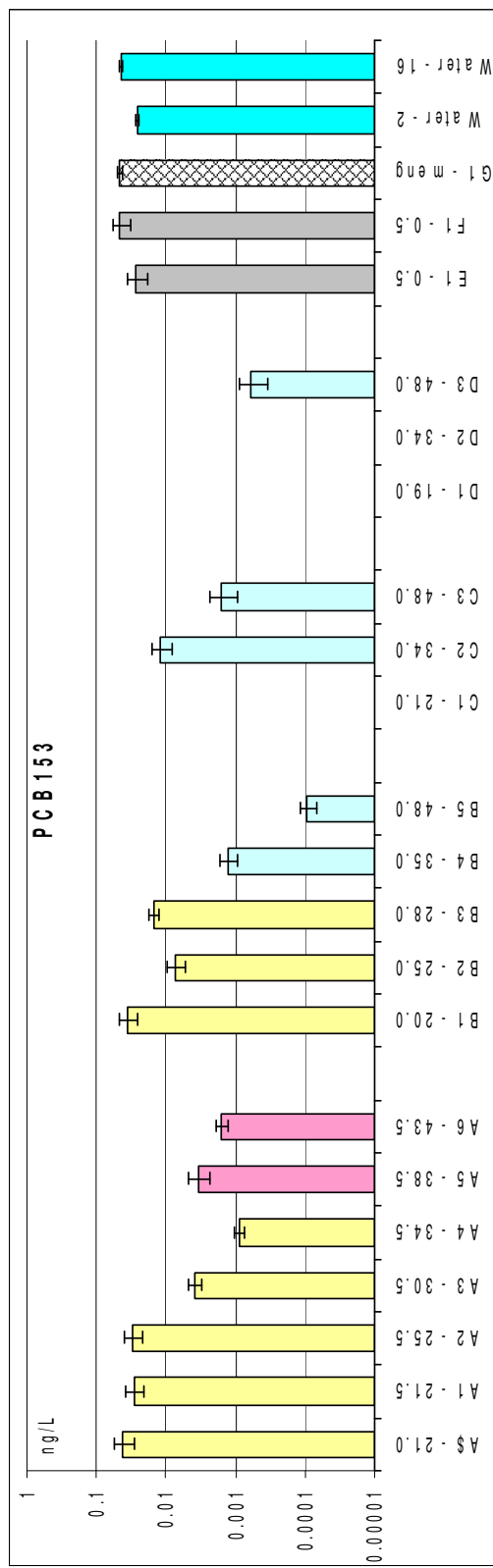
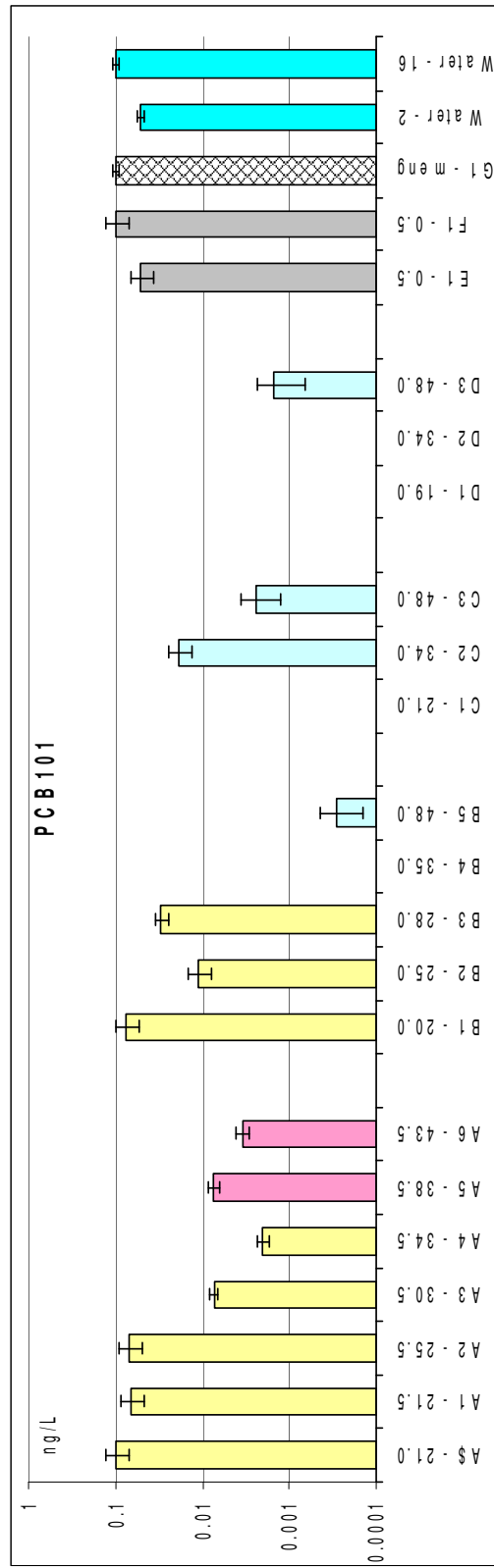






Figuur B7.2: Opgeloste gehalten van enkele PCBs (ng/L) voor de verschillende boringen. Op de x-as is het boornummer aangegeven samen met de diepte (bovenzijde core monster) Monster uit het depot zijn grijs. Monstern uit het WVP zijn wit. Monstern F en E zijn oppervlakte monstern en G is een mengmonster van A en B cores. De horizontale lijn is de streefwaarde voor grondwater. De fout schatting is weergegeven als 2 maal de standaardafwijking. Voor alleen opgelaste gehalten is een standaardafwijking van 15% toegepast. De zwarte lijn is de streefwaarde grondwater





Tabel B7.1 LogKD waardes in L/kg. Grize velden bevatten waardes met een fout groter dan 0.3 (factor 2 in KD). Het OC gehalte is in de tabel geplaatst ter informatie

	A3	A4	A5	A6	B3	B5	C3	D3	G1
OC in %	0.81	0.38	0.05	0.18	0.07	0.24	0.01	0.01	0.89
NAF	1.3	1.31	0.97	1.13	0.42	2.44	0.83	0.42	1.46
ACE	1.69	1.49	1.1	1.64	0.88	2.41	1.34	1.2	1.68
ACY	1.35	1.03	1.02	1.39	0.86	0.67	nd	nd	1.51
Fle	2.04	1.95	1.66	2.06	1.3	2.53	1.61	1.46	2.07
Ant	2.73	2.5	2.27	2.47	1.89	2.52	1.97	1.83	2.67
Fen	2.55	2.41	2.14	2.55	1.79	2.54	1.74	1.37	2.47
Flu	3.29	3.28	2.91	3.21	2.44	2.91	2.27	2.03	3.06
Pyr	3.39	3.22	2.92	3.23	2.48	2.72	2.32	2.04	3.21
BAA	4.25	4.16	3.94	3.93	3.46	3.3	2.93	3.23	3.93
Bap	5.05	4.59	4.4	4.19	4.12	3.6	3.53	nd	4.47
HCB	3.08	2.82	2.48	2.9	2.34	nd	nd	nd	2.91
PCB018	3.21	2.77	2.41	2.76	2.39	3.21	nd	2.81	3.18
PCB028	3.4	3.02	2.79	3.15	2.78	3.53	nd	3.07	3.5
PCB052	3.7	3.69	3.16	3.56	2.94	3.63	3.24	3.44	3.79
PCB101	4.18	3.96	3.56	3.93	3.35	4.32	3.51	3.6	4.22
PCB118	4.61	4.52	4.11	4.36	3.8	3.87	3.81	3.83	4.57
PCB153	4.46	4.16	3.83	4.25	3.68	4.71	3.44	3.85	4.63
PCB180	4.85	4.46	4.17	4.51	4.06	nd	3.94	4.36	4.93
Ant-d10	3	3.16	2.67	2.88	2	3.84	1.85	1.99	3
Flu-d10	3.44	3.58	3.01	3.37	2.48	4.33	2.24	2.45	3.17
PCB029	3.6	3.37	3.01	3.43	2.74	4.03	2.49	nd	3.66
PCB155	4.66	4.19	3.88	4.29	3.65	4.5	3.38	nd	4.92
PCB204	5.12	4.62	4.37	4.85	4.16	4.93	3.77	nd	5.41

Tabel B7.2 Cext in µg/kg. Grijs velden bevatten waardes met een geschatte fout groter dan 0.3. Het OC gehalte is in de tabel geplaatst ter informatie

	A3	A4	A5	A6	B3	B5	C3	D3	G1
par	Cext	Cext	Cext	Cext	Cext	Cext	Cext	Cext	Cext
OC in %	0.81	0.38	0.05	0.18	0.07	0.24	0.01	0.01	0.89
NAF	0.26	0.22	0.31	0.5	11	0.81	0.075	0.074	9.2
ACE	0.83	0.14	0.29	0.53	16	0.14	0.024	0.03	20
ACY	0.077	0.021	0.053	0.095	0.83	0.0097	nd	nd	1.6
Fle	0.95	0.22	0.46	0.8	17	0.2	0.059	0.05	19
Ant	1.7	0.26	0.69	0.95	14	0.04	0.031	0.035	35
Fen	2.6	0.7	1.7	3.7	68	0.33	0.18	0.17	56
Flu	7.6	1.5	3.6	5.4	50	0.086	0.076	0.067	140
Pyr	6.4	1.1	2.6	3.8	34	0.08	0.098	0.11	108
BAA	2	0.31	0.81	0.61	10	0.0071	0.015	0.026	38
Bap	0.99	0.088	0.21	0.13	3.4	0.0042	0.0037	nd	13
HCB	0.048	0.068	0.01	0.012	0.035	nd	nd	nd	0.08
PCB018	0.17	0.029	0.045	0.058	0.078	0.029	nd	0.024	2.9
PCB028	0.14	0.027	0.048	0.052	0.072	0.027	nd	0.026	2.8
PCB052	0.11	0.024	0.032	0.036	0.066	0.01	0.0097	0.0098	2.2
PCB101	0.11	0.018	0.027	0.03	0.066	0.0055	0.0071	0.0049	1.7
PCB118	0.052	0.0048	0.01	0.012	0.034	0.0018	0.0058	0.0036	0.81
PCB153	0.11	0.013	0.023	0.028	0.072	0.0046	0.0042	0.0039	2
PCB180	0.064	0.0056	0.011	0.013	0.031	nd	0.0029	0.0024	0.87

Overzicht tabellen van Isotherm resultaten

De metingen werden verwerkt dmv lineaire regressie. Omdat Cw en Cext afhankelijk van elkaar zijn mag dat niet en moet eigenlijk een speiaal daarvoor geschikte methode worden toegepast. Deze is in excel niet simpel toepasbaar. Een methode die dat benadert is dubbel, x-y en y-x, regressie. Bij goede lijnen geeft dat gelijke resultaten. Die eventuele ongelijkheid komt ook tot uiting in de s waarden van de intercepts.

Cw	de door regressie verkregen gehalte in ng/L dat met het sediment in evenwicht is. (s is standaardafwijking)
Cext	door regressie verkregen waarde als Cw to nul nadert. µg/kg
Totgeh	Totaal gehalte in het uitgangsediment gemeten na soxhlet-extractie µg/kg
%Ext	Deel van het totaalgehalte dat uitwisselt met de waterfase
Log KD	Verdelings coëfficiënt berekend uit de helling van de isotherm L/kg
LogKoc	Verdelings coëfficiënt uitgedrukt op organisch koolstof (OC). Bij de schatting van s is rekening gehouden met de meetfout van het OC gehalte L/kg
n	Aantal data punten dat bruikbaar was voor regressie. Uitsluiting werd meestal veroorzaakt door extreem lage gehalten of beschadiging van de film. In een enkel geval is een uitschieter niet meegenomen.
RSQ	Correlatie coëfficiënt (kwadraat) geeft een maat voor de fit van de regressie lijn. Als RSQ lager is dan 0.7 zijn de data velden grijs gemaakt

A3	Cw	±s	Cext	±s	Totgeh	%Ext	LogKD	±s	LogKoc	±s	n	RSQ
	ng/l		µg/kg		µg/kg	%	L/kg		L/kg OC			
OC					0.81							
NAF	13	±0.9	0.26	±0.026	<3	nd	1.30	±0.05	3.39	±0.05	9 of 10	0.87
ACE	17	±1.3	0.83	±0.07	1.1	75	1.69	±0.05	3.78	±0.05	9 of 10	0.87
ACY	3.4	±0.3	0.077	±0.007	0.46	17	1.35	±0.05	3.44	±0.05	10 of 10	0.84
FLE	8.7	±0.5	0.95	±0.08	2	48	2.04	±0.04	4.13	±0.05	9 of 10	0.90
ANT	3.1	±0.1	1.7	±0.1	3.3	52	2.73	±0.03	4.82	±0.04	9 of 10	0.96
FEN	7.4	±0.3	2.6	±0.15	6.2	42	2.55	±0.03	4.64	±0.04	9 of 10	0.96
FLU	3.9	±0.2	7.6	±0.8	15	51	3.29	±0.05	5.38	±0.05	9 of 10	0.89
Pyr	2.6	±0.12	6.4	±0.7	11	58	3.39	±0.05	5.48	±0.05	9 of 10	0.89
BAA	0.11	±0.006	2	±0.33	5.3	38	4.25	±0.07	6.34	±0.07	9 of 10	0.78
BAP	0.0092	±0.0007	0.99	±0.41	4.5	22	5.05	±0.15	7.14	±0.15	9 of 10	0.33
HCB	0.04	±0.003	0.048	±0.003	<0.1	nd	3.08	±0.04	5.17	±0.05	10 of 10	0.89
PCB018	0.11	±0.011	0.17	±0.015	0.17	100	3.21	±0.05	5.30	±0.05	10 of 10	0.82
PCB028	0.056	±0.004	0.14	±0.01	0.18	78	3.40	±0.04	5.49	±0.05	10 of 10	0.90
PCB052	0.022	±0.0009	0.11	±0.004	0.12	92	3.70	±0.02	5.79	±0.03	10 of 10	0.97
PCB101	0.0073	±0.0004	0.11	±0.005	0.14	79	4.18	±0.03	6.27	±0.04	10 of 10	0.95
PCB118	0.0013	±0.0001	0.052	±0.004	0.07	74	4.61	±0.05	6.70	±0.05	10 of 10	0.87
PCB153	0.0039	±0.0004	0.11	±0.009	0.17	65	4.46	±0.05	6.55	±0.05	10 of 10	0.83
PCB180	0.0009	±0.00006	0.064	±0.008	0.08	80	4.85	±0.06	6.94	±0.06	6 of 10	0.89
ANT-D10							3.00	±0.04	5.09	±0.05	5 of 10	
FLU-D10							3.44	±0.14	5.53	±0.14	7 of 10	
PCB029							3.60	±0.04	5.69	±0.05	5 of 10	
PCB155							4.66	±0.05	6.75	±0.05	4 of 10	
PCB204							5.12	±0.07	7.21	±0.07	4 of 10	

Beschrijving resultaten metingen bij depot Amerikahaven 2006

A4	Cw	±s	Cext	±s	Totgeh	%Ext	LogKD	±s	LogKoc	±s	n	RSQ
	ng/l		µg/kg		µg/kg	%	L/kg		L/kg OC			
OC					0.38							
NAF	11	±1	0.22	±0.032	<3	nd	1.31	±0.07	3.73	±0.07	11 of 11	0.71
ACE	4.5	±0.4	0.14	±0.011	<1	nd	1.49	±0.05	3.91	±0.05	11 of 11	0.86
ACY	2	±0.34	0.021	±0.0031	0.09	23	1.03	±0.09	3.45	±0.09	11 of 11	0.58
FLE	2.4	±0.15	0.22	±0.019	<1	nd	1.95	±0.04	4.37	±0.05	11 of 11	0.88
ANT	0.82	±0.06	0.26	±0.028	<1	nd	2.50	±0.05	4.92	±0.05	11 of 11	0.82
FEN	2.7	±0.2	0.7	±0.08	1.9	37	2.41	±0.06	4.83	±0.06	11 of 11	0.80
FLU	0.8	±0.05	1.5	±0.25	3.1	48	3.28	±0.07	5.70	±0.07	11 of 11	0.70
Pyr	0.66	±0.05	1.1	±0.16	2.2	50	3.22	±0.06	5.64	±0.06	11 of 11	0.75
BAA	0.021	±0.0015	0.31	±0.069	1.1	28	4.16	±0.09	6.58	±0.09	11 of 11	0.57
BAP	0.0024	±0.00027	0.088	±0.025	<1	nd	4.59	±0.12	7.01	±0.12	11 of 11	0.39
HCB	0.1	±0.005	0.068	±0.004	<0.1	nd	2.82	±0.03	5.24	±0.04	11 of 11	0.93
PCB018	0.05	±0.008	0.029	±0.0034	<0.1	nd	2.77	±0.08	5.19	±0.08	11 of 11	0.65
PCB028	0.034	±0.011	0.027	±0.0053	<0.1	nd	3.02	±0.14	5.44	±0.14	11 of 11	0.25
PCB052	0.0053	±0.001	0.024	±0.0042	<0.05	nd	3.69	±0.1	6.11	±0.1	11 of 11	0.50
PCB101	0.002	±0.00016	0.018	±0.0012	<0.05	nd	3.96	±0.04	6.38	±0.05	11 of 11	0.88
PCB118	0.00017	±0.000042	0.0048	±0.0011	<0.05	nd	4.52	±0.13	6.94	±0.13	10 of 11	0.31
PCB153	0.00087	±0.00007	0.013	±0.0008	<0.05	nd	4.16	±0.04	6.58	±0.05	11 of 11	0.90
PCB180	0.0002	±0.000014	0.0056	±0.0003	<0.05	nd	4.46	±0.04	6.88	±0.05	10 of 11	0.92
ANT-D10							3.16	±0.08	5.58	±0.08	7 of 11	
FLU-D10							3.58	±0.07	6.00	±0.07	6 of 11	
PCB029							3.37	±0.07	5.79	±0.07	6 of 11	
PCB155							4.19	±0.04	6.61	±0.05	3 of 11	
PCB204							4.62	±0.04	7.04	±0.05	3 of 11	

A5	Cw	±s	Cext	±s	Totgeh	%Ext	LogKD	±s	LogKoc	±s	n	RSQ
	ng/l		µg/kg		µg/kg	%	L/kg		L/kg OC			
OC					0.05							
NAF	44	±12	0.31	±0.12	<3	nd	0.97	±0.17	4.31	±0.18	9 of 11	0.17
ACE	24	±3.8	0.29	±0.035	<1	nd	1.10	±0.08	4.44	±0.11	11 of 11	0.63
ACY	5.1	±0.6	0.053	±0.006	nd	nd	1.02	±0.06	4.36	±0.1	11 of 11	0.75
FLE	10	±1.4	0.46	±0.07	<1	nd	1.66	±0.08	5.00	±0.11	11 of 11	0.60
ANT	3.7	±0.3	0.69	±0.07	<1	nd	2.27	±0.05	5.61	±0.1	11 of 11	0.81
FEN	13	±1.9	1.7	±0.33	1.5	113	2.14	±0.09	5.48	±0.12	11 of 11	0.49
FLU	4.5	±0.4	3.6	±0.5	2.5	144	2.91	±0.06	6.25	±0.1	11 of 11	0.75
Pyr	3.1	±0.25	2.6	±0.33	1.7	153	2.92	±0.06	6.26	±0.1	11 of 11	0.75
BAA	0.094	±0.005	0.81	±0.1	<1	nd	3.94	±0.05	7.28	±0.1	11 of 11	0.81
BAP	0.0087	±0.001	0.21	±0.05	<1	nd	4.40	±0.1	7.74	±0.13	11 of 11	0.48
HCB	0.034	±0.004	0.01	±0.0008	<0.1	nd	2.48	±0.06	5.82	±0.1	11 of 11	0.79
PCB018	0.17	±0.017	0.045	±0.003	<0.1	nd	2.41	±0.05	5.75	±0.1	11 of 11	0.85
PCB028	0.081	±0.014	0.048	±0.005	<0.1	nd	2.79	±0.08	6.13	±0.11	11 of 11	0.63
PCB052	0.023	±0.0023	0.032	±0.002	<0.05	nd	3.16	±0.05	6.50	±0.1	11 of 11	0.84
PCB101	0.0074	±0.0006	0.027	±0.0014	<0.05	nd	3.56	±0.04	6.90	±0.09	11 of 11	0.89
PCB118	0.00084	±0.00015	0.01	±0.0015	<0.05	nd	4.11	±0.09	7.45	±0.12	11 of 11	0.52
PCB153	0.0035	±0.0006	0.023	±0.0021	<0.05	nd	3.83	±0.07	7.17	±0.11	11 of 11	0.67
PCB180	0.00077	±0.00012	0.011	±0.0012	<0.05	nd	4.17	±0.07	7.51	±0.11	10 of 11	0.69
ANT-D10							2.67	±0.17	6.01	±0.18	6 of 11	
FLU-D10							3.01	±0.15	6.35	±0.17	6 of 11	
PCB029							3.01	±0.05	6.35	±0.1	4 of 11	
PCB155							3.88	±0.06	7.22	±0.1	4 of 11	
PCB204							4.37	±0.02	7.71	±0.09	2 of 11	

Beschrijving resultaten metingen bij depot Amerikahaven 2006

A6	Cw	±s	Cext	±s	Totgeh	%Ext	LogKD	±s	LogKoc	±s	n	RSQ
	ng/l		µg/kg		µg/kg	%	L/kg		L/kg OC			
OC					0.18							
NAF	37	±3	0.5	±0.06	<3	nd	1.13	±0.06	3.87	±0.07	11 of 11	0.76
ACE	12	±1.1	0.53	±0.06	<1	nd	1.64	±0.06	4.38	±0.07	11 of 11	0.78
ACY	4	±0.5	0.095	±0.016	0.12	79	1.39	±0.08	4.13	±0.08	11 of 11	0.61
FLE	7.1	±0.8	0.8	±0.14	<1	nd	2.06	±0.08	4.80	±0.08	11 of 11	0.61
ANT	3.3	±0.3	0.95	±0.15	1.1	86	2.47	±0.08	5.21	±0.08	11 of 11	0.64
FEN	11	±0.6	3.7	±0.4	4.1	90	2.55	±0.05	5.29	±0.06	11 of 11	0.81
FLU	3.3	±0.2	5.4	±0.7	7	77	3.21	±0.06	5.95	±0.07	11 of 11	0.80
Pyr	2.3	±0.1	3.8	±0.4	3.9	97	3.23	±0.05	5.97	±0.06	11 of 11	0.86
BAA	0.073	±0.005	0.61	±0.09	1.7	36	3.93	±0.06	6.67	±0.07	11 of 11	0.75
BAP	0.0089	±0.0013	0.13	±0.03	<1	nd	4.19	±0.1	6.93	±0.1	11 of 11	0.47
HCB	0.015	±0.0012	0.012	±0.001	<0.1	nd	2.90	±0.05	5.64	±0.06	11 of 11	0.84
PCB018	0.1	±0.01	0.058	±0.005	<0.1	nd	2.76	±0.05	5.50	±0.06	11 of 11	0.82
PCB028	0.038	±0.003	0.052	±0.004	<0.1	nd	3.15	±0.05	5.89	±0.06	11 of 11	0.85
PCB052	0.0099	±0.001	0.036	±0.003	<0.05	nd	3.56	±0.06	6.30	±0.07	11 of 11	0.79
PCB101	0.0035	±0.0003	0.03	±0.0024	<0.05	nd	3.93	±0.05	6.67	±0.06	11 of 11	0.83
PCB118	0.00055	±0.00006	0.012	±0.0014	<0.05	nd	4.36	±0.06	7.10	±0.07	11 of 11	0.75
PCB153	0.0016	±0.00015	0.028	±0.0023	<0.05	nd	4.25	±0.05	6.99	±0.06	11 of 11	0.83
PCB180	0.0004	±0.00005	0.013	±0.0013	<0.05	nd	4.51	±0.06	7.25	±0.07	11 of 11	0.74
ANT-D10							2.88	±0.09	5.62	±0.09	6 of 11	
FLU-D10							3.37	±0.1	6.11	±0.1	7 of 11	
PCB029							3.43	±0.14	6.17	±0.14	4 of 11	
PCB155							4.29	±0.08	7.03	±0.08	4 of 11	
PCB204							4.85	±0.07	7.59	±0.08	3 of 11	

B3	Cw	±s	Cext	±s	Totgeh	%Ext	LogKD	±s	LogKoc	±s	n	RSQ
	ng/l		µg/kg		µg/kg	%	L/kg		L/kg OC			
OC					0.07							
NAF	4220	±750	11	±1.4	15	73	0.42	±0.09	3.55	±0.1	11 of 11	0.59
ACE	2130	±191	16	±0.9	5.3	302	0.88	±0.04	4.01	±0.07	11 of 11	0.88
ACY	119	±19	0.83	±0.11	2	42	0.86	±0.08	3.99	±0.1	11 of 11	0.62
FLE	848	±64	17	±1	9	189	1.30	±0.04	4.43	±0.07	11 of 11	0.90
ANT	185	±19	14	±1.3	12	117	1.89	±0.06	5.02	±0.08	11 of 11	0.80
FEN	1110	±68	68	±4	48	142	1.79	±0.03	4.92	±0.06	11 of 11	0.92
FLU	181	±12	50	±3	56	89	2.44	±0.04	5.57	±0.07	11 of 11	0.90
Pyr	111	±8	34	±2	33	103	2.48	±0.04	5.61	±0.07	11 of 11	0.90
BAA	3.5	±0.3	10	±1	19	53	3.46	±0.05	6.59	±0.08	11 of 11	0.84
BAP	0.26	±0.025	3.4	±0.5	15	23	4.12	±0.07	7.25	±0.09	11 of 11	0.73
HCB	0.16	±0.024	0.035	±0.003	<0.1	nd	2.34	±0.07	5.47	±0.09	11 of 11	0.70
PCB018	0.32	±0.04	0.078	±0.005	<0.1	nd	2.39	±0.05	5.52	±0.08	11 of 11	0.82
PCB028	0.12	±0.019	0.072	±0.007	<0.1	nd	2.78	±0.07	5.91	±0.09	11 of 11	0.67
PCB052	0.075	±0.007	0.066	±0.003	<0.05	nd	2.94	±0.05	6.07	±0.08	11 of 11	0.86
PCB101	0.03	±0.0027	0.066	±0.003	<0.05	nd	3.35	±0.04	6.48	±0.07	11 of 11	0.89
PCB118	0.0055	±0.0007	0.034	±0.003	<0.05	nd	3.80	±0.06	6.93	±0.08	11 of 11	0.77
PCB153	0.015	±0.0013	0.072	±0.003	<0.05	nd	3.68	±0.04	6.81	±0.07	11 of 11	0.90
PCB180	0.0028	±0.00036	0.031	±0.0022	<0.05	nd	4.06	±0.06	7.19	±0.08	11 of 11	0.78
ANT-D10							2.00	±0.07	5.13	±0.09	5 of 11	
FLU-D10							2.48	±0.06	5.61	±0.08	6 of 11	
PCB029							2.74	±0.12	5.87	±0.13	4 of 11	
PCB155							3.65	±nd	6.78	#####	1 of 11	
PCB204							4.16	#DIV/0!	7.29	#DIV/0!	1 of 11	

B5	Cw	±s	Cext	±s	Totgeh	%Ext	LogKD	±s	LogKoc	±s	n	RSQ
	ng/l		µg/kg		µg/kg	%	L/kg		L/kg OC			
OC					0.24							
NAF	4.4	±0.5	0.81	±0.63	<3	nd	2.44	±0.25	5.06	±0.25	9 of 9	0.05
ACE	0.54	±0.04	0.14	±0.023	<1	nd	2.41	±0.07	5.03	±0.07	10 of 11	0.71
ACY	2.3	±0.66	0.0097	±0.0011	0.036	27	0.67	±0.12	3.29	±0.12	9 of 10	0.48
FLE	0.6	±0.05	0.2	±0.033	<1	nd	2.53	±0.07	5.15	±0.07	10 of 11	0.71
ANT	0.12	±0.01	0.04	±0.004	<1	nd	2.52	±0.05	5.14	±0.06	10 of 11	0.83
FEN	0.97	±0.12	0.33	±0.06	1.9	17	2.54	±0.08	5.16	±0.08	10 of 11	0.63
FLU	0.11	±0.013	0.086	±0.013	<1	nd	2.91	±0.08	5.53	±0.08	10 of 11	0.68
Pyr	0.18	±0.05	0.08	±0.019	<1	nd	2.72	±0.14	5.34	±0.14	10 of 11	0.30
BAA	0.0042	±0.0011	0.0071	±0.0018	<1	nd	3.30	±0.14	5.92	±0.14	10 of 11	0.31
BAP	0.0012	±0.00028	0.0042	±0.0008	<1	nd	3.60	±0.11	6.22	±0.11	10 of 11	0.44
HCB	nd	±nd	nd	±nd	<0.1	nd	nd	±nd	nd	±nd	nd	nd
PCB018	0.021	±0.0056	0.029	±0.007	<0.1	nd	3.21	±0.13	5.83	±0.13	10 of 11	0.31
PCB028	0.0088	±0.0022	0.027	±0.0064	<0.1	nd	3.53	±0.13	6.15	±0.13	9 of 10	0.37
PCB052	0.0026	±0.00095	0.01	±0.0044	<0.05	nd	3.63	±0.2	6.25	±0.2	4 of 5	0.47
PCB101	0.00029	±0.000075	0.0055	±0.0011	<0.05	nd	4.32	±0.12	6.94	±0.12	8 of 9	0.46
PCB118	0.00026	±0.00007	0.0018	±0.00025	<0.05	nd	3.87	±0.12	6.49	±0.12	9 of 9	0.48
PCB153	0.000092	±0.000013	0.0046	±0.0006	<0.05	nd	4.71	±0.07	7.33	±0.07	9 of 10	0.72
PCB180	nd	±nd	nd	±nd	<0.05	nd	nd	±nd	nd	±nd	nd	nd
ANT-D10							3.84	±0.79	6.46	±0.79	8 of 11	
FLU-D10							4.33	±0.75	6.95	±0.75	9 of 11	
PCB029							4.03	±0.24	6.65	±0.24	6 of 10	
PCB155							4.50	±0.08	7.12	±0.08	4 of 11	
PCB204							4.93	±0.08	7.55	±0.08	3 of 11	

C3	Cw	±s	Cext	±s	Totgeh	%Ext	LogKD	±s	LogKoc	±s	n	RSQ
	ng/l		µg/kg		µg/kg	%	L/kg		L/kg OC			
OC					0.01							
NAF	11	±2.1	0.075	±0.015	<3	nd	0.83	±0.1	4.83	±0.31	9 of 11	0.57
ACE	1.2	±0.24	0.024	±0.0048	<1	nd	1.34	±0.11	5.34	±0.31	11 of 11	0.43
ACY	nd	±nd	nd	±nd	nd	nd	nd	±nd	nd	±nd	nd	nd
FLE	1.6	±0.34	0.059	±0.012	<1	nd	1.61	±0.11	5.61	±0.31	11 of 11	0.38
ANT	0.38	±0.08	0.031	±0.0058	<1	nd	1.97	±0.11	5.97	±0.31	11 of 11	0.40
FEN	3.8	±0.9	0.18	±0.032	<1	nd	1.74	±0.11	5.74	±0.31	11 of 11	0.38
FLU	0.45	±0.1	0.076	±0.013	<1	nd	2.27	±0.11	6.27	±0.31	11 of 11	0.41
Pyr	0.52	±0.11	0.098	±0.016	<1	nd	2.32	±0.1	6.32	±0.31	11 of 11	0.45
BAA	0.021	±0.0054	0.015	±0.0027	<1	nd	2.93	±0.12	6.93	±0.31	11 of 11	0.37
BAP	0.0013	±0.00039	0.0037	±0.0008	<1	nd	3.53	±0.13	7.53	±0.31	10 of 10	0.32
HCB	nd	±nd	nd	±nd	<0.1	nd	nd	±nd	nd	±nd	nd	nd
PCB018	nd	±nd	nd	±nd	<0.1	nd	nd	±nd	nd	±nd	nd	nd
PCB028	nd	±nd	nd	±nd	<0.1	nd	nd	±nd	nd	±nd	nd	nd
PCB052	0.0067	±0.0018	0.0097	±0.0016	<0.05	nd	3.24	±0.12	7.24	±0.31	11 of 11	0.35
PCB101	0.0024	±0.00058	0.0071	±0.0011	<0.05	nd	3.51	±0.11	7.51	±0.31	10 of 10	0.47
PCB118	0.0014	±0.00055	0.0058	±0.0013	<0.05	nd	3.81	±0.16	7.81	±0.32	10 of 11	0.16
PCB153	0.0016	±0.00034	0.0042	±0.0003	<0.05	nd	3.44	±0.09	7.44	±0.31	11 of 11	0.59
PCB180	0.00039	±0.00011	0.0029	±0.00041	<0.05	nd	3.94	±0.12	7.94	±0.31	10 of 10	0.39
ANT-D10							1.85	±0.2	5.85	±0.33	5 of 10	
FLU-D10							2.24	±0.4	6.24	±0.45	5 of 11	
PCB029							2.49	±0.17	6.49	±0.32	3 of 11	
PCB155							3.38	±	7.38	±0.3	1 of 11	
PCB204							3.77	±	7.77	±0.3	1 of 11	

Beschrijving resultaten metingen bij depot Amerikahaven 2006

D3	Cw	±s	Cext	±s	Totgeh	%Ext	LogKD	±s	LogKoc	±s	n	RSQ
	ng/l		µg/kg		µg/kg	%	L/kg		L/kg OC			
OC					0.01							
NAF	31	±8	0.074	±0.013	<3	nd	0.42	±0.12	4.42	±0.31	10 of 10	0.44
ACE	2.1	±0.47	0.03	±0.0054	<1	nd	1.20	±0.11	5.20	±0.31	11 of 11	0.43
ACY	nd	±nd	nd	±nd	nd	nd	nd	±nd	nd	±nd	nd	nd
FLE	2.3	±0.76	0.05	±0.012	<1	nd	1.46	±0.15	5.46	±0.32	11 of 11	0.23
ANT	0.87	±0.36	0.035	±0.009	<1	nd	1.83	±0.17	5.83	±0.32	11 of 11	0.14
FEN	9.7	±3.5	0.17	±0.029	<1	nd	1.37	±0.15	5.37	±0.32	11 of 11	0.24
FLU	0.94	±0.37	0.067	±0.014	<1	nd	2.03	±0.16	6.03	±0.32	11 of 11	0.19
Pyr	2	±0.95	0.11	±0.023	<1	nd	2.04	±0.18	6.04	±0.33	11 of 11	0.12
BAA	0.034	±0.016	0.026	±0.0094	<1	nd	3.23	±0.2	7.23	±0.33	11 of 11	0.07
BAP	nd	±nd	nd	±nd	<1	nd	nd	±nd	nd	±nd	nd	nd
HCB	nd	±nd	nd	±nd	<0.1	nd	nd	±nd	nd	±nd	nd	nd
PCB018	0.055	±0.019	0.024	±0.0052	<0.1	nd	2.81	±0.15	6.81	±0.32	11 of 11	0.18
PCB028	0.039	±0.016	0.026	±0.0061	<0.1	nd	3.07	±0.17	7.07	±0.32	11 of 11	0.14
PCB052	0.0042	±0.0012	0.0098	±0.0027	<0.05	nd	3.44	±0.14	7.44	±0.32	8 of 8	0.30
PCB101	0.0015	±0.00042	0.0049	±0.0009	<0.05	nd	3.60	±0.13	7.60	±0.31	10 of 10	0.34
PCB118	0.0019	±0.00216	0.0036	±0.0013	<0.05	nd	3.83	±0.34	7.83	±0.41	5 of 5	0.05
PCB153	0.0006	±0.00013	0.0039	±0.0005	<0.05	nd	3.85	±0.1	7.85	±0.31	11 of 11	0.49
PCB180	0.00012	±0.000033	0.0024	±0.00055	<0.05	nd	4.36	±0.13	8.36	±0.31	9 of 9	0.37
ANT-D10							1.99	±0.32	5.99	±0.39	5 of 11	
FLU-D10							2.45	±0.35	6.45	±0.41	5 of 11	
PCB029							nd	±nd	nd	±nd	3 of 11	
PCB155	nd	nd	nd	nd			nd	±nd	nd	±nd	nd	nd
PCB204	nd	nd	nd	nd			nd	±nd	nd	±nd	nd	nd

G1	Cw	±s	Cext	±s	Totgeh	%Ext	LogKD	±s	LogKoc	±s	n	RSQ
	ng/l		µg/kg		µg/kg	%	L/kg		L/kg OC			
OC					0.89							
NAF	370	±68	9.2	±3.4	48	19	1.46	±0.15	3.51	±0.15	9 of 10	0.24
ACE	422	±33	20	±1.8	34	59	1.68	±0.05	3.73	±0.05	9 of 10	0.87
ACY	50	±4	1.6	±0.14	11	15	1.51	±0.05	3.56	±0.05	10 of 10	0.87
FLE	159	±10	19	±1.7	50	38	2.07	±0.04	4.12	±0.05	9 of 10	0.90
ANT	74	±3	35	±3	93	38	2.67	±0.04	4.72	±0.05	9 of 10	0.92
FEN	191	±10	56	±5	165	34	2.47	±0.04	4.52	±0.05	9 of 10	0.91
FLU	122	±7	140	±13	404	35	3.06	±0.05	5.11	±0.05	9 of 10	0.89
Pyr	66	±4	108	±14	278	39	3.21	±0.06	5.26	±0.06	9 of 10	0.82
BAA	4.5	±0.3	38	±5	167	23	3.93	±0.06	5.98	±0.06	9 of 10	0.81
BAP	0.45	±0.05	13	±2.9	135	10	4.47	±0.1	6.52	±0.1	9 of 10	0.60
HCB	0.1	±0.008	0.08	±0.006	0.53	15	2.91	±0.05	4.96	±0.05	10 of 10	0.88
PCB018	1.9	±0.16	2.9	±0.22	4.3	67	3.18	±0.05	5.23	±0.05	10 of 10	0.87
PCB028	0.88	±0.07	2.8	±0.24	5.1	55	3.50	±0.05	5.55	±0.05	9 of 10	0.88
PCB052	0.35	±0.02	2.2	±0.1	3.2	69	3.79	±0.03	5.84	±0.04	10 of 10	0.95
PCB101	0.1	±0.004	1.7	±0.06	2.7	63	4.22	±0.02	6.27	±0.03	10 of 10	0.97
PCB118	0.022	±0.0007	0.81	±0.03	1.3	62	4.57	±0.02	6.62	±0.03	10 of 10	0.97
PCB153	0.047	±0.002	2	±0.08	3.1	65	4.63	±0.02	6.68	±0.03	10 of 10	0.97
PCB180	0.01	±0.0004	0.87	±0.03	1.5	58	4.93	±0.02	6.98	±0.03	10 of 10	0.97
ANT-D10							3.00	±0.17	5.05	±0.17	7 of 10	
FLU-D10							3.17	±0.54	5.22	±0.54	9 of 10	
PCB029							3.66	±0.54	5.71	±0.54	6 of 10	
PCB155							4.92	±0.06	6.97	±0.06	5 of 10	
PCB204							5.41	±0.07	7.46	±0.07	4 of 10	