



Ministerie van Verkeer en Waterstaat

Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat

RIZA Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling

Nader onderzoek Zuidrand

Werkgroep Biotisch Effectonderzoek (BEO)

Biotisch effectonderzoek Amer

nader onderzoek waterbodemkwaliteit

RIZA rapport 99.002

ISBN 90 369 52212

Auteurs: J.F. Postma, C.M. Keijzers en
P.J. den Besten

RIZA

Lelystad, november 2001

Voorwoord

Voor u ligt het rapport van de werkgroep Biotisch Effectonderzoek (BEO) over het Nader Onderzoek Waterbodempkwaliteit in de Amer. Dit rapport beschrijft het ecotoxicologisch onderzoek dat is uitgevoerd in de periode 1997-1999 onder verantwoordelijkheid van de werkgroep BEO, die ressorteert onder de projectgroep Nader Onderzoek Zuidrand. Het praktische werk is uitgevoerd in een aantal deelprojecten, die zijn uitbesteed aan diverse onderzoeksgroepen. De samenvattende rapportage is verzorgd door AquaSense in nauwe samenwerking met het RIZA. De werkgroep BEO wil graag alle onderzoeksinstituten die hebben bijgedragen aan dit werk hierbij bedanken.

Inhoudsopgave

Voorwoord 3

Samenvatting 7

1 Inleiding 11

1.1 Doelstelling van het biotisch effectonderzoek 11

1.2 Opzet van het biotisch effectonderzoek 11

1.3 Samenstelling van het rapport 13

2 Methoden 15

2.1 Locatie-indeling 15

2.2 Uitgevoerde bemonsteringen 18

2.3 Fysisch-chemische analyses 19

2.4 Macrofauna-onderzoek 20

2.5 Bioassays 21

2.6 Bioaccumulatie-metingen 23

2.7 Gegevensanalyse 25

3 Resultaten 27

3.1 Fysisch/chemische karakterisatie sediment 27

3.2 macrofauna (bodemlevensgemeenschap) 28

3.3 Bioassays 30

3.4 Bioaccumulatie 31

3.4.1 Analyse resultaten 31

3.4.2 Beoordeling doorvergiftigingsrisico's 33

3.4.3 Locatiespecifieke beoordeling doorvergiftigingsrisico's 35

4 Beoordelen van de ecologische risico's en afleiden van de risico volgorde 37

4.1 De directe effecten (spoor A) 37

4.2 De indirecte effecten (spoor B) 38

4.3 Risicovolgorde op basis van prioritering 43

5 Discussie 45

6 Conclusies 49

7 Literatuur 51

Bijlagen

I Begrippen Nader Onderzoek 59

II Technische Rapportages onder verantwoordelijkheid van werkgroep BEO 60

III Locaties en monsterpunten in de Amer 61

IV Sediment-toplaagkwaliteit in locaties in de Amer 63

V Resultaten inventarisatie bodemmacrofauna in de Amer 64

VI Resultaten bioassays met sediment uit de Amer 80

VII Gehalten in biota 83

VIII Risicogrenzen uitgedrukt als MTR_{bodem} voor doorvergiftiging 92

IX NOEC's en Toxic units 93

Samenvatting

In het kader van het Nader Onderzoek Amer is onderzoek uitgevoerd ter beoordeling van de risico's van bodemverontreiniging voor het ecosysteem. Alhoewel de risicobeoordeling uiteindelijk tot doel heeft om de saneringsurgentie vast te stellen, gaat het huidige rapport alleen in op de vraag of er door de bodemverontreiniging actuele ecologische risico's aanwezig zijn.

De Amer is opgedeeld in 10 afzonderlijke locaties. Voor iedere locatie zijn de volgende onderzoeksonderdelen uitgevoerd:

1. *Het verzamelen van veldgegevens.* Dit onderdeel bestaat uit twee soorten onderzoek:
 - 1a) inventarisaties van in de waterbodem voorkomende organismen (macrofauna) en
 - 1b) metingen van bioaccumulatie-niveausBij de veldinventarisaties van de macrofauna is onderzocht of de bodemlevensgemeenschappen afwijkend zijn in opbouw (aantallen, verhoudingen in aantallen tussen bepaalde diergroepen) ten opzichte van referentiewaarden.

Op basis van metingen van bioaccumulatie-niveaus in mosselen, waterplanten en vissen zijn de risico's voor consumenten (m.n. vogels) van deze voedselsoorten beoordeeld. Deze metingen zijn niet op iedere afzonderlijke locatie uitgevoerd en zijn gebruikt om voor de Amer als geheel een beoordeling uit te voeren.
2. *Bioassays en bioaccumulatie experimenten in het laboratorium.* De toxiciteit van waterbodemmonsters is in het laboratorium gemeten om aannemelijk te maken dat organismen in de waterbodem daadwerkelijk blootgesteld zijn aan stoffen die (ook in de veldsituatie) toxische effecten kunnen veroorzaken. Bioaccumulatie experimenten geven inzicht in de mate waarin stoffen beschikbaar zijn en vanuit het sediment in de voedselketen terecht kunnen komen.
3. *Chemische analyses van bodemmonsters.* Om waargenomen effecten in bioassays te kunnen relateren aan bodemverontreiniging, zijn in de waterbodemmonsters ook chemische analyses uitgevoerd. Vervolgens is beoordeeld of op grond van de aangetroffen contaminanten toxiciteit te verklaren is.

Effecten op bodemorganismen (benthos)

Ernstige effecten op het benthos zijn in alle 10 onderzochte locaties aangetroffen. Met name binnen de *Chironomiden* (muggenlarven) worden afwijkingen in aantallen soorten en dichtheden ten opzichte van referentiegebieden vastgesteld. De soorten diversiteit en dichtheid van de bivalven (mosselen) was over het algemeen veel minder afwijkend. In dichtheden wordt de macrofaunagemeenschap gedomineerd door oligochaeten en/of bivalven. Bijzondere macrofaunasoorten, zoals haften, steenvliegen en kokerjuffers, werden slechts op een paar monsterpunten aangetroffen. De bioassays laten in vrijwel alle locaties effecten zien en bevestigen daarmee het beeld van de veldinventarisatie. Deze effecten worden veelal als matig geklassificeerd. Ernstige effecten in bioassays werden nauwelijks aangetroffen. Locaties 1 en 2 vormen een uitzondering daar er geen effecten in bioassays werden vastgesteld, terwijl de macrofaunagemeenschap wel afweek van referentiegebieden.

Risico's via bioaccumulatie in de voedselketen

Uit de beoordeling van de gemeten bioaccumulatie-niveaus in de voedselketens komt naar voren dat zowel visetende vogels als vogels die op de bodemfauna prederen risico's kunnen ondervinden als gevolg van bioaccumulatie. Dit wordt bevestigd door een bioaccumulatie-bioassay met oligochaeten in het laboratorium, waarmee is aangetoond dat bodemorganismen daadwerkelijk contaminanten uit de vervuilde waterbodem opnemen. De gemeten gehalten in lagere organismen duiden vooral op de risico's op doorvergiftiging van cadmium en PCB-153 (als gidsstof voor stoffen met een dioxine-achtige werking), alhoewel voor enkele locaties ook de som heptachloor en heptachloorepoxide en/of kwik als risicofactor wordt aangegeven.

Eindoordeel actueel ecologisch risico door bodemverontreiniging

In het biotisch effectonderzoek is het oordeel over de risico's van de bodemverontreiniging opgesplitst in twee deelvragen:

- is er een actueel ecologisch risico op grond van ernstige effecten op bodemorganismen?
- is er een actueel ecologisch risico vanwege ernstige risico's via accumulatie in de voedselketens ?

Actueel ecologisch risico door bodemverontreiniging op grond van effecten op bodemorganismen is geconcludeerd wanneer effecten zijn gevonden in de veldinventarisatie die bevestigd worden door bioassayresultaten én verklaarbaar zijn op basis van de aanwezigheid van toxische stoffen in de top laag van de bodem. Voor de Amer geldt dat met name zware metalen en PAK's verantwoordelijk kunnen worden gehouden voor de effecten. Op grond van deze criteria is een actueel ecologisch risico door bodemverontreiniging geconstateerd voor 8 van de 10 locaties. Alleen voor locaties 1 en 2 in het oostelijk deel van de Amer luidt het oordeel 'geen actueel risico op basis van directe effecten', door het ontbreken van effecten in bioassays.

Voor de afleiding van het locatiespecifieke oordeel gericht op de risico's van bioaccumulatie is naast veldgegevens ook gebruik gemaakt van een bioaccumulatie-experiment in het laboratorium. Bovendien is gekeken naar de 'verklaarbaarheid' van geconstateerde overschrijdingen van MTR-waarden in organismen. Hiertoe is gesteld, dat voor het vaststellen van een actueel ecologisch risico als gevolg van bioaccumulatie van verontreinigingen uit het sediment, óók de sediment concentraties vastgestelde MTR-waarden voor doorvergiftiging in een vergelijkbare mate moeten overschrijden. In vier van de vijf locaties, waar metingen voor aanwezig zijn, is sprake van een actueel ecologisch risico als gevolg van de verspreiding van contaminanten uit de waterbodem in voedselketens met vogels als eindconsument. Ook in de vijfde locatie werd een doorvergiftigingsrisico aangetoond, maar dit werd niet als actueel en ernstig beoordeeld, omdat de betreffende MTR-waarden met maximaal een factor 9 werden overschreden. Voor de andere vijf locaties zijn geen metingen voorhanden. Mede op basis van aanvullende metingen in vissen, wordt geconcludeerd dat men voor het gehele deelgebied van de Amer rekening moet houden met de aanwezigheid van doorvergiftigingsrisico's.

Tabel 1
Resultaten beoordeling ecologische risico's voor de Amer

Locatie	Omschrijving	Directe effecten Effecten op benthos	Effecten in bioassays	Verklaar baarheid	Actueel risico door bodem verontreini- ging? ¹⁾	Risico's voor doorvergiftiging Risico voor toppredatoren veld / lab ²⁾	Verklaar baarheid	Actueel risico door bodem verontreini- ging? ²⁾
1	Oost-ondiep	+	-	n.v.t.	nee	?		waarschijnlijk ³⁾
2	Oost-diep	+	-	n.v.t.	nee	+ / ?	ja	ja
3	Oost-midden -ondiep	+	±	ja	ja	+ / ?	ja	ja
4	Oost-midden-diep	+	±	ja	ja	?		waarschijnlijk ³⁾
5	West-midden-ondiep	+	±	ja	ja	?		waarschijnlijk ³⁾
6	West-midden-diep	+	±	ja	ja	? / ±	ja	waarschijnlijk ³⁾
7	West-ondiep	+	±	ja	ja	+ / ?	ja	ja
8	West-diep	+	±	ja	ja	?		waarschijnlijk ³⁾
9	Hollandsch diep (ondiep)	+	±	ja	ja	+ / ?	ja	ja
10	Havens (diep)	+	±	ja	ja	?		waarschijnlijk ³⁾

n.v.t.: verklaarbaarheid niet van belang aangezien er geen effecten in bioassays werden waargenomen.

¹⁾ afleiding risico door in de bodem aanwezige verontreinigingen op basis van waargenomen effecten: actueel risico door bodemverontreiniging indien één van beide categorieën (effecten op benthos / effecten in bioassays) ernstig (+) scoort, de andere categorie tegelijkertijd minimaal ± scoort, en er sprake is van verklaarbaarheid.

²⁾ actueel risico door bodemverontreiniging voor toppredatoren wanneer bioaccumulatie-niveaus in veldmateriaal of bioaccumulatie testen meer dan 10x MTR overschrijden. Risico wordt vastgesteld mits deze wordt veroorzaakt door een stof/stoffen afkomstig uit de waterbodem ("verklaarbaarheid").

³⁾ Het oordeel 'waarschijnlijk' is gebaseerd op het feit, dat er aanwijzingen bestaan dat voor de gehele Amer rekening gehouden moet worden met doorvergiftigingsrisico's, maar dat is voor de betreffende locatie niet geverifieerd middels metingen.

? betekent: geen resultaten voorhanden voor beoordelen bioaccumulatie-niveaus.

1 Inleiding

1.1 Doelstelling van het biotisch effectonderzoek

Het in dit rapport beschreven onderzoek moet uitwijzen of de aanwezigheid van bodemverontreinigingen ook daadwerkelijk risico's inhoudt voor het ecosysteem in de Amer, in een mate die leidt tot het oordeel "actueel ecologisch risico". Dit risico hangt sterk af van de mate waarin contaminanten beschikbaar zijn voor organismen. Variaties in de mate van beschikbaarheid tussen locaties zijn daarmee een belangrijke factor bij het beoordelen van de waterbodempkwaliteit. Voor het huidige onderzoek is daarom gekozen voor een effectgerichte beoordeling van ecologische risico's in verontreinigde waterbodems. Dit is conform de methoden toegepast in eerder biotisch effectonderzoek in de Zuidrand (BEO Nieuwe Merwede, Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch, Haringvliet, Sliedrechtse Biesbosch [Den Besten, 1993; 1997; Eys en den Besten, 2001, Postma en Den Besten, 2001]). Deze methodiek is onlangs beschreven in een nieuwe (concept) richtlijn voor het uitvoeren van een Nader Onderzoek [Tuinstra *et al.*, 2000; van Elswijk, 2000]. Hierbij wordt gekeken naar een tweetal sporen: de beoordeling van directe effecten (spoor A) en het risico van doorvergiftiging (spoor B). Veldwaarnemingen en bioassays spelen hierin een belangrijke rol. Omdat de ecologische risico's van waterbodemverontreiniging afhangen van locatie-specifieke omstandigheden wordt binnen de Amer een verder onderscheid gemaakt tussen locaties. Per locatie wordt nagegaan wat de risico's en effecten zijn van de in de waterbodem aanwezige verontreinigingen. Toetsing van de onderzoeksresultaten aan criteria leidt tot het oordeel wel/geen ecologisch risico.

Het biotisch effectonderzoek, uitgevoerd onder verantwoordelijkheid van de werkgroep Biotisch Effectonderzoek (BEO), heeft de volgende specifieke doelen¹:

1. het per locatie beoordelen van de waterbodempkwaliteit aan de hand van verschillende biologische parameters en bijbehorende criteria (risicobeoordeling waterbodempkwaliteit-verontreiniging);
2. het per locatie vaststellen van het oordeel wel/geen actueel ecologisch risico;
3. het prioriteren van locaties gebaseerd op de mate waarin risico's optreden;
4. het verzamelen en interpreteren van gegevens om het functioneren van het ecosysteem in de Amer op deelgebiedsniveau te kunnen beoordelen en t.z.t. te kunnen vergelijken met de overige deelgebieden van de Zuidrand van het Noordelijk Deltabekken.

1.2 Opzet van het biotisch effectonderzoek

De opzet van het Biotisch Effect Onderzoek is dat de Amer is ingedeeld in eenheden (locaties) die zoveel mogelijk als homogeen zijn te beschouwen

Noot

- 1 In Bijlage I wordt een verklaring gegeven van de belangrijkste begrippen die in het Biotische effectonderzoek zijn gehanteerd.

t.a.v. een aantal relevante aspecten. Vervolgens zijn per locatie de ecologische risico's bepaald. De indeling in locaties is gemaakt aan de hand van de volgende criteria:

- diepte, met name in relatie tot ecologische functies;
- type sediment in de toplaag;
- de samenstelling van de macrofauna;
- bestaande indelingen binnen water- en waterbodempkwaliteitsmodellen;
- functies, waaronder de functie natuur, maar ook bijv. gebruik als haven.

De beoordeling van risico's voor de natuur richt zich uitsluitend op de toplaag van het sediment, omdat alleen daar contact tussen organismen en verontreinigingen kan optreden. In eerdere Biotisch Effect Onderzoeken (bijv. BEO Nieuwe Merwede, Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch, Haringvliet [Den Besten, 1993; 1997; Eys en den Besten, 2001]) zijn een groot aantal parameters geselecteerd die verschillende ecotoxicologische aspecten beschrijven. Deze parameters zijn veelal ook voor de Amer gehanteerd, alhoewel dit onderzoek iets beperkter in omvang was en er een aantal parameters niet of minder frequent werden bepaald.

Het locatiegerichte biotisch effectonderzoek bestaat uit de twee eerder genoemde sporen (directe effecten, spoor A en het risico van doorvergiftiging, spoor B), met binnen elk spoor aandacht aan de volgende drie onderdelen:

1. *Het verzamelen van veldgegevens.* Dit onderdeel bestaat uit twee soorten onderzoek:
 - 1a) inventarisaties van in de waterbodem voorkomende organismen (macrofauna) en
 - 1b) metingen van bioaccumulatie-niveaus.Bij veldinventarisaties staat de vraag centraal of de bodemmacrofauna-gemeenschap een afwijkende opbouw heeft in vergelijking met de situatie in referentiegebieden. Informatie over de fysische karakteristieken van de bodem, zoals de korrelgrootteverdeling, consolidatiegraad en het organisch-stofgehalte is hierbij van belang met het oog op het selecteren van referentiewaarden.

Op basis van metingen van bioaccumulatie-niveaus in mosselen, waterplanten en vissen worden de risico's voor consumenten van deze voedselsoort beoordeeld. Deze metingen zijn niet op iedere afzonderlijke locatie uitgevoerd en zijn gebruikt om voor de Amer als geheel een beoordeling uit te voeren.
2. *Bioassays en bioaccumulatie experimenten in het laboratorium.* De toxiciteit van waterbodemmonsters is in het laboratorium gemeten om aannemelijk te maken dat organismen in de waterbodem daadwerkelijk blootgesteld zijn aan stoffen die (ook in de veldsituatie) toxische effecten kunnen veroorzaken. Bioaccumulatie experimenten geven inzicht in de mate waarin stoffen beschikbaar zijn en vanuit het sediment in de voedselketen terecht kunnen komen.
3. *Chemische analyses van bodemmonsters.* Om waargenomen effecten in bioassays te kunnen relateren aan bodemverontreiniging, zijn in de waterbodemmonsters chemische analyses uitgevoerd. Vervolgens is beoordeeld of toxische effecten op grond van de aangetroffen contaminanten aannemelijk zijn.

Het oordeel wel/geen actueel ecologisch risico wordt afgeleid door de gegevens uit veldwaarnemingen, bioassays en chemische bodemanalyses te integreren volgens de Triadebenadering [Chapman, 1986; Den Besten *et al.*, 1995]. In de gevolgde systematiek vormen bioassays de schakel tussen veldwaarnemingen (aanwijzingen dat bodemverontreinigingen

effecten veroorzaken) en chemische bodemkwaliteit (mogelijke oorzaak van de effecten) [Van de Guchte, 1991].

Naast het gebruik van ecotoxicologische informatie voor de vaststelling van ecologische risico's zijn de gegevens ook gebruikt om op eenvoudige wijze een risicovolgorde vast te stellen. Deze werkwijze sluit aan op die van het Haringvliet [Eys en den Besten, 2001] en de Sliedrechtse Biesbosch [Postma en Den Besten, 2001].

1.3 Samenstelling van het rapport

De onderzoeksmethoden en beoordelingsstappen worden beschreven in hoofdstuk 2. Hoofdstuk 3 beschrijft de onderzoeksresultaten en de uitkomsten van de toetsing van een (selectie van) de gegevens aan effect-criteria. Het afleiden van het eindoordeel over de ecologische risico's en het afleiden van een risico-volgorde wordt verantwoord in hoofdstuk 4. Een algemene discussie van het onderzoek en de conclusies volgen in de hoofdstukken 5 en 6.

2 Methoden

Het hieronder beschreven onderzoek is door verschillende instanties uitgevoerd in opdracht van en in nauwe samenwerking met de werkgroep Biotisch Effectonderzoek (BEO). Het BEO Amer is gestart in maart 1997. In dat jaar heeft ook het grootste deel van het onderzoek plaatsgevonden. Een gedeelte van het accumulatie-onderzoek heeft doorgelopen tot 1998. Een overzicht van de verschillende deelstudies wordt in bijlage II gegeven. De verwerking en rapportage van de gegevens t.b.v. het Nader Onderzoek is uitgevoerd onder verantwoordelijkheid van RIZA.

2.1 Locatie-indeling

Figuur 1 geeft de ligging aan van de monsterpunten in het deelgebied Amer. Bij aanvang van het nader onderzoek zijn in de Amer een aantal monsterpunten geselecteerd. Deze zijn in een later stadium samengenomen in definitieve Nader-Onderzoekslocaties, rekening houdend met de volgende aspecten²:

- diepte, met name in relatie tot ecologische functies;
- type sediment in de top laag;
- de samenstelling van de macrofauna;
- bestaande indelingen binnen water- en waterbodempkwaliteitsmodellen;
- functies, waaronder de functie natuur, maar ook bijv. gebruik als haven.

Met name de eerste twee aspecten zijn van belang voor het biotisch effect-onderzoek. Voor de ecologische functie is onderscheid gemaakt tussen gebieden die gemiddeld meer dan twee meter onder het wateroppervlak liggen en gebieden die gemiddeld minder dan twee meter onder het wateroppervlak liggen. De diepte van de locatie heeft een sterke invloed op bijvoorbeeld het voorkomen van waterplanten en de mogelijkheden voor hogere organismen zoals vogels en amfibieën om te foerageren. Het type sediment (zand, slib, ongeconsolideerd slib) bepaalt in sterke mate het voorkomen van specifieke soorten bodemorganismen. Milieuchemisch gezien kan het type sediment ook van belang zijn bij de inschatting van de beschikbaarheid van verontreinigingen. Daarnaast is gebruik gemaakt van de resultaten van een Twinspan-clusteranalyse uitgevoerd op de aangetroffen macrofaunadichtheden. Deze resultaten zijn gebruikt om te beoordelen of de macrofauna samenstelling op monsterpunten achter de vooroever verdediging verschilt met die van de ondiepe locaties voor de vooroever verdediging. Daar dit niet het geval bleek te zijn, zijn deze monsterpunten niet als aparte locatie beoordeeld. De bestaande indelingen van deelgebieden in water- en waterbodempkwaliteitsmodellen zijn vooral van invloed geweest voor de indeling van locaties over de oost - west as van de Amer. Tenslotte zijn de vier bemonsterde havens als aparte locatie in het onderzoek betrokken en zijn ook de twee monsterpunten in het Hollandsch Diep in een aparte locatie ingedeeld. Dit laatste is van belang om deze metingen

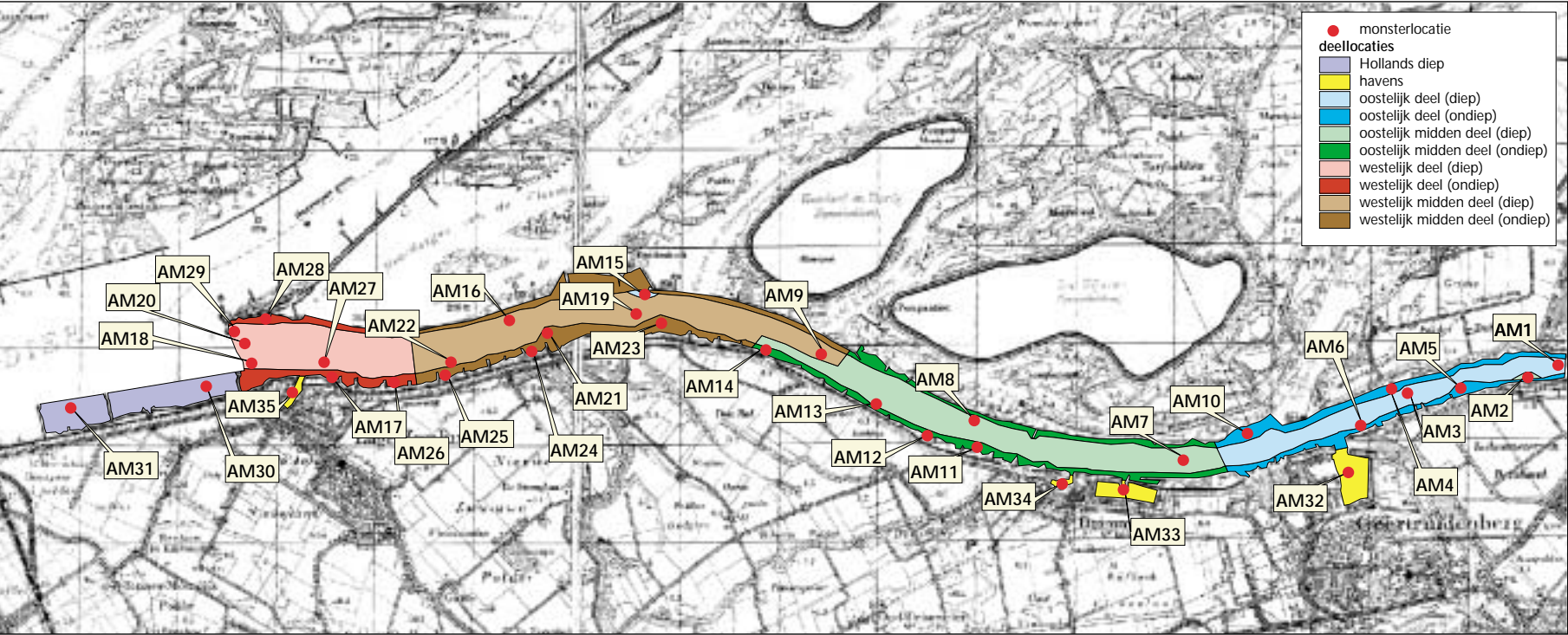
Noot

- ² De locatiekeuze in de eindnota kan afwijken t.o.v. de hier gepresenteerde indien het abiotisch effect onderzoek hiertoe aanleiding geeft. Via de vertaalsleutel in Bijlage III kan worden nagegaan hoe de monsterpunten zijn ingedeeld voor het Biotisch Effect Onderzoek.

te kunnen vergelijken met de resultaten van het eerder uitgevoerde biotisch effectonderzoek in het Hollandsch Diep.

Figuur 1 geeft de locatie-indeling en de gekozen monsterpunten. Alle locaties zijn hierbij als afzonderlijke geografische eenheden weergegeven. De hoofdindeling is geordend op de oost-west as, waarbij een onderscheid is gemaakt in vier delen; i) oostelijk deel, ii) oostelijk middendeel, iii) westelijk middendeel en iv) westelijk deel. Voor elk van deze vier delen is vervolgens een onderscheid in een ondiep en een diep gedeelte gemaakt. Wel zijn hierbij nog een tweetal opmerkingen van belang. Locatie 2 wordt gevormd door het zandige sediment, dat vooral in het oostelijke deel van de Amer is aangetroffen. Monsterpunt AM15, gelegen in het middendeel van de Amer, is ook als zand getypeerd. Dit monsterpunt is daarom aan locatie 2 toegevoegd. Het oordeel over de ecologische risico's voor locatie 2 betreft dan ook niet alleen het oostelijke deel van de Amer, maar geldt voor alle (zowel diepe als ondiepe) punten in het onderzochte deel van de Amer, waar het sediment als zand getypeerd wordt. Monsterpunt AM06, een ondiep gelegen zandig monsterpunt, is dan ook onderdeel van locatie 2, die voor de rest uit diepgelegen monsterpunten bestaat. Iets vergelijkbaars geldt voor locatie 4. Dit zijn diep gelegen monsterpunten met een slibrijke bodem in het oostelijk middendeel van de Amer. Monsterpunt AM02 vormt hier geografisch gezien geen onderdeel van, maar is hier op basis van de sediment karakterisering toch aan toegevoegd. De resultaten van het onderzoek zullen in deze rapportage steeds als gemiddelde waarden voor de verschillende locaties worden gepresenteerd.

Figuur 1
Monsterpunten en locaties in de Amer



2.2 Uitgevoerde bemonsteringen

Voor het biotisch effectonderzoek is het volgende veldwerk uitgevoerd:

- veldinventarisatie: bemonstering macrofauna en sediment (voor bioassays en chemische analyses), bepaling vochtgehalteprofiel en verzamelen van mosselen t.b.v. bioaccumulatieonderzoek in de periode 19 maart - 2 april 1997, door de Meetdienst N.D.B. i.s.m. RIZA;
- bemonstering van vissen: augustus 1997, Bureau Waardenburg B.V.;
- bemonstering van waterplanten: augustus 1997, Meetdienst N.D.B.;
- bemonstering sediment t.b.v. TIE-onderzoek: september 1997; Meetdienst N.D.B.;
- bemonstering sediment t.b.v. bioaccumulatie-bioassays met oligochaeten: mei 1998; Meetdienst N.D.B.

De door de Meetdienst uitgevoerde bemonsteringen van sediment en macrofauna zijn beschreven in veldverslagen (zie bijlage II).

Voor de macrofaunabemonstering in diepere delen zijn op elk monsterpunt drie boxcore-steken genomen. De 10 cm toplaag van elke steek is gezeefd over een 500 µm zeef, waarna het residu is geconserveerd in 6% formaline en koel opgeslagen. Bij monsterpunten, die niet met de boot bereikbaar waren, werd de macrofauna bemonsterd middels perspex steekbuizen. Om te corrigeren voor het bemonsterde oppervlak in vergelijking met de boxcore (oppervlak: 575 cm²) werden 18 steken met een steekbuis (oppervlak: 18*45 cm²) tot één replica gepooled. De omrekeningen van aantallen individuen per steek/monster naar aantallen individuen per m² zijn uitgevoerd met het exacte oppervlak.

Voor de bioassays zijn in de diepere delen 9 à 11 boxcore-steken genomen, waarvan de bovenste 10 cm is overgebracht in 4 afsluitbare plastic emmers die bij 4°C zijn bewaard. In ondiepe locaties is vergelijkbaar materiaal verzameld met een Eckmangrab (oppervlak: 212 cm²). De bemonstering voor het vochtgehalteprofiel is uitgevoerd door met een steekbuis met een diameter van 58 mm een monster uit een box-core te steken (diepe locaties) en vervolgens van de bovenste 10 cm steeds plakjes van 1 cm af te snijden. Op ondiepe locaties werden de monsters met de steekbuizen direct uit het sediment gehaald. De plakjes zijn opgeslagen in plastic potjes. Voor chemische analyses is uit het gehomogeniseerde materiaal bestemd voor de bioassays (circa 40 liter) een monster van 2*1 liter in een glazen pot gedaan en gekoeld opgeslagen.

Voor bioaccumulatie-metingen in mosselen (*Corbicula sp.*) zijn dieren met een schelpenlengte groter dan 0,5 cm verzameld. Na registratie van het aantal *Corbicula*'s in de macrofauna-monsters zijn de exemplaren > 0,5 cm uit het monsters gehaald en opgeslagen. Hetzelfde is gedaan met de boxcore-steken voor bioassay-materiaal. Deze mosselen zijn vervolgens gepooled, in plastic zakjes overgebracht en ingevroren bij -20°C.

De bevissing is uitgevoerd i.s.m. lokale vissers. Op een aantal plaatsen langs de oever van de Amer (direct ten oosten van het Noordergat van de Visschen en ten westen van Gat van den Binnennieuwensteek) zijn uit fuikvangsten de volgende vissoorten verzameld: blankvoorn, brasem, baars, snoekbaars en paling.

Blad-, stengel- en wortelmateriaal van waterplanten: Schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus*), Rivierfonteinkruid (*Potamogeton nodosus*) en Zittende (*Zannichellia palustris palustris*) zijn met de hand verzameld en ter plaatse gespoeld om aanhangend sediment en zwevend stof te verwijderen. Voor transport werden de monsters overgebracht in glazen potten of in plastic zakken en opgeslagen bij -20°C.

2.3 Fysisch-chemische analyses

Chemische analyses aan sediment

Chemische analyses van toplaagmonsters zijn uitgevoerd door Alcontrol BV. Bepaald zijn een RVS-standaardpakket (M-lijst 3^e Nota WHH) verbindingen en bodemkarakteristieken (het laatste t.b.v. de normering van de gehalten). De sedimentmonsters voor de chemische analyses zijn genomen uit het gehomogeniseerde materiaal bestemd voor de bioassays. Bepaling van de korrelgrootteverdeling, het gehalte organisch koolstof en de gehalten zware metalen, PCB's, PAK's, pesticiden en minerale olie zijn verricht door Alcontrol BV volgens standaardmethoden. Aanvullend is in één sedimentmonster het gehalte van diverse organotinverbindingen, dioxines, dibenzofuranen en planaire PCB's vastgesteld. Deze analyses werden uitgevoerd door het Instituut voor Milieuvraagstukken (organotinverbindingen en planaire PCB's) en de vakgroep Milieu- en Toxicologische Chemie van de Universiteit van Amsterdam (dioxines en dibenzofuranen). Het onderzochte sedimentmonster betrof een mengmonster van de monsterpunten AM25 en AM26, waarbij een onderscheid is gemaakt in bovenlaag (0-10 cm) en onderlaag (10-50cm). Dit sediment werd bemonsterd in het najaar van 1997 ten behoeve van TIE-onderzoek door het RIZA.

Vochtgehalte-profiel

Het vochtgehalteprofiel is bepaald door de bovenste 10 cm van een bodemprofiel te verdelen in plakjes van 1 cm, deze sedimentlaagjes te wegen, en opnieuw te wegen na gedurende 24 uur te zijn gedroogd bij 80°C. Uit het verschil tussen nat- en drooggewicht is het vochtgehalte per cm berekend, waarna voor de bepaling van de K_s -waarde de volgende formule is toegepast [Håkanson & Jansson, 1983]:

$$W_{(x)} = W_{(0-1)} + K_s * \ln(2x)$$

waarin:

x : diepte sedimentlaagje

$W_{(x)}$: vochtgehalte op diepte x (%)

$W_{(0-1)}$: vochtgehalte in bovenste laag (0-1 cm).

De K_s is met behulp van lineaire regressie berekend uit de hellingshoek tussen $W_{(x)}$ en de waarde $\ln(2x)$. Het vochtgehalte, de K_s -waarde en de regressiecoëfficiënt geven samen een indruk van het type bodem en de stabiliteit van de bodem ten aanzien van sedimentatie- en erosieprocessen [AquaSense, 1993; Den Besten *et al.*, 1997]. Een hoge negatieve waarde met hoge regressiecoëfficiënt duidt op een stabiele bodem waar sterke sedimentatie plaatsvindt. Omgekeerd geeft een lage regressiecoëfficiënt aan dat er sprake is van een heterogene of instabiele bodem, bijvoorbeeld door af en toe optredende erosieprocessen.

Op grond van het percentage organisch stof, het percentage slib (korrelgroottefractie <63 μm), het vochtgehalte en de K_s -waarde (met bijbehorende regressiecoëfficiënt) van de toplaag van het sediment is voor het Nader Onderzoek het sediment ingedeeld in de volgende typen: veen / zand / stabiel of consoliderend slib / instabiel slib. Waarnodig kan het type 'zand' verder worden opgedeeld in fijn zand en grof zand op basis van het percentage minerale delen <210 μm . Daarnaast zijn diepte en ligging van de onderzoekslocaties meegenomen in de typering van het sediment (zie bijlage III).

2.4 Macrofauna-onderzoek

De in formaline geconserveerde macrofaunamonsters zijn door AquaSense uitgezocht en gedetermineerd tot op het laagst mogelijk te determineren taxonomische niveau (veelal soortsniveau) aan de hand van de volgende literatuur³:

- *Chironomidae* (vedermuggen) zijn gedetermineerd aan de hand van de tabellen van [Moller Pillot, 1984], [Vallenduuk *et al.*, 1995] en [Klink, 1981].
- *Oligochaeta* (borstelwormen) met behulp van de tabellen van [Brinkhurst & Jamieson, 1971], [Brinkhurst, 1971] en [Sperber, 1950].
- *Mollusca* (weekdieren: slakken en mosselen) met [Gloër & Meier-Brook, 1994] en [Piechocki, 1989].
- *Hirudinea* (bloedzuigers) met de tabel van [Dresscher & Higler, 1982] en [Nesemann, 1993].
- *Trichoptera* (kokerjuffers) aan de hand van [Edington & Hildrew, 1995] en [Wallace *et al.*, 1990].
- *Crustacea* (kreeftachtigen) aan de hand van [Carausu *et al.*, 1953] en [Pinkster & Platvoet, 1986].
- *Ephemeroptera* (haften) aan de hand van [Macan, 1979] en [Malzacher, 1984].
- *Odonata* (libellen) met de tabel van [Heidemann & Seidenbusch, 1993].

De biomassa per individu is bepaald voor Chironomiden, Oligochaeten en Mollusken, door meting van resp. lengte, diameter ter hoogte van het 11e segment of de schelpenlengte én toepassing van bestaande regressielijnen voor de omrekening naar biomassa [Smit & Dudok van Heel, 1992; Smit *et al.*, 1993]. Daarnaast is geprobeerd om voor de larven van het genus *Chironomus* te kijken naar het aantal misvormingen van de kaken. Er zijn echter over alle monsterpunten tezamen slechts enkele (niet misvormde) larven van het genus *Chironomus* aangetroffen, waardoor deze analyse niet zinvol is.

Voor de beoordeling van de waterbodempkwaliteit zijn de resultaten van het onderzoek uitgewerkt aan de hand van de volgende parameters:

- Aantal soorten *Chironomidae*.
- Dichtheid (aantal per m²) *Chironomidae*.
- Aantal soorten *Oligochaeta*.
- Dichtheid (aantal per m²) *Oligochaeta*.
- Aantal soorten *Bivalvia*.
- Dichtheid (aantal per m²) *Bivalvia*.
- Som van het aantal soorten *Ephemeroptera*, *Trichoptera* en *Plecoptera*.
- Populatieaandeel Chironomiden (verhouding dichtheid *Chironomidae* / dichtheid *Chironomidae*+*Oligochaeta*+*Bivalvia*).
- Populatieaandeel Oligochaeten (verhouding dichtheid *Oligochaeta* / dichtheid *Chironomidae*+*Oligochaeta*+*Bivalvia*).
- Populatieaandeel Bivalven (verhouding dichtheid *Bivalvia* / dichtheid *Chironomidae*+*Oligochaeta*+*Bivalvia*).
- CCT-index (verhouding dichtheid *Chironomidae* / dichtheid *Chironomidae*+*Tubificidae*).
- CCP-index (verhouding dichtheid *Chironomus*-soorten / dichtheid *Chironomus*+*Procladius*-soorten).

.....

Noot

- 3 Vermeld wordt de algemene literatuur; determinatie tot op het laagst mogelijke niveau vereist vaak aanvullende soortspecifieke literatuur (deze wordt in dit rapport niet vermeld).

De gegevens van de drie sub-monsters zijn verwerkt tot een gemiddelde per monsterpunt. Uitkomsten van meerdere monsterpunten zijn vervolgens verwerkt tot locatiegemiddelden. Voor de bepaling van de CCP-index zijn alle *Chironomus*-larven van dezelfde locatie samengevoegd. De criteria, die gebruikt zijn voor de toetsing van de locatiegemiddelden van de macrofaunaparameters staan in Bijlage V en zijn identiek aan de criteria zoals gebruikt voor het Biotisch Effect Onderzoek Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch [Den Besten, 1997]. Op grond van deze criteria is het resultaat voor elke macrofaunaparameter vertaald in een aanwijzing over de mate van verstoring van de bodemlevensgemeenschap, waarbij onderscheid gemaakt wordt in de volgende drie categorieën: "geen verstoring", "matige verstoring", of "ernstige verstoring". Bij het opstellen van deze criteria is uitgegaan van normaalwaarden voor matig vervuilde sedimenten en relatief schone sedimenten, die speciaal voor dit doel zijn verzameld in het kader van het project TYPOSED [AquaSense, 1993], aangevuld met informatie van andere macrofauna-studies [Kerkum & Van Urk, 1989; Van Urk & Kerkum, 1986; Dudok van Heel *et al.*, 1992; Bij de Vaate & Greydanus-Klaas, 1993; Van der Velden & Wiersma, 1996]. Op basis van de informatie uit deze studies zijn in eerste instantie criteria vastgesteld voor de sedimenttypen "ondiep, stabiel slib" en "ondiep zand". Uitgaande van deze criteria is voor elk van de overige typen sediment op basis van de genoemde literatuurgegevens en expert judgement een bijstelling van de criteria uitgevoerd om te compenseren voor het feit dat de omstandigheden voor macrofauna niet optimaal kunnen zijn in het betreffende type sediment (incl. diepte, dynamiek bodem etc.). De parameter "aantal soorten haften, steenvliegen en kokerjuffers" wordt in sommige gevallen niet toepasbaar geacht.

Behalve de hierboven genoemde beoordeling is door AquaSense aanvullend een TWINSpan-analyse uitgevoerd van de macrofaunagegevens, met als doel om bodemlevensgemeenschappen nader te beschrijven. De resultaten hiervan zijn vooral gebruikt bij de locatie-indeling, en niet bij de eigenlijke beoordeling.

2.5 Bioassays

In het kader van het ecotoxicologisch onderzoek zijn bioassays met de volgende organismen uitgevoerd:

- *Vibrio fischeri* (bacterie; voorheen bekend onder de naam *Photobacterium phosphoreum*)
- *Daphnia magna* (watervlo)
- *Chironomus riparius* (muggelarve)

Alle bioassays zijn door AquaSense uitgevoerd conform de methodebeschrijving voor bioassays in Triade onderzoek [Maas *et al.*, 1993].

Voor de Microtox-bioassay met de bacterie *Vibrio fischeri* is poriewater bereid middels centrifugatie. Het poriewater is conform NVN 6516 [1993] niet gefiltreerd over 0,45 µm. De toets is binnen 4 uur na winnen van het poriewater uitgevoerd. Voorafgaand aan de meting werden een aantal randvoorwaarde parameters gecontroleerd (O₂, pH, nitriet, ammoniak, zoutgehalte). De toets is uitgevoerd bij 15°C met behulp van een incubator volgens de NVN 6516 [1993]. Hierbij is een concentratiereeks van 45, 22.5, 11.3 en 5.6 volume% poriewater gemeten. Als controle is verdunningsmedium getest. De luminescentieremming is na 5, 15 en 30 min bepaald. De metingen zijn in duplo uitgevoerd. Uit de gevonden dosis-effectrelatie is

voor elk van de drie tijdstippen de EC₂₀-waarde berekend (concentratie waarbij 20% luminescentie-remming optreedt). De laagste van de drie waarden wordt uiteindelijk gepresenteerd. Deze EC₂₀-waarde werd omgerekend in een toxiciteitsindex volgens de formule: $TI = 1/EC_{20} * 100$. De resultaten zijn vervolgens getoetst aan standaard effect-criteria (zie bijlage VI) conform de Triade-richtlijn [Maas *et al.*, 1993]. De resultaten zijn uitgewerkt in de vorm van gemiddelde effectscores per locatie.

De watervlo-toets is uitgevoerd met poriewater, gewonnen uit het sediment door middel van centrifugatie of hoge-drukfiltratie. Met het verkregen poriewater is na filtratie over een 0,45 µm filter een concentratiereeks van 100, 56, 32 en 10 volume% gemaakt door te verdunnen met Elendt-medium. Per concentratie zijn 10 testvatjes gevuld en in ieder testvat is één watervlo (leeftijd <24 uur) uit een laboratoriumkweek ingezet bij een temperatuur van 20°C. In enkele gevallen is hierbij een testvolume van 30 ml in plaats van 50 ml gebruikt in verband met de geringe opbrengst aan poriewater. Gedurende 15 dagen is tweemaal per week het testmedium ververs, met poriewater dat maximaal 7 dagen bewaard was. Dagelijks zijn de overleving en het vrijkomen van jongen genoteerd en zijn de watervlooiën gevoerd met een *Scenedesmus*-suspensie. Driemaal per week zijn de jongen verwijderd en geteld. Als controle (blanco) zijn series van 10 watervlooiën in testvatjes met Elendt-medium getest. Randvoorwaarden (pH, O₂, ammonia, nitriet en zoutgehalte) zijn aan het begin van de test en gedurende de test tweemaal per week (vóór en na verversen) gecontroleerd bij de blanco en het onverdunde poriewater. De gevoeligheid van *Daphnia magna* uit de laboratoriumkweek is routinematig gecontroleerd aan de hand van een gevoeligheidstest met kaliumdichromaat volgens de ISO-methode 6341 (1989). De resultaten van de testen zijn gepresenteerd aan de hand van het % sterfte, de tijdsduur waarbinnen de sterfte optrad, de LC₅₀, de NOEC_{sterfte} de populatiegroei-parameter r_m en de NOEC_{reproductie}. De LC₅₀ is berekend met behulp van een computerprogramma [RIZA-AOCE, 1990] volgens de "maximum likelihood" methode op basis van een iteratief rekenproces [Kooijman, 1981]. De populatiegroei-parameter is per concentratie berekend uit de dataset van gegevens per watervlo met betrekking tot overleving en het aantal geproduceerde jongen gedurende het verloop van de test. Hiervoor is gebruik gemaakt van een iteratief rekenprogramma [Van Leeuwen *et al.*, 1985]. Verschillen in r_m -waarden ten opzichte van de blanco zijn getest met de Williams-test uit het Toxcalc-pakket [Tidepool, 1993]. De resultaten zijn vervolgens getoetst aan standaard effect-criteria (zie bijlage VI) conform de Triade-richtlijn [Maas *et al.*, 1993]. De resultaten zijn uitgewerkt in de vorm van gemiddelde effectscores per locatie. Ter beoordeling van de effecten zijn ook een tweetal referentiesedimenten (slib uit het Drontermeer en zand uit het Veluwemeer) getest.

Voor de muggelarve toets zijn eipakketten van 1 of 2 dagen oud uit een laboratoriumcultuur van de soort *Chironomus riparius* ingezet in elutriaat van een sediment-water systeem (4 delen standaardwater op 1 deel sediment). Na 4 dagen werd beoordeeld of de eipakketten waren uitgekomen met een nauwkeurigheid van circa 10%. Na een week, ongeveer 3 dagen nadat de eieren zijn uitgekomen, zijn 100 larven (in 2^e stadium: L₂) overgezet in een viertal vaatjes met een sediment-water systeem (25 per vaatje). De testen zijn uitgevoerd bij 20°C. Randvoorwaarden (pH, O₂, ammonia, nitriet en zoutgehalte) zijn in het elutriaat vóór het inzetten van de eipakketten en een week daarna gecontroleerd. In het bovenstaande water van het sediment-water systeem werden deze parameters voor het inzetten van de larven en daarna éénmaal per week gemeten. De larven zijn driemaal per week gevoerd met een 2% Trouvit oplossing. Na 21 dagen zijn de larven over

een 250 µm r.v.s. zeef gespoeld en geteld; larven in het 4e stadium (L4) zijn gedroogd (80°C, 24 h) en gewogen. Als referentie zijn vergelijkbare testen met sediment uit het Drontermeer (voor slibrijke sedimenten) en het Veluwemeer (voor zandige sedimenten) uitgevoerd. Daarnaast is de gevoeligheid van de laboratoriumkweek van *Chironomus riparius* gecontroleerd aan de hand van een acute test met kaliumdichromaat volgens de methode van [Grootelaar *et al.*, 1991]. De resultaten van de testen zijn gepresenteerd aan de hand van % overleving van de eipakketten, % sterfte van larven, % larven met vertraagde ontwikkeling en het gemiddeld drooggewicht van L₄-larven. Significantie van de verschillen in sterfte, ontwikkeling en drooggewicht is getoetst met behulp van een ANOVA gevolgd door een post-hoc Bonferoni T-test met behulp van het programma SPSS [Norusis, 1992; Sokal & Rohlf, 1981]. De bioassay resultaten zijn getoetst aan standaard effect-criteria (zie bijlage VI) conform de Triade-richtlijn [Maas *et al.*, 1993]. De resultaten zijn uitgewerkt in de vorm van gemiddelde effectscores per locatie.

2.6 Bioaccumulatie-metingen

Binnen het Biotisch Effect Onderzoek werden de risico's voor doorvergiftiging op twee verschillende manieren onderzocht. Allereerst werden chemische analyses uitgevoerd op in het veld verzamelde mosselen, vissen en waterplanten. Daarnaast is er een bioaccumulatie-experiment met oligochaeten uitgevoerd in het laboratorium. Tabel 2 geeft een overzicht van de gemeten contaminanten.

Tabel 2
Overzicht van chemische analyses in verschillende organismen uit de Amer

	oligochaeten n=1	schelpdieren n=3	vissen n=7	waterplanten n=4
zwarte metalen Cd, Hg en Zn	X	X	X	X
zwarte metalen Cu, Cr, Ni en Pb	X	X	X	X
PCB's (polychloorbiphenylen)	X	X	X	X
non-/ mono-ortho-PCB's			X	
dioxinen en dibenzofuranen			X	
OCB's (organochloor- bestrijdingsmiddelen)	X	X	X	X
PAK's (polycyclische aromatische koolwaterstoffen)	X	X		X

Bioaccumulatie-metingen aan biota uit het veld

Mosselen

Op zestien monsterpunten is *Corbicula fluminea* (alleen dieren met een schelpenlengte groter dan 0.5 cm) verzameld uit de sedimentmonsters ten behoeve van de bioassays of macrofauna-analyse. In niet alle gevallen was voldoende materiaal beschikbaar voor de bepaling van de chemische analyses. Om die reden zijn verschillende monsterpunten gepoold tot 3 monsters (zie tabel 3). De uitgeprepareerde mosselen zijn in plastic ingevroren bij -20°C.

Tabel 3

Overzicht van de samenstelling van de monsters voor chemische analyses in Corbicula uit de Amer

Oost		Midden		West	
monsterpunt	aantal	monsterpunt	aantal	monsterpunt	aantal
AM 01	1	AM 08	2	AM 15	25
AM 03	20	AM 09	1	AM 16	1
AM 06	1	AM 11	1	AM 21	1
AM 10	3	AM 13	5	AM 25	1
		AM 14	10	AM 26	1
				AM 27	12
				AM 28	4

Vissen

De gevangen vissen (blankvoorn, brasem, baars, snoekbaars en paling) zijn verdeeld in een aantal lengteklassen. Elke lengteklasse bestaat uit 25 individuele vissen. Voor de analyse van metalen en organische microverontreinigingen is het spierweefsel, organen en schubben van de vissen uitgerepareerd volgens standaardprotocollen. Hiervan zijn vervolgens samengestelde monsters gemaakt. Het materiaal is ingevroren bij -20°C.

Waterplanten

Van de wortel- en bladdelen van de verzamelde waterplanten (schede-fonteinkruid, rivierfonteinkruid en zittende Zannichellia) zijn representatieve deelmonsters van 5-15 gram natgewicht samengesteld.

Bioaccumulatie-experiment

Het experiment is uitgevoerd conform de methodebeschrijving voor bioassays in Triade onderzoek [Maas *et al.*, 1993]. De gebruikte oligochaeten zijn afkomstig uit de dierenspeciaalzaak, maar werden alvorens ze bloot te stellen aan het sedimentmonster uit de Amer, eerst 4 weken gehouden op slib uit het Drontermeer. Hiermee werden de concentraties van de eventueel in de oligochaeten aanwezige verontreinigingen verlaagd. Het onderzoek werd uitgevoerd met een mengsel van de sedimenten afkomstig van de monsterpunten AM09, AM16 en AM19 (allen behorend tot lokatie 6). Van het gemengde sedimentmonster werden twee sediment-watersystemen gemaakt, elk bestaande uit 1 liter nat sediment (gezeefd over 500 µm) en 4 liter DSW. Per sediment-watersysteem werd 30 gram nat gewicht aan oligochaeten ingezet. De systemen werden in afgedekte aquaria in het donker gedurende 28 dagen uitgevoerd bij een temperatuur van 20 ± 2°C. De aquaria werden permanent belucht. De oligochaeten zijn gedurende het experiment één keer per week gevoerd.

Na afloop van het experiment werd de inhoud van de testsystemen met behulp van leidingwater over een 300 µm zeef gespoeld. De oligochaeten werden vervolgens op een 250 µm zeef gebracht, die was ondergedompeld in bovenstaand water afkomstig van het sediment-watersysteem. Dit systeem bleef gedurende 24 uur staan, tijdens welke de oligochaeten door de zeef kruipen en de sediment resten op de zeef achterblijven. Tenslotte zijn de aldus verkregen oligochaeten op een in DSW ondergedompelde 200 µm zeef overgebracht, waarbij de laatste restanten sediment en faeces zijn verwijderd. Voor de chemische analyses is het oligochaeten materiaal van elk van de twee testsystemen apart gehouden en verdeeld over een glazen en een kunststof potje en ingevroren bij -20°C.

Chemische analyses

De chemische analyses van de biota-monsters werden uitgevoerd door het IVM en de vakgroep Milieu- en Toxicologische Chemie van de Universiteit van Amsterdam en betroffen de gehalten van een aantal metalen (Cd, Hg, Pb, Cu, Zn, Cr, Ni), 16 verschillende PAK's (polycyclische aromatische koolwaterstoffen), de standaardset van 7 PCB-congeneren (polychloorbiphenylen), planaire PCB's, dioxinen en een aantal

organochloorbestrijdingsmiddelen (OCB's). Tabel 2 geeft een overzicht van de chemische analyses in de verschillende organismen uit de Amer. Hieronder volgt een korte beschrijving van de gebruikte analysemethoden. Een meer gedetailleerde beschrijving kan worden gevonden in de technische rapportages [Wegener *et al.*, 1999; 2000, Van Hattum *et al.*, 1998]

Zware metalen: monsters zijn gehomogeniseerd, gevriesdroogd en gedestruerd in geconcentreerd salpeterzuur. Vervolgens zijn Cd, Pb, Cr, Cu en Ni bepaald met Atomaire Absorptie Spectrometrie (AAS) gebruikmakend van grafietoven en achtergrondcorrectie. Hg is bepaald met behulp van koude damp AAS en Zn met vlam AAS.

Standaard PCB's, OCB's en PAK's: homogenaten zijn voor deze stoffen gemeenschappelijk geëxtraheerd met n-hexaan/acetone via een Soxhletopstelling. Het extract wordt vervolgens in twee delen gesplitst voor analyses van PAK's en OCB's/PCB's respectievelijk. Beide delen worden afzonderlijk gezuiverd over een aluminakolom, waarna het deel voor de OCB/PCB bepaling is gefractioneerd in een polaire en apolaire fractie middels een silicakolom. PCB's en OCB's zijn bepaald met behulp van een gaschromatograaf uitgerust met electron-capture-detector (GC-ECD). PAK's zijn geanalyseerd door middel van fluorescentie- en diode-arraydetectie.

Non- en mono-ortho gesubstitueerde PCB's (ook wel planaire PCB's genoemd): aan homogenaten zijn ^{13}C -gelabelde standaarden toegevoegd, waarna een verzeping is uitgevoerd. Na extractie en clean-up zijn fracties verzameld voor de bepaling van mono-ortho-PCB's met behulp van GC-ECD en voor de bepaling van non-ortho-PCB's met behulp van een GC uitgerust met Ion Trap Detection. De gemeten gehalten van non-ortho-PCB's zijn gecorrigeerd voor de recovery van de interne standaard.

Dioxinen en dibenzofuranen zijn geanalyseerd door de vakgroep Milieu- en Toxicologische Chemie (UvA), volgens methoden zoals beschreven door Evers *et al.* [1993] en Pluijm *et al.* [1992]. Het gevriesdroogde materiaal is geëxtraheerd met toluene (soxhlet) en gekwantificeerd met behulp van hoge resolutie GC/MS. Ook aan deze monsters zijn ^{13}C -gelabelde standaarden toegevoegd als kwaliteitscontrole.

De bioaccumulatie-niveaus zijn getoetst aan maximaal-toelaatbaar-risico (MTR)-niveaus voor de risico's van doorvergiftiging. Deze MTR's zijn afgeleid uit gegevens over de toxiciteit van stoffen die aan vogels worden toegediend via het voedsel [Beek, 1995]. Voor het hier beschreven onderzoek zijn deze MTR's (uitgedrukt als een gehalte van een stof in laboratoriumvoer) gecorrigeerd voor verschillen in energieinhoud van de typen voedsel die vogels in werkelijkheid eten [Den Besten, 1997]. De MTR's staan in bijlage VII.

2.7 Gegevensanalyse

De resultaten van het onderzoek worden in de hoofdttekst gepresenteerd in de vorm van locatiegemiddelden. In de bijlagen staan voor de bioassays de resultaten per sublocatie vermeld, en worden van het macrofaunaonderzoek gemiddelde aantallen per soort \pm SD gegeven.

3 Resultaten

Conform eerder uitgebrachte BEO-rapportages worden in dit hoofdstuk de onderzoeksresultaten veelal direct gepresenteerd in de vorm van effectklassen. Voor de oorspronkelijke gegevens wordt verwezen naar de bijlagen dan wel de betreffende onderzoeksrapportages.

3.1 Fysisch/chemische karakterisatie sediment

In tabel 4 wordt de toplaag van het sediment in de locaties van de Amer gekarakteriseerd. Voor een gedetailleerd overzicht van de resultaten van het fysisch-chemisch onderzoek wordt verwezen naar bijlage III en IV. De gehalten aan verontreinigingen zijn getoetst aan de ENW-normering, alhoewel bekend is dat de klasse bepalende verontreiniging niet persé ook het meest relevant is vanuit het oogpunt van ecologische risico's. In 9 van de 10 locaties van de Amer is de toplaag van het sediment zodanig verontreinigd dat deze voor één of meerdere monsterpunten in de hoogste verontreinigingsklasse, klasse 4, valt. De uitzondering wordt gevormd door de zandige locatie 2 in het oostelijk deel van de Amer. Over alle 35 monsterpunten tezamen wordt 75% als klasse 4 beoordeeld. In het merendeel van de gevallen wordt dit door het metaal zink dan wel minerale olie veroorzaakt (of een samenloop van tussen die twee). Daarnaast wordt ook cadmium en arseen in een enkel geval als klasse 4 beoordeeld. In vergelijking met eerdere Biotische Effect Onderzoeken [Den Besten, 1993; 1997; Postma en Den Besten, 2001] is het vooral opvallend dat de minerale-olieverontreiniging een dominante rol speelt in het onderzoeksgebied. Gemiddeld over alle monsterpunten bedraagt het gehalte aan minerale-olie in standaardbodem zo'n 4.800 mg/kg, met een maximum van meer dan 10.000 mg/kg. Voor die monsterpunten waar de concentratie zink als klasse 4 wordt beoordeeld, worden de gehalten van de metalen cadmium, koper, nikkel en/of kwik in veel gevallen als klasse 3 beoordeeld. Een dergelijke coëxistentie treedt minder op, indien het eindoordeel klasse 4 niet door zink maar juist door de aanwezige minerale olie wordt veroorzaakt. De PCB-gehalten worden beoordeeld als klasse 2 tot 3. Ook de meeste OCB's vallen in klasse 2 tot 3 met de zandige locatie 2 als uitzondering, waar de concentraties niet boven de detectiegrens uitkomen (\leq klasse 1). Daarnaast leiden de som DDT dan wel de gehalten aan HCB en/of hexachloorbutadieen bij een enkel monsterpunt ook tot een klasse 3 normering. De PAK's vallen als groep (som van 10) vooral in klasse 2 tot 3.

Planaire PCB's, dioxines en dibenzofuranen

Naast deze uitgebreide chemische karakterisatie van de 35 monsterpunten, zijn er enkele aanvullende chemische metingen uitgevoerd. Door van Hattum [1997] zijn bijvoorbeeld gehalten gerapporteerd van non-, mono- en di-ortho PCB's als mede van dioxines en dibenzofuranen. Deze gehalten zijn geanalyseerd in een mengmonster van sediment afkomstig van monsterpunten AM25 en AM26, waarbij een bovenlaag (0-10 cm) en een onderlaag (10-50 cm) is onderscheiden. Uit deze analyses blijkt dat de gehalten van deze verbindingen lager liggen in vergelijking met een sedimentmonster uit de Nieuwe Merwede (bijv. in de toplaag een TEQ dioxine + PCB waarde van 7,5 versus 176 ng/kg_{dw} respectievelijk).

Wat hierbij tevens opvalt, is dat bij dit monster uit de Amer de top laag meer verontreinigd is dan de onder laag, terwijl dat bij de Nieuwe Merwede precies andersom is. De verontreinigingsgraad van dezelfde sediment monsters werd ook gekarakteriseerd middels een toetsing aan de ENW-normering. Dit is uitgevoerd voor een drietal monsterpunten (AM25, AM26 en AM34; monsternamen september 1997), waarbij wederom een onderscheid in een top laag en een onder laag werd gemaakt. Opvallend genoeg werden de sediment monsters van AM25 en AM26 nu als klasse 0 - 2 beoordeeld, waar de top laag monsters uit het voorjaar van dat jaar (zie tabel 4 en bijlage IV) als klasse 4 werden gekarakteriseerd. De top laag van het monsterpunt AM34 werd in beide onderzoeken als klasse IV beoordeeld. Overeenkomstig met het onderzoek aan planaire PCB en dioxines in AM25 en AM26 was ook de onder laag voor monsterpunt AM34 minder verontreinigd (klasse 2) ten opzichte van de 10 cm top laag. Uit niet-gepubliceerde analyse resultaten van eerdere analyses (data RWS Zuid-Holland) blijkt echter, dat dit verschil in verontreinigingsgraad tussen de dieptes niet overal in de Amer consequent wordt aangetroffen.

Tabel 4
Resultaten karakterisatie top laag sediment in locaties van de Amer

Locatie	Omschrijving	Aantal monsterpunten	Verontreinigingsklasse sediment (weergegeven als range)					Eindoordeel LAWABO
			Zware metalen	PCB's	OCB's	PAK's	Minerale olie	
1	Oost-ondiep	3	2 - 4	2	1 - < 2n	2	2 - 4	2 - 4
2	Oost-diep (zand)	4	0 - 1	< 2n	< 1n	0 - 2	0 - 2	0 - 2
3	Oost-midden -ondiep	3	4	2	2	2 - 3	2 - 3	4
4	Oost-midden-diep	4	2 - 4	2 - 3	< 2n	2 - 3	2 - 4	4
5	West-midden-ondiep	4	2 - 4	2	2	2 - 3	2 - 4	2 - 4
6	West-midden-diep	4	2 - 3	2	1 - 2	2 - 3	2 - 4	2 - 4
7	West-ondiep	3	2 - 4	1 - 3	2 - 3	2 - 3	2 - 3	2 - 4
8	West-diep	4	2 - 4	2	2	2	3 - 4	2 - 4
9	Hollandsch Diep (ondiep)	2	4	2 - 3	3	3	2 - 4	4
10	Havens (diep)	4	3 - 4	2	2	2 - 3	2 - 4	4

1) Toetsing met LAWABO [Bakker & De Vrieze, 1990]. n betekent dat door een hoge detectielimiet voor (een deel van) de stoffen geen exacte klasse kan worden toegekend.

3.2 Macrofauna (bodemlevensgemeenschap)

Soortspecifieke informatie

Soorten waarvan in eerdere onderzoeken [Den Besten, 1997] reeds is gebleken, dat deze weinig voorkeur vertonen voor bepaalde deelgebieden blijken ook in de Amer op vrijwel alle plaatsen voor te komen. Het gaat hierbij om soorten als de wormen *Limnodrilus claparedeianus*, *L. hoffmeisteri* en *Potamothrix moldaviensis*, de erwtenmosselen *Pisidium casertanum* en het slakje *Valvata piscinalis*. In het algemeen kan geconcludeerd worden, dat de in de Amer aangetroffen macrofaunalevensgemeenschappen typisch zijn voor slibrijke omstandigheden waar hard substraat slechts in geringe mate aanwezig is. Wel is opvallend dat andere algemeen-voorkomende soorten op een aantal monsterpunten ontbreken (bijv. de muggenlarf *Procladius* sp. en de erwtenmosselen *Pisidium henslowanum* en *P. nitidum*). Ook de kreeftachtigen *Gammarus* en *Corophium* worden slechts in lage dichtheden of zelfs helemaal niet aangetroffen. Dit laatste duidt waarschijnlijk op de afwezigheid van hard substraat bij de monsternamen. Alleen bij de

monsterpunten 27 en 28 (locatie 7) en in mindere mate ook 15 (locatie 2) is de aanwezigheid van soorten levend op hard substraat opvallend (driehoeks-mosselen *Dreissena polymorpha* en slijkgarnalen *Corophium spec.*).

Bij het analyseren van de macrofaunalevensgemeenschappen van de verschillende locaties valt op, dat de levensgemeenschap van de zandige locatie 2 niet erg sterk van die van de overige locaties verschilt. Dit wordt ook geïllustreerd met de resultaten van de uitgevoerde Twinspan-analyse (bijlage V-e). De oorzaak is dat enkele soorten typisch voor diep gelegen, zandige plekken ook in locatie 2 ontbreken (bijv. *Paratendipes intermedius*, *Kloosia pusilla* en *Propappus volki*). Deze typische levensgemeenschap is daarentegen wel aan te treffen in andere delen van het benedenrivierengebied, zoals de Doode Kikvorschil in de Sliedrechtse Biesbosch [Postma en Den Besten, 2001] en lokaal in de Nieuwe Merwede [RIZA, 1999]. De Twinspan-analyse wijst verder uit, dat de levensgemeenschappen van monsterpunten 11, 12 (locatie 3) en 24 (locatie 5) het sterkst van de andere monsterpunten afwijken. Dit wordt veroorzaakt door de dominante aanwezigheid van enkele soorten muggenlarven (*Polypedilum bicornatum*, *Cladotanytarsus gr. mancus* en *Einfeldia carbonaria*). Ook de worm *Branchiura sowerbyi* en de muggenlarf *Cryptochironomus* komen op deze monsterpunten in hogere dichtheden voor. De aanwezigheid van deze soorten duidt over het algemeen op een organisch-rijke slibbodem met een zekere hoeveelheid zand. De verschillen tussen de overige monsterpunten zijn gering.

Macrofauna-parameters

Over het algemeen zijn in de Amer lage soortsdiversiteiten en dichtheden van chironomiden (muggelarven) gevonden. Voor de oligochaeten (wormen) en bivalven (mosselen), de andere twee dominante macrofaunagroepen, wijken beide parameters minder van het referentiebeeld af. In dichtheden gezien wordt de macrofaunagemeenschap in de Amer dan ook gedomineerd door oligochaeten en/of bivalven. Alleen locatie 3 vormt hierop een uitzondering, mede door de hoge dichtheid van *Einfeldia carbonaria* die hier is aangetroffen. Bijzondere macrofaunasoorten, zoals kokerjuffers, zijn slechts op een paar monsterpunten aangetroffen. De criteria voor het onderscheid tussen "geen verstoring", "matige verstoring", of "ernstige verstoring" staan in bijlage V-c. Alle parameterwaarden staan in bijlage V-d; tabel 5 geeft een overzicht van de beoordeling van de macrofaunaresultaten. Binnen de drie dominante macrofaunagroepen leiden alleen de aangetroffen chironomiden tot het oordeel 'ernstig verstoorte macrofaunagemeenschap' en wel voor 8 van de 10 locaties. In het merendeel van de gevallen is dit oordeel op zowel de soortdiversiteit als de totale dichtheid gebaseerd. Het oordeel op basis van het voorkomen van oligochaeten en bivalven leidt hoogstens tot het oordeel 'matig verstoorte macrofaunagemeenschap', maar wordt (vooral voor de bivalven) ook in ongeveer de helft van het aantal gevallen als 'geen verstoring' beoordeelt. De dominantie van oligochaeten en bivalven ten opzichte van chironomiden komt tot uiting in het oordeel over de index die de opbouw van de bodemlevensgemeenschap beschrijft (het procentuele aandeel van chironomiden in de totale macrofauna), die in veel gevallen 'ernstig' luidt.

Tabel 5

Beoordeling macrofauna in de waterbodem van locaties in de Amer

Locatie	Omschrijving	Macrofauna-parameter ¹⁾										CCP index	CCT index
		aantal soorten Chir.	n/m2 Chir.	aantal soorten Oligoch.	n/m2 Oligoch.	aantal soorten Bivalv.	n/m2 Bivalv.	aantal soorten ETP	verh. Cir/ totaal in slib	verh Biv/ totaal in slib			
1	Oost-ondiep	+	+	±	-	±	±	+	±		+	±	
2	Oost-diep (zand)	±	+	-	-	±	±	+		-		+	
3	Oost-midden -ondiep	±	±	±	±	±	±	+	±		+	±	
4	Oost-midden-diep	+	+	±	-	±	±		+		+	+	
5	West-midden-ondiep	±	±	±	-	-	-	+	+		±	±	
6	West-midden-diep	+	±	±	-	-	-		+		+	±	
7	West-ondiep	+	+	±	-	-	±	±	+		-	+	
8	West-diep	+	+	±	-	-	-		+		+	+	
9	Hollandsch Diep (ondiep)	+	+	±	±	-	-	±	+		+	+	
10	Havens (diep)	±	+	-	±	-	-		+		+	+	

¹⁾ Afkortingen:

Aantal soorten Chir.: aantal soorten Chironomidae; n/m² Chir.: dichtheid Chironomidae in aantal exemplaren per m²; aantal soorten Oligoch.: aantal soorten Oligochaeta; n/m² Oligoch.: dichtheid Oligochaeta in aantal exemplaren per m²; aantal soorten Bivalv.: aantal soorten Bivalvia; n/m² Bivalv.: dichtheid Bivalvia in aantal exemplaren per m²; aantal soorten ETP: SOM van het aantal soorten Ephemeroptera, Trichoptera en Plecoptera; verh. Chir/totaal in slib: het populatieaandeel Chironomiden (Verhouding dichtheid Chironomidae / dichtheid Chironomidae+Oligochaeta+Bivalvia) dat beoordeeld is wanneer het sediment getypeerd is als slib; verh.Biv/totaal in zand: populatieaandeel Bivalven (Verhouding dichtheid Bivalvia / dichtheid Chironomidae+Oligochaeta+Bivalvia) dat beoordeeld is wanneer het sediment getypeerd is als zand; CCP index: verhouding dichtheid van muggelarven van het geslacht Chironomus / dichtheid o.v. het totaal behorend bij Chironomus+Procladius; CCT index: verhouding dichtheid Chironomidae / dichtheid Chironomidae+Tubificidae.

Beoordeling op basis van locatiegemiddelden van de diverse parameters: - = geen effect; ± = matig effect; + = ernstig effect; zie voor criteria bijlage V.

3.3 Bioassays

De resultaten van de bioassays zijn in detail beschreven in een technische rapportage (zie bijlage II). Bijlage VI geeft de resultaten van de bioassays per monsterpunt en de afleiding van locatiegemiddelde effectklassen. In tabel 6 worden deze locatiegemiddelde effectklassen samengevat.

Tabel 6

Samenvatting bioassay-resultaten in locaties Amer

Locatie	Omschrijving	oordeel Daphnia	oordeel Chironomus	oordeel Microtox	Eind-oordeel toxiciteit waterbodem
1	Oost-ondiep	-	-	-	-
2	Oost-diep (zand)	-	-	-	-
3	Oost-midden -ondiep	±	±	±	±
4	Oost-midden-diep	-	±	-	±
5	West-midden-ondiep	±	-	±	±
6	West-midden-diep	-	±	-	±
7	West-ondiep	-	-	±	±
8	West-diep	±	±	-	±
9	Hollandsch Diep (ondiep)	-	-	±	±
10	Havens (diep)	±	±	±	±

- = geen effect; ± = matig effect; + = ernstig effect

Daphnia magna

In 20 van de 35 onderzochte sedimentmonsters werden negatieve effecten op de overleving of reproductie van de watervlo *Daphnia magna* vastgesteld. Bij een deel van deze bioassays zijn tijdens de uitvoering echter problemen geconstateerd met zogenaamde randvoorwaarden als de minimale concentratie zuurstof en het ammoniumgehalte. Daarnaast werden zogenaamde 'drijvers' waargenomen. Dit zijn watervlooien die zich aan het wateroppervlak bevinden en die (als gevolg daarvan) een grotere sterfte

laten zien. Dergelijke effecten duiden op fysische processen (bijv. de oppervlaktewaterspanning), die bijvoorbeeld een gevolg zouden kunnen zijn van het hoge minerale-oliegehalte in de sedimentmonsters. Er was echter geen sprake van een duidelijke dosis-effect-relatie tussen het minerale-oliegehalte en het aantal drijvers. Hierdoor kunnen voor de betreffende sedimentmonsters eventuele negatieve effecten op de watervlo niet eenduidig als een gevolg van de in het sediment aanwezige verontreinigingen gezien worden. De beoordeling van de effecten op de watervlo is daarom alleen uitgevoerd voor die monsterpunten en bioassays, waar deze effecten konden worden uitgesloten. Voor alle locaties zijn echter voor minimaal twee monsterpunten resultaten van bioassays met de watervlo beschikbaar, waarbij dergelijke praktische problemen geen rol gespeeld hebben. In acht poriewatermonsters zijn eenduidig negatieve effecten op de overleving of reproductie van de watervlo vastgesteld. In vijf gevallen werden deze effecten als matig toxisch beoordeeld en in drie gevallen als ernstig ($\text{NOEC} \leq 10\%$). Het oordeel op basis van gemiddelde effectniveaus per locatie (tabel 6) komt in vier gevallen (locatie 3, 5, 8 en 10) op een matig effect uit.

Chironomus riparius

In de bioassays met de muggelarve werden geen problemen met zogenaamde randvoorwaarden geconstateerd en voldeed de ontwikkeling van de muggelarven in de referentiesedimenten aan de geldigheidscriteria. In negen van de onderzochte sedimentmonsters werden statistisch significante effecten op de larvale sterfte of ontwikkeling vastgesteld; vier van de sedimentmonsters werden als ernstig en vijf als matig toxisch beoordeeld. Het oordeel op basis van gemiddelde effectniveaus per locatie komt vijf keer op matig effect (locaties 3, 4, 6, 8 en 10) uit.

Vibrio fischeri

Voor de Microtox-test is van elk sediment poriewater verzameld en binnen 4 uur getest. Eén van deze 35 monsters veroorzaakte een ernstig effect ($\text{TI} > 10$; AM26) en twaalf een matig toxisch effect ($10 > \text{TI} > 2$). In de overige 22 monsters werden geen negatieve effecten in de Microtox-test vastgesteld. Het oordeel op basis van gemiddelde effectniveaus per locatie komt vijf keer op matig effect (locaties 3, 5, 7, 9 en 10) en vijf keer op geen effect uit.

3.4 Bioaccumulatie

3.4.1. Analyse resultaten

Accumulatie in schelpdieren

Op drie monsterpunten binnen de Amer zijn zoetwatermosselen (Aziatische korfmossel, *Corbicula fluminea*) verzameld om chemische analyses te kunnen uitvoeren. Bijlage VII-A geeft de gevonden gehalten aan microverontreinigingen in *Corbicula*. Het is niet mogelijk gebleken om referentiemateriaal van *Corbicula* te verkrijgen. In het kader van het Nader Onderzoek Nieuwe Merwede is een vergelijking gemaakt met gehalten in *Corbicula* verzameld in de Rijn bij Mainz en Duisburg. Hiervoor wordt verwezen naar de betreffende rapportage [Den Besten, 1993]. De resultaten kunnen wel vergeleken worden met analyses van *Corbicula* uit het Hollandsch Diep, Nieuwe Merwede, Dordtsche, Brabantsche en Sliedrechtse Biesbosch als mede het Haringvliet (Den Besten [1997], Eijs en Den Besten [2001], Postma en Den Besten [2001], van Hattum *et al.* [1997]). Uit deze vergelijking blijkt, dat de metaalgehalten in *Corbicula* uit de Amer vrij goed overeenkomen met de gehalten in *Corbicula* uit de andere gebieden als

mede met dieren uit de Rijn bij Mainz en Duisburg. Als in meer detail gekeken wordt dan blijken vooral de cadmium- en kopergehalten iets hoger te liggen in vergelijking met bijvoorbeeld het Haringvliet en de Sliedrechtsche Biesbosch, maar de verschillen zijn vrij gering. Wel is opmerkelijk dat in geen van de drie geanalyseerde *Corbicula* monsters kwik aangetoond werd. Het kwikgehalte is daarmee lager dan in de andere deelgebieden van de Zuidrand.

De PAK-, PCB- en OCB-gehalten zijn duidelijk verhoogd ten opzichte van de gehalten zoals vastgesteld bij Mainz en Duisburg en komen in orde-grootte redelijk overeen met de gehalten zoals aangetroffen in *Corbicula* afkomstig uit de andere deelgebieden. Ook voor de organische microverontreinigingen zijn er in meer detail wel enkele verschillen tussen de deelgebieden. Het PCB- en PAK-gehalte is bijvoorbeeld duidelijk hoger in vergelijking met dieren uit het Hollandsch Diep en Haringvliet en komt redelijk overeen met de (eveneens hoge) PCB-gehalten zoals die in de Sliedrechtsche Biesbosch zijn aangetroffen. De OCB-gehalten in *Corbicula*'s uit de Amer zijn vergelijkbaar met waarnemingen uit de Brabantse Biesbosch en het Haringvliet, maar liggen onder waarden uit Hollandsch Diep en boven waarden uit de Nieuwe Merwede.

Opmerkelijk is, dat PCB-138 binnen de dieren uit de Amer de dominante PCB-congeneer is, terwijl dit in andere gebieden veelal PCB-153 is. Dit afwijkend congeneerpatroon werd ook aangetroffen in de Brabantse Biesbosch en duidt op een afwijkend PCB-patroon in de Maas ten opzichte van de Rijn. Dit patroon werd eerder ook vastgesteld in vissen afkomstig uit de Roer, een zijrivier van de Maas [De Boer, 1995 in van Hattum, 1998].

Accumulatie in vissen

De gehalten van de microverontreinigingen in vissen uit de Amer worden in bijlage VII-B vergeleken met gehalten gevonden in vissen uit het referentiegebied Oude Venen (Friesland), die zijn gemeten in het kader van Nader Onderzoek Nieuwe Merwede [Den Besten, 1993]. Aan de hand van deze vergelijking blijkt dat de gehalten aan PCB's en sommige OCB's duidelijk verhoogd zijn ten opzichte van referentiewaarden. Vooral in de snoekbaars zijn, in vergelijking met de overige visgroepen uit de Amer, hoge gehalten PCB's waargenomen. Ook de cadmium- en kwikgehalten zijn in sommige visgroepen verhoogd t.o.v. referentiewaarden. Verder laten deze gehalten in vissen uit de Amer (evenals in voorgaand onderzoek in de Zuidrand) leeftijdseffecten zien, met hogere gehalten in de grotere lengte-classes voor onder meer de volgende stoffen: Hg, Cd, PCB's, PCB-TEQ en sommige OCB's [van Hattum *et al.*, 1998]. De waargenomen leeftijdseffecten duiden op langdurige evenwichtsinstellingen bij bioaccumulatieprocessen, waarschijnlijk ten gevolge van trage eliminatie of trage biotransformatie. Door dit effect kunnen visetende predatoren met een preferentie voor grotere lengteclasses een hoger risico lopen.

De PCB-TEQ- en PCDD/PCDF-TEQ-gehalten in de blankvoorn uit de Amer zijn vergelijkbaar met eerdere waarnemingen gedaan in de Brabantse Biesbosch. In het palingmonster uit de Amer zijn de gehalten duidelijk lager dan in de Dordtsche Biesbosch of het Hollandsch Diep [van Hattum *et al.*, 1997].

Accumulatie in waterplanten

In de Amer zijn de volgende waterplanten verzameld ten behoeve van contaminanten-analyses: schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus*), rivierfonteinkruid (*Potamogeton nodosus*) en zittende *Zannichellia* (*Zannichellia palustris palustris*). De gehalten van de microverontreinigingen in de waterplanten worden in bijlage VII-C vergeleken met gehalten

gevonden in planten uit het referentiegebied Oude Venen (Friesland), die zijn gemeten in het kader van Nader Onderzoek Nieuwe Merwede [Den Besten, 1993].

Vooral zware metalen komen in waterplanten uit de Amer in verhoogde concentraties voor ten opzichte van planten uit de Oude Venen. Ook binnen de PAK-, PCB- en OCB-gehalten zijn enkele hoge waarden aangetroffen, maar de verschillen met de gehalten in planten uit de Oude Venen zijn minder groot en wellicht deels ook afhankelijk van de geanalyseerde plantensoort. Zo lijkt het PCB-gehalte in *Zanichellia* hoger dan in *Potamogeton*-soorten.

In Schedefonteinkruid afkomstig van locatie 9 zijn voor PAK's en enkele OCB's hogere gehalten gemeten dan in planten van de locaties 3 en 7. Dit correspondeert met de (iets) hogere verontreiniging van de bodem van locatie 9. Locatie 9 is echter gelegen in het Hollandsch Diep en niet zozeer in de Amer. In eerder onderzoek aan waterplanten in het Hollandsch Diep [Den Besten, 1997] werden ook reeds hogere PAK-gehalten aangetroffen. Ditzelfde lijkt ook op te treden voor het kwikgehalte. Het kwikgehalte in Rivierfonteinkruid uit de Amer is beneden de detectielimiet, terwijl in Schedefonteinkruid van locatie 9 wel kwik werd aangetoond, overeenkomstig eerdere waarnemingen door Den Besten [1997].

De gehalten van de verschillende contaminanten in waterplanten uit de Amer liggen op een vergelijkbaar niveau ten opzichte van andere gebieden in de Zuidrand, zoals de Brabantsche en Dordtsche Biesbosch en de Nieuwe Merwede. In waterplanten uit het Ketelmeer [Postma *et al.*, 2001] zijn de PCB- en PAK-gehalten in *Potamogeton* duidelijk hoger.

Bioaccumulatie-bioassay (wormen)

In 1998 is onderzoek gedaan naar de opname van contaminanten in bodemorganismen. Hierbij is een mengsel van sediment van drie monsterpunten uit de Amer (allen behorend tot locatie 6) in tweevoud ingezet in een 28-dagen-durende bioassay met aquatische oligochaeten. Het doel van dit onderzoek was om de beschikbaarheid van de verontreinigingen te vergelijken met de op basis van evenwicht-partitie (EP) theorie voorspelde beschikbaarheid alsmede om de risico's voor doorvergiftiging te kunnen vaststellen. Uit het onderzoek komt naar voren dat het gehalte voor een groot aantal stoffen in het uitgangsmateriaal duidelijk lager ligt dan aan het einde van de test. Hier is dus per definitie sprake van bioaccumulatie. De gehalten aan metalen, PCB's, PAK's en de meeste OCB's waren verhoogd in de oligochaeten die gedurende 4 weken aan sediment afkomstig uit de Amer waren blootgesteld. Uit de vergelijking van gemeten beschikbaarheid met voorspelde beschikbaarheid op basis van EP blijken vooral de PAK's minder beschikbaar te zijn dan voorspeld op basis van EP (verschil gem. factor 20). De PCB- en cadmium-gehalten wijken nauwelijks af van de op basis van EP voorspelde concentraties. Het kwikgehalte is daarentegen circa een factor 5 hoger dan op basis van EP werd voorspeld.

De cadmium- en kwikgehalten in de oligochaeten blijken slechts weinig te verschillen met gehalten zoals vastgesteld in oligochaeten afkomstig uit het Markermeer (bijlage VII-a). De PCB-, PAK- en (enkele) OCB-gehalten zijn daarentegen wel duidelijk verhoogd.

3.4.2 Beoordeling doorvergiftigingsrisico's

Bij het beoordelen van doorvergiftigingsrisico's dient te worden opgemerkt dat slechts voor een beperkt aantal stoffen een dergelijke beoordeling mogelijk is (voor lijst van deze stoffen, zie bijlage VII-e).

De resultaten van de risicobeoordeling staan in de tabellen 7-8.

Schelpdieren

De accumulatie van contaminanten in zoetwatermosselen is beoordeeld met het oog op twee voedselketens: mosselen → mosseletende vogels (o.a. Kuifeenden) en mosselen → mosseletende vissen (o.a. Blankvoorn) → visetende vogels (o.a. Aalscholver). De beoordeling van het doorvergiftigingsrisico via deze voedselketens is uitgevoerd door een vergelijking te maken tussen de gehalten van contaminanten in mosselen op versgewichtbasis met maximaal-toelaatbaar-risiconiveau's (MTR's), die speciaal voor de voedselrelatie mossel - mossel-etende predatoren zijn berekend. Deze MTR's staan in bijlage VII-e en zijn afkomstig uit Den Besten [1997]. Uit de vergelijking van de accumulatie-niveaus in *Corbicula* (bijlage VII-d) met de corresponderende MTR's komt naar voren dat cadmium en PCB-153 als gidsstof voor stoffen met een dioxine-achtige werking de MTR overschrijden met meer dan een factor 10 (tabel 7). Omdat deze overschrijdingsfactoren meer dan 10 bedragen wordt gesproken van ernstige risico's. Verhoogde risico's (overschrijding < 10 maal) zijn vastgesteld als gevolg van de opname van heptachloor en heptachloorepoxide. De MTR-waarde wordt hier met een factor van circa 6 overschreden.

Vissen

Vergelijking van naar versgewicht omgerekende gehalten met MTR's voor de risico's van doorvergiftiging van vogels toont aan dat vooral PCB-153, als gidsstof voor stoffen met een dioxine-achtige werking, risico's geeft. Het PCB-153 gehalte in vissen, en met name in paling, overschrijdt de MTR met een factor van max. 40. Op grond hiervan is er sprake van ernstige risico's. Hierbij dient tevens te worden opgemerkt, dat in een tweetal vismonsters (Paling en Blankvoorn) ook TCDD analyses zijn uitgevoerd. Deze gehalten, omgerekend naar versgewicht, blijken de MTR-waarde net te overschrijden (2.2 ng/kg t.o.v. een MTR van 2,0 ng/kg). Verder ligt de ΣTEQ dioxine & dibenzofuranen waarde een factor 2-3 boven het individuele TCDD gehalte. De MTR-waarde voor PCB-153 als gidsstof voor stoffen met een dioxine-achtige werking lijkt daarmee de risico's op doorvergiftiging van deze groep stoffen te overschatten. Daarnaast zijn in enkele vissen verhoogde risico's voor cadmium en kwik aangetoond, waarbij de MTR maximaal met een factor 2-4 wordt overschreden.

Waterplanten

Vergelijking van de contaminantgehalten omgerekend naar versgewicht (bijlage VII-d) met MTR's voor de risico's van doorvergiftiging van planten-etende vogels wijst uit dat cadmium in alle drie de plantensoorten de MTR met meer dan een factor 10 overschrijdt. Cadmium kan dus ernstige risico's geven via accumulatie in waterplanten.

Wormen

De accumulatie van contaminanten in wormen (oligochaeten) is beoordeeld met het oog op de voedselketen *oligochaeten* → benthos-etende vogels (m.n. steltlopers). Vergelijking van gehalten op versgewicht-basis (zie bijlage VII-d) met MTR's voor doorvergiftiging naar vogels geven aanwijzingen voor risico's van cadmium, methyl-kwik en PCB-153, als gidsstof voor stoffen met een dioxine-achtige werking (tabel 7). Omdat de mate waarin de MTR wordt overschreden maximaal een factor 9 bedraagt (voor PCB-153), is er sprake van verhoogde risico's.

Tabel 7
Doorvergiftigingsrisico's op basis van de gemeten gehalten in biota. Weergegeven is het aantal malen dat de betreffende MTR-waarde werd overschreden. De resultaten worden vermeld als range (min - max)

Contaminant	Veldmeting Mosselen	Waterplanten	Vissen	Laboratorium Wormen
Cadmium	33 - 47	57 - 201	< 1 - 2	1 - 6
Hg ¹⁾	< 1	< 1 - 3	< 1 - 4	2 - 3
heptachloor(epoxide)	6	< 1	< 1	< 1
PCB 153 ²⁾	14 - 22	< 1 - 1	9 - 43	6 - 9
TCDD (ng/kg)			1	

- 1) kwik beoordeeld als zijnde voor 100% aanwezig in de vorm van methyl-kwik (worst-case benadering)
2) PCB-153 als gidsstof voor PCB's met een dioxine-achtige werking

3.4.3 Locatiespecifieke beoordeling doorvergiftigingsrisico's

In tabel 8 staan de uitkomsten van de schattingen van de doorvergiftigingsrisico's op basis van gemeten gehalten in voedsel. Zoals uit dit overzicht blijkt, zijn niet voor alle locaties metingen voorhanden. Daarnaast zijn er metingen in vissen uitgevoerd, die niet tot één bepaalde locatie kunnen worden herleid en is er voor één locatie alleen bioaccumulatie-onderzoek in het laboratorium uitgevoerd. Naast een strikte locatiespecifieke beoordeling (die dus voor enkele locaties ontbreekt) zijn de resultaten daarom ook gebruikt om op het niveau van het gehele deelgebied Amer een uitspraak te doen over de aanwezige risico's voor doorvergiftiging.

De in het veld gemeten gehalten van cadmium en/of PCB's geven aanleiding tot het oordeel "ernstig risico" voor alle onderzochte locaties in de Amer (NB. Niet voor alle locaties zijn metingen voorhanden). Daarnaast werden de MTR-waarden voor kwik en heptachloor(epoxide) ook op meerdere locaties overschreden en werd er in vissen een lichte overschrijding van de MTR voor TCDD vastgesteld. Voor de Amer werd geen modelstudie uitgevoerd, zodat deze metingen in organismen uit het veld niet op die manier doorvertaald zijn naar risico's voor toppredatoren. Wel blijkt uit de uitgevoerde metingen, dat interne gehalten aan verontreinigingen in alle geanalyseerde organismen in ieder geval één MTR-waarde overschrijden. Zo overschreden alle drie de waterplantenmonsters de MTR voor cadmium, alle drie de *Corbicula*-monsters de MTR's voor zowel cadmium als PCB-153 en alle vissen de MTR voor PCB-153.

Tabel 8
Samenvatting risico's bioaccumulatie in de Amer¹⁾

Locatie	Omschrijving	Mosselen ²⁾	Gemeten gehalten Waterplanten	Gemeten gehalten Wormen (laboratorium)	Vissen
1	Oost-ondiep				
2	Oost-diep (zand)	+			
3	Oost-midden -ondiep	+	+		
4	Oost-midden-diep				
5	West-midden-ondiep				
6	West-midden-diep			±	
7	West-ondiep	+	+		
8	West-diep				
9	Hollandsch Diep (ondiep)		+		
10	Havens (diep)				
?					+

- 1) + = ernstig risico; ± = matig risico boven maximaal toelaatbaar risico-niveau. Ernstig risico voor toppredatoren op basis van metingen indien bioaccumulatie-niveaus meer dan 10x de MTR overschrijden; matig risico voor toppredatoren op basis van metingen indien bioaccumulatie-niveaus de MTR overschrijden, met een factor tussen 1 en 10.
2) Op basis van de bemonsterde monsterpunten en het aantal verzamelde dieren zijn de drie geanalyseerde mengmonsters zo goed mogelijk aan een locatie toebedeeld.

De in het laboratorium uitgevoerde bioaccumulatietest met wormen blootgesteld aan sediment van locatie 6 laat zien, dat de in het sediment aanwezige verontreinigingen biologisch beschikbaar zijn en kunnen worden opgenomen. Alhoewel in dit experiment geen ernstige risico's werden vastgesteld (de MTR's werden tot maximaal een factor 9 overschreden), vormt dit experiment een belangrijke onderbouwing van de veronderstelling dat onder veldcondities de in het sediment aanwezige verontreinigingen kunnen worden opgenomen en aldus doorvergiftigingsrisico's veroorzaken.

Uit de uitgevoerde chemische analyses aan de sedimentmonsters blijkt verder dat de verontreinigingsgraad van het sediment niet erg sterk tussen de locaties varieert, met als uitzondering de zandige plekken die vooral in het oostelijke deel van de Amer aanwezig zijn. Het is daarmee waarschijnlijk, dat voor het gehele deelgebied Amer rekening gehouden moet worden met doorvergiftigingsrisico's. Een punt van aandacht hierbij is de herkomst van de geaccumuleerde verontreinigingen. Vooral van cadmium is in eerdere biotisch-effect-onderzoeken aangegeven, dat afhankelijk van de voedselkeuze van de betreffende vogelsoort, een belangrijk deel van het opgenomen cadmium uit de waterfase afkomstig kan zijn [Den Besten, 1997; Postma en Den Besten, 2001]. Voor de organische microverontreinigingen als PCB's en dioxines wordt in dergelijke modelstudies over het algemeen wel geconcludeerd, dat het merendeel van de opgenomen verontreinigingen uit het voedsel afkomstig is. Bij het beoordelen van de doorvergiftigingsrisico's zou dan ook overwogen kunnen worden, om dit vooral te beperken tot die metingen, waar een risico voor doorvergiftiging van organische microverontreinigingen is geconstateerd. In dat geval blijkt alleen het oordeel voor locatie 9 te vervallen, omdat op die locatie uitsluitend waterplanten zijn verzameld, die vooral een verhoogde hoeveelheid cadmium hebben. Locatie 9 is echter gelegen in het Hollandsch Diep, waarvoor in een eerdere studie [Den Besten, 1997] reeds doorvergiftigingsrisico's zijn vastgesteld. Voor de andere locaties blijft het oordeel gehandhaafd omdat naast de doorvergiftiging van cadmium ook het gehalte aan PCB-153, als gidsstof voor stoffen met een dioxine-achtige werking, tot een dergelijk oordeel leidt.

Of voor een bepaalde locatie in de Amer al dan niet ernstige doorvergiftigingsrisico's zijn aangetoond, wordt vooral bepaald door de keuze voor geanalyseerde organismen. Hierom is ervoor gekozen om in de eigenlijke locatiebeoordeling aangetoonde ernstige risico's als zodanig te beoordelen en weer te geven, terwijl locaties waarvoor ernstige risico's niet met metingen zijn onderbouwd zijn weergegeven als 'waarschijnlijk zijn ook hier ernstige doorvergiftigingsrisico's aanwezig'.

4 Beoordelen van de ecologische risico's en afleiden van de risicovolgorde

Volgens de Richtlijn Nader Onderzoek voor Waterbodems [Tuinstra *et al.*, 2000; van Elswijk, 2001] is er sprake van urgentie wanneer voldoende is aangetoond dat de bodemverontreiniging leidt tot ernstige effecten op de bodemlevensgemeenschap en/of ernstige risico's inhoudt voor toppredatoren, op grond waarvan gesproken kan worden van functie aantasting. Aanvullend is in eerdere Biotisch effect onderzoeken [bijv. Eys en Den Besten, 2001] gesteld, dat het oordeel urgent alleen verbonden wordt aan locaties waarvoor vaststaat dat een saneringsingreep zinvol is (gelet op autonome ontwikkeling kwaliteit top laag). Aangezien de autonome ontwikkeling ook voor de Amer van belang is, betekent dit dat in het huidige rapport uitsluitend een oordeel over het actuele ecologische risico door bodemverontreiniging wordt gegeven.

Een actueel risico door bodemverontreiniging wordt geconcludeerd wanneer er sprake is van ernstige effecten op bodemorganismen (spoor A) en/of een ernstig risico via bioaccumulatie (spoor B).

4.1 De directe effecten (spoor A)

Uitgangspunten

De directe effecten van bodemverontreiniging op de levensgemeenschap zijn beoordeeld door gegevens uit veldwaarnemingen (inventarisatie bodemmacrofauna om effecten op benthos te identificeren) te combineren met bioassays en chemische analyses van de bodemkwaliteit. In deze geïntegreerde benadering, ook wel Triade-beoordeling genoemd [Chapman, 1986; Van de Guchte, 1991], worden oorzaak-gevolg relaties als volgt gelegd: in het veld waargenomen effecten kunnen worden toegeschreven aan de bodemverontreiniging indien met bioassays toxiciteit van het sediment is aangetoond, die verklaarbaar is op basis van de gemeten gehalten aan contaminanten in het sediment.

Gevolgde methode

Het eindoordeel voor de effecten op de macrofauna is per locatie gelijkgesteld aan het toetsingsresultaat van de (voor die locatie) gevoeligste parameter. Wel is voor de afleiding van het eindoordeel een selectie van macrofaunaparameters gemaakt en zijn alleen dichtheden (aantallen per m²), verhoudingen tussen dichtheden van verschillende taxonomische groepen gebruikt. Het percentage kaakafwijkingen bij muggenlarven wordt normaliter ook voor deze beoordeling gebruikt, maar kon voor de Amer niet beoordeeld worden door de lage aantallen Chironomus-larven. Soortdiversiteitsparameters (aantallen soorten) zijn niet gebruikt. De gevolgde methode is daarmee in overeenstemming met die uit eerdere Biotisch effect onderzoeken (bijv. Den Besten [1997], Eys en Den Besten [2001] en Postma en Den Besten [2001]).

Ook het eindoordeel van de bioassay-resultaten is per locatie gelijkgesteld aan het toetsingsresultaat van de (voor die locatie) gevoeligste parameter. De relatie tussen de in bioassays waargenomen effecten en de bodemverontreiniging ('verklaarbaarheid') is bepaald door per stof te kijken in hoeverre de concentratie in het sediment het in de literatuur gerapporteerde no-observed-effect-niveau (NOEC) voor de betreffende bioassay overschrijdt.

Voor de Triade-beoordeling is een lijst van laagst gerapporteerde NOEC's opgesteld [Mulder, 1994]. De voor de huidige beoordeling gebruikte NOEC's zijn gebaseerd op dit overzicht, aangevuld met enkele nieuwe gegevens (zie bijlage IX). Per stof zijn NOEC-overschrijdingsfactoren berekend door het gestandaardiseerde gehalte van elke contaminant te delen door de NOEC van die contaminant. Dit levert per stof en per testorganisme het aantal "Toxic Units" (TU's). Is het aantal TU's hoger dan 1, dan kan deze stof alleen al verantwoordelijk worden beschouwd voor eventueel waargenomen toxiciteit in de betreffende bioassay. Om rekening te kunnen houden met combinatietoxiciteit, zijn de TU's van de stofgroepen zware metalen, PCB's, PAK's en organochloorbestrijdingsmiddelen elk gesommeerd. Voor de interpretatie van de bioassayuitkomsten is gesteld dat wanneer de som-TU van een bepaalde stofgroep de waarde 1 overschrijdt, dit een indicatie is dat de gevonden effecten zijn veroorzaakt door verontreinigingen in het sediment (m.a.w., er is voldoende verklaarbaarheid).

Gebruikte criteria

Actueel risico door bodemverontreiniging is, aan de hand van de Triade-uitkomsten, geconcludeerd indien een ernstig effect is waargenomen in de macrofauna-inventarisatie dat wordt ondersteund met minimaal een matig effect in één of meerdere bioassays; ofwel een matig effect is waargenomen in de macrofauna-inventarisatie terwijl één of meerdere bioassays ernstige effecten laten zien; en de gevonden effecten verklaarbaar zijn, omdat voor de bioassay met de sterkste respons de som TU van een groep contaminanten groter is dan 1 ($\rightarrow TU_{\text{stofgroep}} > 1$).

4.2 De indirecte effecten (spoor B)

Uitgangspunten

De risico's van bioaccumulerende stoffen kunnen veroorzaakt worden door zowel een slechte waterkwaliteit als door een slechte bodemkwaliteit. Daarom is bij de bepaling van de doorvergiftigingsrisico's door bodemverontreiniging als eis gesteld dat aannemelijk moet zijn dat de accumulerende stoffen voor een belangrijk deel afkomstig zijn uit de waterbodem. Dit is vooral van belang indien gebruik wordt gemaakt van accumulatie-niveaus in organismen die in het veld zijn verzameld. Voor de Amer is ook gebruik gemaakt van een bioaccumulatietest in het laboratorium. Doordat in deze experimentele proefopzet niet-verontreinigd bovenstaand water wordt gebruikt, is eventuele bioaccumulatie automatisch een direct gevolg van de in het sediment aanwezige verontreinigingen.

Gevolgte methode

De risico's die optreden als gevolg van bioaccumulatie in voedselketens (risico's voor effecten op toppredatoren) zijn beoordeeld op basis van gemeten gehalten. In tegenstelling tot eerdere Biotisch effect onderzoeken zijn er voor de Amer geen berekeningen uitgevoerd op basis van een gemodelleerde voedselketen. Gemeten bioaccumulatie-niveau's in mosselen, waterplanten, vissen (allen in het veld verzameld) of wormen (laboratorium blootstelling) zijn vergeleken met MTR's zoals beschreven in § 3.4. Ook in het geval van de risico's via bioaccumulatie is gekeken naar de "verklaarbaarheid": in hoeverre wordt onder de geldende locatie-specifieke omstandigheden de waterbodemkwaliteit verantwoordelijk geacht voor de opname van contaminanten in de voedselketen. Hiertoe zijn de concentraties in het sediment vergeleken met de betreffende MTR-waarden die, rekening houdend met doorvergiftiging, zijn opgesteld voor sediment. Een overzicht van deze waarden is opgenomen in Tuinstra *et al.* [2000]. Daarnaast zijn

recent ook voor cadmium, kwik en PCB-153 vergelijkbare MTR-waarden afgeleid (interne data RIZA, zie bijlage VIII).

Gebruikte criteria

Actueel risico door een bodemverontreiniging met bioaccumulerende stoffen is geconcludeerd indien de gemeten accumulatie-niveaus uitwijzen dat het MTR-niveau met minimaal een factor 10 wordt overschreden en de MTR-waarde voor doorvergiftiging opgesteld voor concentraties in het sediment met minimaal een factor 10 wordt overschreden. Wordt de MTR-waarde met een factor 1-10 overschreden, dan wordt dit als matig risico aangeduid.

Resultaten beoordeling ecologische risico's Amer: effecten op benthos

De resultaten van de risicobeoordeling staan in tabel 9 en worden ruimtelijk weergegeven in figuur 2a. Ernstige effecten op het benthos zijn in alle locaties waargenomen. Deze effecten worden in het merendeel van de locaties bevestigd door bioassay-resultaten, die over het algemeen als matig worden beoordeeld. Ernstige effecten in bioassays werden vrijwel nergens aangetroffen. Alleen voor locaties 1 en 2 zijn geen effecten in bioassays gevonden. Uit de beoordeling van de verklaarbaarheid van de effecten aan de hand van Toxic Units (zie bijlage IX) komen vooral zware metalen en PAK's naar voren als de stofgroepen waarvan de toxiciteit dermate hoog is dat de waargenomen effecten kunnen worden verklaard. De effecten in de Microtox test lijken met name door PAK's te worden veroorzaakt (vooral fenanthreen, naftaleen en anthraceen), terwijl de effecten op de muggenlarve door metalen lijken te zijn veroorzaakt (combinatie van met name cadmium, kwik, chroom, nikkel, koper, zink). Bij de watervlo spelen beide stofgroepen een rol. Voor alle drie de testen zijn onvoldoende NOEC-gegevens voorhanden om effecten door organochloorbestrijdingsmiddelen geheel te kunnen uitsluiten. Directe effecten van PCB's lijken, althans voor de watervlo, niet waarschijnlijk (de NOEC's liggen veel hoger dan de gevonden gehalten PCB's); voor Chironomus riparius en Microtox is te weinig bekend over de gevoeligheid voor PCB's.

Tabel 9
Resultaten beoordeling ecologische risico's voor de Amer

Locatie	Omschrijving	Directe effecten Effecten op benthos	Effecten in bioassays	Verklaar baarheid	Ernstig actueel risico door bodem veront- reiniging? ¹⁾	Risico's voor doorvergiftiging Risico voor toppredatoren veld / lab ²⁾	Verklaar baarheid	Ernstig actueel risico door bodem veront- reiniging? ²⁾
1	Oost-ondiep	+	-	n.v.t.	nee	?		waarschijnlijk ³⁾
2	Oost-diep	+	-	n.v.t.	nee	+ / ?	ja	ja
3	Oost-midden -ondiep	+	±	ja	ja	+ / ?	ja	ja
4	Oost-midden-diep	+	±	ja	ja	?		waarschijnlijk ³⁾
5	West-midden-ondiep	+	±	ja	ja	?		waarschijnlijk ³⁾
6	West-midden-diep	+	±	ja	ja	? / ±	ja	waarschijnlijk ³⁾
7	West-ondiep	+	±	ja	ja	+ / ?	ja	ja
8	West-diep	+	±	ja	ja	?		waarschijnlijk ³⁾
9	Hollandsch Diep (ondiep)	+	±	ja	ja	+ / ?	ja	ja
10	Havens (diep)	+	±	ja	ja	?		waarschijnlijk ³⁾

n.v.t.: verklaarbaarheid niet van belang aangezien er geen effecten in bioassays werden waargenomen.

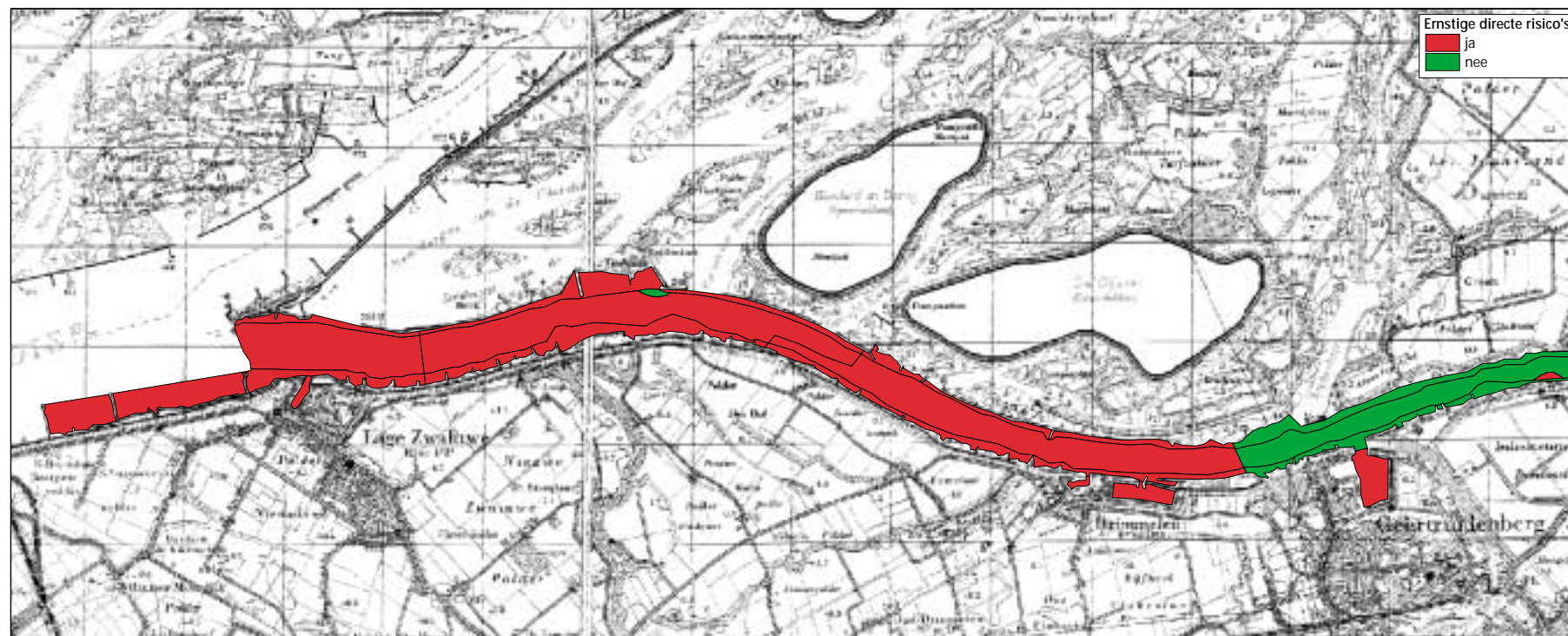
1) afleiding risico door in de bodem aanwezige verontreinigingen op basis van waargenomen effecten: actueel risico door bodemverontreiniging indien één van beide categorieën (effecten op benthos / effecten in bioassays) ernstig (+) scoort, de andere categorie tegelijkertijd minimaal ± scoort, en er sprake is van verklaarbaarheid.

2) actueel risico's door bodemverontreiniging voor toppredatoren wanneer bioaccumulatie-niveaus in veldmateriaal of bioaccumulatie testen meer dan 10x MTR overschrijden. Risico worden vastgesteld mits deze worden veroorzaakt door een stof/stoffen afkomstig uit de waterbodem ("verklaarbaarheid").

3) Het oordeel 'waarschijnlijk' is gebaseerd op het feit, dat er aanwijzingen bestaan dat voor de gehele Amer rekening gehouden moet worden met doorvergiftigingsrisico's, maar dat is voor de betreffende locatie niet geverifieerd middels metingen.

? betekent: geen resultaten voorhanden voor beoordelen bioaccumulatie-niveaus.

.....
Figuur 2a
 Uitkomsten ecologische risicobeoordeling voor de Amer. a: risico's afgeleid voor directe effecten op benthos



Op grond van de criteria worden de ecologische risico's in acht locaties als ernstig beoordeeld (locaties 3 t/m 10). Voor locaties 1 en 2, beide gelegen in het oostelijke deel van de Amer, worden "geen ecologische risico" geconcludeerd, doordat effecten op het benthos niet worden ondersteund door effecten in bioassays.

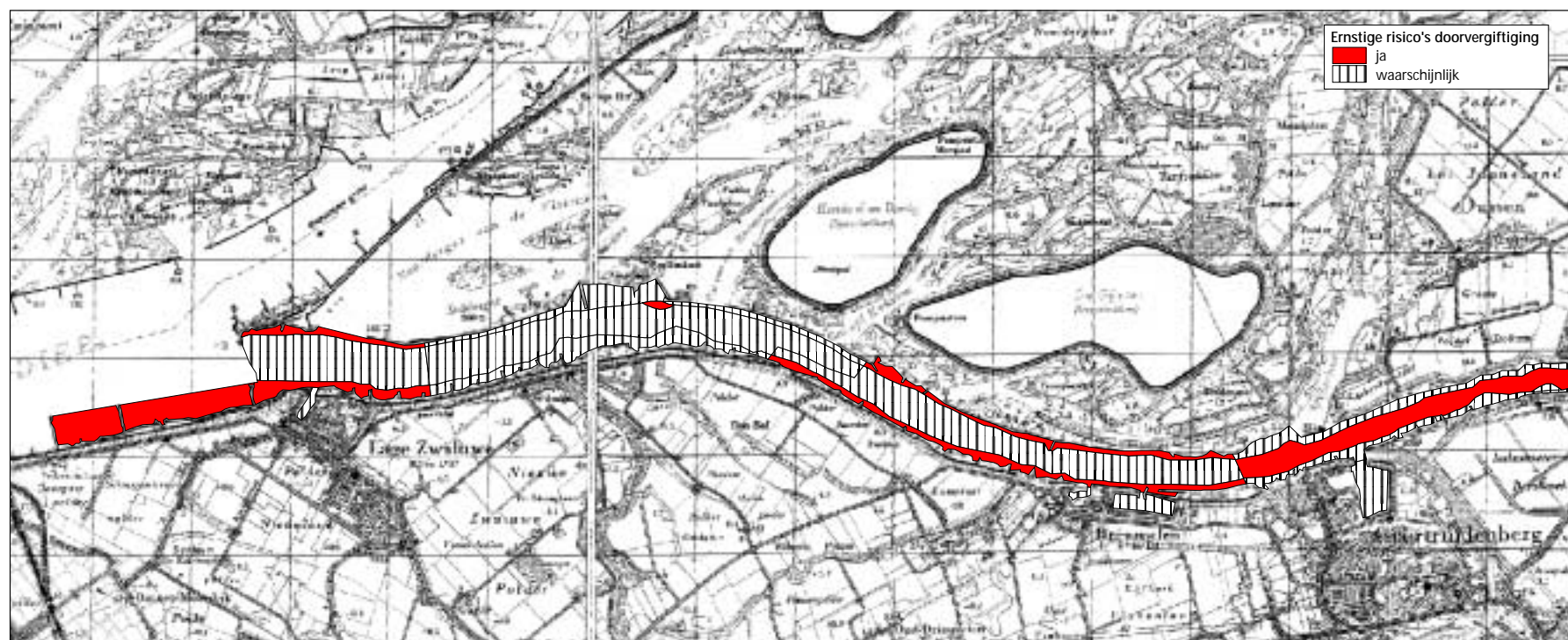
Resultaten beoordeling ecologische risico's Amer: risico's voor toppredatoren

Zowel de metingen van bioaccumulatie-niveaus in het veld als in het laboratorium laten voor meerdere locaties risico's voor doorvergiftiging zien. Deze worden in het algemeen als ernstig beoordeeld. Alleen het doorvergiftigingsrisico, zoals dat met wormen in het laboratorium voor locatie 6 werd vastgesteld, werd niet als ernstig maar als verhoogd beoordeeld. In alle gevallen (ook voor de zandige locatie 2) werd de relatie met de in het sediment aanwezige concentraties als voldoende beschouwd.

De gemeten gehalten in lagere organismen duiden vooral op risico's op doorvergiftiging van cadmium en PCB-153 (als gidsstof voor stoffen met een dioxine-achtige werking), alhoewel voor enkele locaties ook het kwikgehalte en/of de som heptachloor en heptachloorepoxide als risicofactor wordt aangegeven. Ook de in vis gemeten gehalten duiden op doorvergiftigingsrisico's voor met name dioxine-achtige stoffen, en in mindere mate cadmium en kwik (dat in deze organismen vooral als methyl-kwik aanwezig is). Verder kan niet worden uitgesloten, dat ook andere stoffen (zowel metalen als organische microverontreinigingen) aan dit risico bijdragen. Deze stoffen zijn echter onvoldoende onderzocht om nu in de beoordeling mee te laten wegen.

Of voor een bepaalde locatie in de Amer al dan niet ernstige doorvergiftigingsrisico's zijn aangetoond, wordt vooral bepaald door de keuze voor geanalyseerde organismen. Hierom is ervoor gekozen om in de locatie beoordeling aangetoonde ernstige risico's als zodanig te beoordelen en weer te geven, terwijl locaties waarvoor ernstige risico's niet met metingen zijn onderbouwd zijn weergegeven als 'waarschijnlijk zijn ook hier ernstige doorvergiftigingsrisico's aanwezig'.

Uitkomsten ecologische risicobeoordeling voor de Amer. b: risico's voor doorvergiftiging top-predatoren



4.3 Risicovolgorde op basis van prioritering

Naast een oordeel over elke individuele locatie is de mate van effect ook gebruikt om een risicovolgorde van de locaties aan te kunnen geven. Hiertoe is, in tegenstelling tot de multicriteria-analyse (MCA) van eerdere nader onderzoeken [Den Besten, (1993) en (1997)], een eenvoudige methode van prioritering toegepast. De effect- en risicobeoordeling uit tabel 9 zijn uitgebreid met als parameter het aantal malen dat het oordeel ernstig risico voor benthos (maximaal 7) en/of voor bioassays (maximaal 3) is gegeven. Tevens is aan de Toxic-Unit-waarde een gewicht toegekend, namelijk een $TU > 3$ wordt zwaarder meegewogen in de prioritering dan $1 < TU < 3$. De ranking van de locaties is niet alleen afhankelijk van het aantal malen dat ernstig risico (+) wordt gescoord maar een score in alle drie de categorieën (benthos, bioassays, Toxic Unit) legt meer gewicht in de schaal dan een score in twee of één categorie. In tabel 10 is deze prioritering weergegeven, waarbij de locatie met de laagste waarde (van 1 tot 10) de hoogste prioriteit kent. Tevens is als laatste een kolom toegevoegd waarin een prioritering volgens het TRIADE-model, zoals toegepast in het Nieuwe Merwede rapport [Den Besten, 1993], is aangegeven. Ook in deze geïntegreerde benadering (TRIADE) worden oorzaak-gevolg relaties gelegd tussen de aanwezigheid van verontreinigingen (chemische analyses), effecten in het veld en waargenomen toxiciteit van sedimenten in bioassays. De prioriteit om te saneren volgt uit het aantal keren dat de score + ("ernstig effect"/"duidelijke oorzaak-gevolg aanwijzingen") is gegeven voor veldgegevens, bioassays of verklaarbaarheid: \pm (1x), + (2x) of ++ (voor alle aspecten). Wanneer er geen risico's zijn vastgesteld, wordt de laagste prioriteit (-) toegekend, waarbij nog aanvullend onderzoek kan worden aanbevolen.

Tabel 10

Prioritering van locaties op basis van enerzijds een 'gewogen' effect oordeel en anderzijds de TRIADE-systematiek

locatie	actueel risico directe effecten	Prioritering op basis van 'gewogen' effect oordeel			Prioriteit ¹⁾	Prioriteit op basis van TRIADE-ranking
		effect benthos	effect bioassay	verklaarbaarheid (chemie) + $TU > 3$ \pm $TU > 1$		
1	nee	3 +	-	\pm ²⁾	9	-
2	nee	3 +	-	-	10	-
3	ja	2 +	3 \pm	+	5	+
4	ja	4 +	1 \pm	\pm ³⁾	3 ^{1/2} ⁴⁾	\pm
5	ja	2 +	2 \pm	\pm	7	\pm
6	ja	2 +	1 \pm	\pm ³⁾	8	\pm
7	ja	3 +	1 \pm	\pm ³⁾	6	\pm
8	ja	4 +	2 \pm	\pm	2	\pm
9	ja	4 +	1 \pm	\pm ³⁾	3 ^{1/2} ⁴⁾	\pm
10	ja	4 +	3 \pm	+	1	+

1) hoe hoger de waarde (van 1 tot 10) hoe lager de prioriteit

2) er is geen effect in de bioassays waargenomen, terwijl de Toxic Units ($TU > 1$) hier wel aanleiding voor geven. Aanvullend onderzoek is gewenst.

3) er is geen sprake van effect bij de bioassays met *Daphnia* of *Chironomus*, terwijl de Toxic Units ($TU > 1$) hier wel aanleiding voor geeft. Aanvullend onderzoek is gewenst.

4) Locaties 4 en 9 hebben een gelijke score en daarmee ook een gelijke prioriteit

De prioriteit van de locatie is het hoogst in die locaties waar bij de veldinventarisatie en/of de bioassays ernstige effecten zijn aangetroffen dan wel waar chemische analyses in het sediment een duidelijke overschrijding van NOEC-waarden ('verklaarbaarheid', zie tabel 10) laten zien. De twee manieren waarop de locaties zijn geprioriteerd (gewogen effect oordeel en TRIADE-ranking) zijn eenduidig over de hoge prioriteit voor de

havens. De prioritering van locatie 3 behoeft echter enige aandacht. De prioriteit voor deze locatie op basis van een gewogen effect oordeel is middelmatig (5de van de 10). Het totaal aantal waargenomen ernstige effecten is namelijk relatief gering, doordat de macrofauna op slechts twee parameters een ernstig afwijkend beeld te zien gaf. De prioritering van deze locatie conform de TRIADE-systematiek laat echter een duidelijk hogere prioriteit zien, omdat niet alleen ernstige effecten in de macrofauna samenstelling zijn waargenomen, maar ook bij de parameter verklaarbaarheid sterke aanwijzingen zijn gevonden. Locaties 1 en 2 hebben beiden een lage prioriteit gekregen, omdat er geen effecten in bioassays zijn waargenomen.

5 Discussie

Onderzoekssystematiek

Binnen de Wet Bodembescherming wordt de ruimte geboden om, wanneer is vast komen te staan dat een locatie moet worden beschouwd als een geval van ernstige bodemverontreiniging, de urgentie te beoordelen op grond van onderzoek naar de actuele risico's. In het Nader Onderzoek Zuidrand is een systematiek gehanteerd die niet de "urgent, tenzij" formulering als basis heeft, maar in plaats daarvan de vraag: "kunnen **ernstige** effecten of risico's worden aangetoond, waardoor gesproken kan worden van aantasting van één of meerdere functies van het (deel)gebied?" Het volgen van deze systematiek is alleen verdedigbaar wanneer alle relevante aspecten van de verontreinigingsproblematiek voldoende worden onderzocht. In dat geval heeft men het voordeel dat een goede onderbouwing van het urgentieoordeel mogelijk is. Voor het Nader Onderzoek Zuidrand is dit als een eerste vereiste gezien vanwege de enorme financiële consequenties van de uiteindelijke (en mede op de urgentiebeoordeling gebaseerde) saneringsbeslissing. Het beschreven Biotisch Effect Onderzoek (BEO) in de Amer vormt een onderdeel van dit Nader Onderzoek Zuidrand. Voor de uiteindelijke bepaling van de urgentie wordt dan ook verwezen naar het eindrapport van dit Nader Onderzoek.

Uitkomsten Triade

Uit het Triade-onderzoek komt naar voren dat de dichtheden van belangrijke macrofaunagroepen als chironomiden laag zijn. Daarnaast geven de resultaten duidelijke aanwijzingen dat de toxiciteit van de bodem verantwoordelijk kan worden gehouden voor deze effecten. Deze effecten beïnvloeden indirect ook populaties van vissen die voor hun voedsel aangewezen zijn op de waterbodem. Daarnaast kunnen vissen en bodemorganismen contaminanten uit de bodem opnemen en doorgeven naar hogere trofische niveaus. In veel gevallen luidt het oordeel 'ernstige effecten', maar in een enkele locatie is sprake van matige effecten.

Soortsdiversiteit

Bij het onderzoek naar de macrofauna in de waterbodem werd in alle onderzochte locaties een lage soortsdiversiteit aangetroffen. Dit betreft vooral de groep van de muggenlarven en in mindere mate tevens de groep van oligochaete wormen. De soortsdiversiteit binnen de bivalven (mosselen) is duidelijk beter. Dit komt overeen met de situatie in de Sliedrechtsche Biesbosch [Postma en Den Besten, 2001]. Ook larven van meer bijzondere insectensoorten als haften en kokerjuffers worden, net als in de Dordtsche en Sliedrechtse Biesbosch, niet of slechts sporadisch aangetroffen. Van Kokerjuffers is inmiddels bekend dat ze gevoeliger zijn voor verontreinigingen dan muggelarven [Stuijtzand *et al.*, 2000]. In een multivariate studie naar de macrofaunasamenstelling in het benedenrivieren gebied [Reinhold-Dudok van Heel en Den Besten, 1999] werd geconcludeerd, dat de soort-samenstelling van de macrofauna sterk wordt beïnvloed door de aanwezigheid van hard substraat als mede door de waterdiepte, stroomsnelheid en eventuele erosie door wind of scheepvaart. In verhouding tot deze factoren heeft eventuele sedimenttoxiciteit slechts een klein aandeel in het bepalen van de soort-samenstelling van de macrofauna. Mede hierom heeft de soort-samenstelling niet mee gewogen in het eindoordeel over effecten op het benthos.

Oorzaak-gevolg-relaties effecten in bioassays

Uit het onderzoek in de Amer blijkt wederom dat de verontreinigingsgraad alleen onvoldoende inzicht geeft in het actuele risico (effecten). Zo bleken niet alle ernstig verontreinigde (klasse 4) monsterpunten effecten in bioassays te veroorzaken. Effecten van andere factoren dan verontreiniging, zoals het type sediment of de ammoniumconcentratie in het poriewater, zijn zoveel mogelijk uitgesloten door deze parameters op te nemen als randvoorwaarden bij het bepalen van de geldigheid van de testen. Hierbij is als regel gehanteerd, dat zolang eventuele effecten van dergelijke randvoorwaarden niet zijn uit te sluiten een eventueel waargenomen effect niet wordt meegenomen in het eindoordeel. Dit eindoordeel is daarmee een soort minimum schatting, die vooral gevolgen kan hebben voor de prioritering. Voor het monsterpunt AM20 zijn bijvoorbeeld ernstige effecten op de overleving van de watervlo vastgesteld. Dit effect werd niet in de beoordeling meegenomen, omdat er ook een overschrijding van de randvoorwaarde voor ammonium is geconstateerd. Uit aanvullend onderzoek door het RIZA [Rotteveel *et al.*, 1999] blijkt echter, dat de toxiciteit van dit poriewatermonster voor de watervlo niet toeneemt maar juist afneemt als de test bij een hogere pH wordt uitgevoerd. Het omgekeerde werd waargenomen bij een lagere pH. Dergelijke verschuivingen in het effect zijn precies tegengesteld aan de verwachte veranderingen, indien ammonium de effecten op de watervlo zou veroorzaken hebben. Dit lijkt daarmee minder waarschijnlijk. Zou het waargenomen effect op de watervlo wel in de beoordeling zijn meegenomen, dan zou deze locatie 8 een '+' krijgen voor de parameter bioassays in plaats van de nu toegekende '±'. Vooral de ranking van deze locatie op basis van de TRIADE-criteria (zie tabel 10) zou daarmee hoger uit komen.

Toch is het moeilijk om aan te geven welke verontreinigingen verantwoordelijk zijn voor de gevonden effecten. Statistische analyse van de resultaten van de bioassays in Nieuwe Merwede, Hollandsch Diep, Dordtsche Biesbosch, enkele verontreinigde gebieden elders in Nederland alsmede enkele relatief schone referentiegebieden, leverden wat dit betreft geen duidelijke aanwijzingen op [AquaSense, 1994; De Boer *et al.*, 2001]. De uitgevoerde Toxic - Unit-berekeningen geven echter wel aanwijzingen. Toch kent ook deze methode haar beperkingen. Zo is bewust gekozen om de TU-analyses uit te voeren met de laagst gerapporteerde NOEC-waarden. Dit zal er mede toe geleid hebben dat meermaals werd vastgesteld, dat sedimentmonsters waarvoor op basis van de Toxic-Unit-analyse effecten 'verwacht' werden (TU-waarde >1), geen effecten veroorzaakten. Tevens kent ook de gebruikte lijst NOEC-waarden nog een aantal beperkingen. Zo zijn niet voor alle stoffen NOEC-waarden bekend en kan ook de betrouwbaarheid van enkele NOEC-waarden (bijv. voor de muggenlarve) verbeterd worden. Mede hierom zijn recent enkele NOEC-waarden voor de Microtox-test aangepast (verhoogd), waardoor de 'verklaarbaarheid' voor de huidige set Microtox-testen lager is in vergelijking tot die uit eerdere Biotisch Effect Onderzoeken. Voor het merendeel van de monsterpunten geldt dat een negatief effect waargenomen met de Microtox-test als 'niet verklaarbaar' wordt beoordeeld. In vrijwel al deze gevallen is de TU-waarde op basis van de PAK's wel verhoogd (variërend van 0,2 tot 0,7 eenheden), terwijl die voor metalen en OCB's duidelijk laag is. Dit duidt daarmee toch op een zekere relatie met PAK-gehalten, die echter niet causaal hoeft te zijn. Inzicht in deze relatie zou verder verbeterd kunnen worden door het uitvoeren van een "toxicity identification and evaluation" (TIE) studie. Door het fractioneren van een (poriewater)monster worden submonsters verkregen waaruit een bepaalde groep van verontreinigingen is verwijderd. Door deze submonsters op een vergelijkbare manier te testen op negatieve

effecten kan bekeken worden in hoeverre effecten veranderen. Zo is recent onderzoek gedaan naar de voor Microtox toxische effecten in een poriewatermonster afkomstig uit de Petroleumhaven [Rotteveel *et al.*, 1999]. Uit dit onderzoek werd geconcludeerd, dat de 16 routinematig geanalyseerde PAK's hoogstwaarschijnlijk niet verantwoordelijk waren voor de waargenomen toxiciteit. In het poriewater werden wel andere aromatische verbindingen aangetroffen, zoals naphtho(1,2-c)furaan, die de toxiciteit wellicht wel kunnen verklaren. Hiervan zijn echter onvoldoende referentie-toxiciteitsgegevens voorhanden.

Daarnaast speelt de mate van beschikbaarheid een belangrijke rol. De uitgevoerde bioaccumulatietest met wormen in het laboratorium liet (zoals vaker in het Zuidrand onderzoek is geconstateerd) vooral een duidelijk verlaagde beschikbaarheid van PAK's zien. Relatief lage poriewaterconcentraties kunnen daar een gevolg van zijn, terwijl voor een sediment-etend organisme als *Chironomus* (waarvoor de effecten ook aan PAK's lijken te wijten) de grootte van deze deeltjes in verhouding tot de mondopening en het larvale stadium van groot belang is.

Voor de Amer speelt daarnaast de aanwezigheid van hoge concentraties minerale olie een rol. Het is één van de weinige deelgebieden van de Zuidrand waar een klasse 4 beoordeling door alleen minerale olie veroorzaakt kan worden. In de meeste andere gevallen speelt in ieder geval zink bij een klasse 4 beoordeling altijd een rol. Minerale olie zou dan ook van belang kunnen zijn bij de waargenomen effecten in bioassays. Het is echter zeer moeilijk om een goed oordeel over de toxiciteit van minerale olie te geven. Dit komt vooral doordat minerale olie niet één verbinding is, maar een verzameling van een zeer groot aantal verbindingen, elk met zijn eigen toxiciteit. Het is voor de toxiciteit van minerale olie dan ook van belang om in ieder geval een onderscheid te maken in de verschillende kookpuntfracties [Brils *et al.*, 2000; Lourens *et al.*, 2000]. Deze nadere onderverdeling kon van de huidige chemische analyses echter niet achterhaald worden. Verder is er geen eenduidige relatie tussen de hoeveelheid minerale olie en de in bioassays waargenomen effecten. Het monsterpunt met het hoogste minerale-oliegehalte (10500 mg/kg na standaardisatie; AM07) blijkt bijvoorbeeld geen effecten te geven. Een eerder uitgevoerde statistische analyse op resultaten van sedimentverontreiniging en effecten in bioassays voor meerdere deelgebieden in de Zuidrand tezamen geeft echter wel een zekere relatie met het minerale-oliegehalte aan [De Boer *et al.*, 2001]. Bij minerale olie kan men zich ook afvragen of een standaardisatie van de aangetroffen gehalten noodzakelijk is. Bovengenoemd monsterpunt AM07 blijkt bijvoorbeeld in absolute hoeveelheid 'slechts' 2100 mg/kg aan minerale olie te bevatten. Monsterpunten AM32 en AM17 bevatten daarentegen zeer hoge gehalten van 8000 en 8600 mg/kg respectievelijk (niet gestandaardiseerd). Ook in eerder uitgevoerd onderzoek (1984-1985 en 1990-1991) zijn verhoogde minerale olie gehalten in de Amer aangetroffen (niet gepubliceerde gegevens RWS dir. Zuid-Holland), waarbij in circa 10% van de onderzochte monsters het minerale olie gehalte een klasse 4 beoordeling kreeg. De absolute gehalten lijken in deze twee onderzoeken echter iets lager te liggen dan in het huidige onderzoek. Het maximaal aangetroffen gehalte bedroeg hierbij 7100 mg/kg (niet gestandaardiseerd). Verder dient te worden opgemerkt, dat in deze twee onderzoeken geen sprake lijkt te zijn van een duidelijke gradiënt in verontreinigingsgraad met de diepte, zoals dat nu voor een enkel sedimentmonster voor onder andere dioxine is aangetroffen (zie §3.1). Een laatste mogelijkheid om iets meer over de eventuele effecten van de aanwezige minerale olie te zeggen, zou kunnen bestaan uit gegevens over de herkomst van de olie. Deze is echter niet bekend.

Actueel risico vanwege directe effecten door bodemverontreiniging

Van de tien onderzochte locaties blijken actuele ecologische risico's als gevolg van directe effecten uiteindelijk voor acht locaties voldoende te zijn aangetoond. Dit is een vrij hoog aandeel en ligt duidelijk hoger dan voor delen van de Biesbosch: 2 van de 7 voor Dordtsche Biesbosch en 1 van de 7 voor de Sliedrechtsche Biesbosch [Den Besten, 1997; Postma en Den Besten, 2001]. Het Hollandsch Diep en de Nieuwe Merwede kennen daarentegen ook een relatief hoog aandeel (Hollandsch Diep: 14 van de 21 locaties, [Den Besten, 1997]; Nieuwe Merwede: 9 van de 12 locaties, [Den Besten, 1993]). Dit heeft mogelijk te maken met een verschil in de dynamiek van het sediment op de onderzochte locaties [Den Besten, 1997].

Effecten bij hogere niveau's in het ecosysteem

Uit de accumulatiemetingen blijkt dat indirecte effecten van water-bodemverontreiniging op hogere trofische niveaus in vier van de tien locaties voldoende zijn aangetoond om te spreken over een 'actueel ecologisch risico'. Ook in de vijfde locatie werd een doorvergiftigingsrisico aangetoond, maar dit werd niet als actueel en ernstig beoordeeld omdat de betreffende MTR-waarden met maximaal een factor 9 werden overschreden. Door het ontbreken van metingen kon er geen risicoordeel over de andere vijf locaties gegeven worden. Wel zijn er aanvullend analyses verricht in vissen. Ook deze metingen indiceren ernstige risico's als gevolg van doorvergiftiging, alhoewel ze niet aan één specifieke locatie kunnen worden toegeschreven. Dit tezamen met het feit, dat de chemische verontreinigingsgraad van de verschillende locaties in de Amer niet al te sterk verschilt (met de zandige locatie 2 als uitzondering), maakt het waarschijnlijk dat men voor het gehele deelgebied van de Amer rekening moet houden met de aanwezigheid van ernstige doorvergiftigingsrisico's. In figuur 2b is dit dan ook als zodanig aangegeven.

6 Conclusies

- Op grond van directe effecten op bodemorganismen is in 8 van de 10 onderzochte locaties een actueel ecologisch risico door bodemverontreiniging voldoende aangetoond. Dit zijn de locaties 3 t/m 10. De locaties waarvoor een dergelijk actueel risico op basis van directe risico's niet is aangetoond zijn de locaties 1 en 2, gelegen in het oostelijk deel van de Amer.
- De waargenomen directe effecten in de Amer konden worden verklaard met hoge gehalten aan de metalen cadmium, kwik, chroom, nikkel, koper en zink en aan de Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen. Organochloorbestrijdingsmiddelen en minerale olie kunnen hierin ook een belangrijke rol spelen. Minerale olie is in de toplaag op veel plaatsen in voor de Zuidrand zeer hoge gehalten aangetroffen.
- In vier van de vijf locaties, waar metingen voor aanwezig zijn, is sprake van ernstige risico's als gevolg van de verspreiding van contaminanten uit de waterbodem in voedselketens met vogels als eindconsument. Ook in de vijfde locatie werd een doorvergiftigingsrisico aangetoond, maar dit werd niet als actueel en ernstig beoordeeld, omdat de betreffende MTR-waarden met maximaal een factor 9 werden overschreden. Voor de andere vijf locaties zijn geen metingen voorhanden. Mede op basis van aanvullende metingen in vissen, wordt geconcludeerd dat men voor het gehele deelgebied van de Amer rekening moet houden met de aanwezigheid van ernstige doorvergiftigingsrisico's.
- De risico's voor soorten hoger in de voedselketen (doorvergiftiging) worden veroorzaakt door o.a. cadmium, PCB's, heptachloorepoxide en door dioxines en aanverwante stoffen, waaronder de PCB's.

Literatuur

- AquaSense (1993). Biologische typologie zoete waterbodems. Normaalwaarden voor biologische parameters. In opdracht van: Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Dienst Getijdewateren en Regionale Directies van Rijkswaterstaat. Rapport nr. 92.0241.
- AquaSense (1994). Statistische analyse van bioassayresultaten. Relatie tussen biologische en chemische parameters. In opdracht van: Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Dienst Getijdewateren en Regionale Directies van Rijkswaterstaat. Rapport nr. 94.0454.
- Bakker, T. & T. de Vrieze (1990). Programmapakket Landelijk Waterbodembestand (LAWABO). PC-versie 1.2, gebruikershandleiding DBW-RIZA. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.
- Beek, M.A. (1995). De risico's van normen. RIZA werkdokument 95.097X. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.
- Brils, J.M., S.L. Huwer & M.C.Th. Scholten (2000). Oil effect concentrations in freshly spiked, marine sediment for luminescent bacteria, mud shrimps and sea urchins. TNO-report TNO-MEP – R 2000/150.
- Brinkhurst, R.O. (1971). A guide for identification of British Aquatic Oligochaeta. Publ. of Freshwater Biol. Ass. nr. 22.
- Brinkhurst, R.O. & B.G.M. Jamieson (1971). The aquatic Oligochaeta of the world. Oliver & Boyd, Edinburgh.
- Bij de Vaate, A. & M. Greydanus-Klaas (1993). Monitoring macroinvertebrates in the river Rhine. Results of a study executed in the Dutch part in 1990. Publicaties en rapporten van het project "Ecologisch Herstel Rijn" Vol 52-1993.
- Carausu, S., E. Dobreanu & C. Manolache (1953). Amphipoda forme salmastre si de apa dulce. - In: Bodnariuc, N. *et al.* (eds.): Fauna Republicii Populare Romini 4, Crustacea 4:1-407, Acad.Rep.Populare Romini., Bucuresti.
- Chapman, P.M. (1986). Sediment quality criteria from the sediment quality triad: an example. Environ. Tox. Chem. 5: 957-964.
- Boer, W.J. de, P.J. den Besten en C.F. ter Braak, 2002. Statistical Analysis of Sediment Toxicity by Additive Monotone Regression Splines. Ecotoxicology, 11. 435-450.

-
- Besten den , P.J. (1993). Biotisch effectonderzoek ten behoeve van Nader Onderzoek Nieuwe Merwede. Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland 5.500.4.2 / RIZA nota nr 93.020.
- Besten den, P.J. (1997). Biotisch effectonderzoek Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch. Nader Onderzoek Waterbodern. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad, nota nr 97.098.
- Besten den, P.J., C.A. Schmidt, M. Ohm, M.M. Ruys, J.W. van Berghem & C. van de Guchte (1995). Sediment quality assessment in the delta of the rivers Rhine and Meuse based on field observations, bioassays and food chain implications. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 4: 257-270.
- Besten den, P.J., G.A.J. Mol, C.A. Schmidt, & J.C. van Hees (1997). Eindnota Nader Onderzoek Waterbodern Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch. Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland nota APS/96.111 / RIZA nota nr 97.047.
- Dresscher, T.G.N. & L.W.G. Higler (1982). De Nederlandse bloedzuigers Hirudinea. *Wet. Med. KNNV* nr. 154.
- Dudok van Heel, H.C., H. Smit & S.M. Wiersma (1992). Macrofauna in de diepe waterbodern van het noordelijk deltabekken. RIZA nota nr 91.051, publicaties en rapporten van het project "Ecologisch Herstel Rijn" nr 39-1992.
- Edington, J.M. & A.G. Hildrew (1995). A revised key to the caseless caddis larvae of the British Isles with notes on their ecology. *Fresh. Biol. Assoc. Sc. Publ.* 53.
- Elswijk, M. van, J.A. Hin, P.J. den Besten, L.M. van der Heijdt, M. van der Hout en C.A. Schmidt, 2002. Richtlijn Nader Onderzoek voor waterboderns; Ernst- en urgentiebepaling van verontreinigde waterboderns. AKWA-rapport 01.005 RIZA-notanummer 2001.052. ISBN 90 36 953 960. 105p.+ bijl.
- Evers, E.H.G., H.J.C. Klamer, R.W.P.M. Laane & H.A.J. Govers (1993). Polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran residues in estuarine and coastal North Sea sediments: sources and distribution. *Env. Tox. and Chem.* 12: 1583-1598.
- Eys, Y.A. & P.J. den Besten (2001). Biotisch effectonderzoek Haringvliet. Nader onderzoek waterbodernkwaliteit. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RWS, RIZA), Lelystad. RIZA Rapport 01.007.
- Gloër, P. & C. Meier-Brook (1994). Süßwassermollusken. *Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg.* 136p.
- Grootelaar, E.M.M., M.A.A.J. Mulder & J.L. Maas (1991). Handleiding voor het kweken van de muggelarve *Chironomus riparius*. RIZA-AOCE SOP VI.

-
- Håkanson, L. & M. Jansson (1983). Principles of Lake Sedimentology. Springer-Verlag Berlin.
- Heidemann, H. & R. Seidenbusch (1993). Die Libellenlarven Deutschlands und Frankreichs. Handbuch für Exuviensammler. Verlag E. Bauer. Keltern.
- ISO 6341 (1989). Water quality - Determination of the inhibition of the mobility of *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea). International Organization for Standardization, Genève, Switzerland.
- Kerkum, F.C.M. & G. van Urk (1989). Dichtheid, biomassa en misvormingen van *Chironomus*-populaties in het Ketelmeer in drie opeenvolgende jaren. RIZA nota nr 99.072.
- Klink, A. (1981). Determinatietabel voor de poppen en de larven der Nederlandse Tanytarsini. Deel I: Tabellen tot geslacht. Landbouwhogeschool Wageningen, Vakgroep Natuurbeheer.
- Kooijman, S.A.L.M. (1981). Parameter analyses of mortality rates in bioassays. Water Res. 15: 107-119.
- Lourens, J.M., L.R.M. de Poorter, J.W. Dulfer & M. Ferdinandy (2000). Effecten van minerale olie in zoute sedimenten. Onderzoek t.b.v. de afleiding van risicogrenzen voor ecosystemen. RIKZ rapport 2000.035.
- Maas, J.L., C. van de Guchte & F.C.M. Kerkum (1993). Methodebeschrijvingen voor de beoordeling van verontreinigde waterbodems volgens de triade-benadering. RIZA nota nr 93.027.
- Macan, T.T. (1979). A key to the nymphs of British species of Ephemeroptera with notes on their ecology. Fresh. Biol. Assoc. Sc. Publ. 20: 1-80.
- Malzacher, P. (1984). Die europäischen Arten der Gattung *Ceanis* Stephens (Insecta: Ephemeroptera). Stuttg. Beitr. z. Naturk. Serie A Biologie nr 373.
- Moller-Pillot, H.K.M. (1984). De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera). Deel 1A: Inleiding, Tanypodinae & Chironomini; Deel 1B: Orthocladiinae sensu lato. Nederlandse Faunistische Mededelingen, Nationaal Natuurhistorisch Museum, Leiden.
- Mulder, M.A.A.J. (1994). Ecotoxicologische beoordeling van de waterbodemkwaliteit in Zuid-Holland (Triade West). RIZA werkdokument 94.177X. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.
- NVN 6516 (1993). Water - Bepaling van de acute toxiciteit met behulp van *Photobacterium phosphoreum*. Nederlands Normalisatie instituut, Delft (augustus 1993).
- Nesemann, H. (1993). Bestimmungsschlüssel für mitteleuropäische Egel der Familie Erpobdellidae Blanchard 1894 (Hirudinea) Lauterbornia 13: 37-60.
- Norusis, M.J. (1992). SPSS for Windows%. Base System User's Guide, Release 5.0 SPSS Inc., Chicago.

-
- Piechocki, A. (1989). The Sphaeriidae of Poland (Bivalvia, Eulamellibranchia). *Annales Zoologici* 42 (12): 249-320.
- Pinkster, S. & D. Platvoet (1986). De vlokreeften van het Nederlandse oppervlaktewater. Wet. Meded. KNNV 172, Hoogwoud.
- Pluijm, H.J., P.C. Slot, K. Olie, J.W. v/d Slikke & J.G. Kopper (1992). Diurnal variations in concentrations of PCDDs and PCDFs in human milk. *Chemosphere* 25: 307-311.
- Postma, J.F. & P.J. den Besten (2001). Biotisch effectonderzoek Sliedrechtse Biesbosch. Nader onderzoek waterbodempkwaliteit. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RWS, RIZA), Lelystad. RIZA Rapport 01.007.
- Postma, J.F., C.M. Keijzers en C. van de Guchte (2001). Monitoring sanering Ketelmeer-oost T0-situatie. Deelrapport ecotoxicologie. RIZA werkdocument nr. 2000.144X. In voorbereiding.
- Reinhold-Dudok van Heel H.C. & P.J. Den Besten (1999). The relation between macroinvertebrate assemblages in the Rhine-Meuse delta (The Netherlands) and sediment quality. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 2: 19-38.
- RIZA-AOCE (1990). Programma voor het berekenen van een LC50-waarde. Handleiding PC-programma.
- RIZA (1999). Macrofauna in de delta van Rijn en Maas. RIZA rapport 99.056, Lelystad
- Rotteveel, S., 1999. Als Sherlock Holmes op zoek naar oorzaken van toxiciteit. De toepasbaarheid van Toxicity Identification Evaluation op Nederlandse afvalwater- en waterbodemonsters. Afstudeerverslag RIZA WSC-Ecotoxicologie, Lelystad, april 1999.
- Smit, H. & H.C. Dudok van Heel (1992). Methodical aspects of a simple allometric biomass determination of *Dreissena polymorpha* aggregations. *Limnologie aktuell* Vol4: The Zebra Mussel *Dreissena polymorpha*, Fischer Verlag Stuttgart.
- Smit, H. & H.C. Dudok van Heel & S.M. Wiersma (1993). Biovolume as a tool in biomass determination of *Oligochaeta* and *Chironomidae*. *Freshwater Biology* 29, 37-46.
- Sokal, R.R. & F.J. Rohlf (1981). *Biometry*. W.H. Freeman & Company, New York. Second Edition.
- Sperber, C. (1950). A guide for the determination of European Naididae. *Zool. Bidrag Fran Uppsala* 29, 46-78.
- Stuijzfand, S.C., L. Poort, G.D. greve, H.G. van der Geest & M.H.S. kraak (2000). Variables determining the impact of diazinon on aquatic insects: taxon, developmental stage and exposure time. *Environ. Toxicol. Chem.* 19(3): 582-587.

-
- Tidepool (1993). Toxcalc user's guide. Comprehensive toxicity data analysis and database software. Version 4.0 for Microsoft Excel under Windows 3.1 or Apple Macintosh. Tidepool Scientific Software.
- Tuinstra, J., A. Durand-Huiting en C.M van Egmond (2000). Risicobeoordeling ecosystemen verontreinigde waterbodems. RIZA werkdokument 2000.048x.
- Vallenduuk, H.J., S.M. Wiersma, H.K.M. Moller Pillot & J.A. van der Velden (1995). Determinatietabel voor larven van het genus Chironomus in Nederland. RIZA Lelystad, Lelystad. 34p.
- Van de Guchte, C. (1991). De Triade, een methode voor de beoordeling van de verontreinigde waterbodems. In: Van vuile bagger tot schoon slib, ed. J.W. Biekart & R. Leuven, Proceedings Symposium Natuur en Milieu dec. 1990.
- Van der Velden, J.A. & S.M. Wiersma (1996). De macrozoöbenthos in het benedenstroomse deel van de Lek. RIZA werkdokument 95.122X. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Dordrecht.
- Van Elswijk, M. (2000). Richtlijn Nader Onderzoek. Ernst- en urgentie-bepaling van verontreinigde waterbodems. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling. Nota in voorbereiding.
- Van Hattum, B, I. Burgers, K. Swart, A. van der Horst, J.W. Wegener, P.J. den Besten (1998). Biomonitoring van microverontreinigingen in voedselketens in het Haringvliet en de Amer - Nader Onderzoek HV-AM. Instituut voor Milieuvraagstukken, Rapport nr. E-98/08.
- Van Leeuwen, C.J., W.J. Luttmer & P.S. Griffioen (1985). The use of cohorts and populations in chronic toxicity studies with *Daphnia magna*. I. A Cadmium example. *Ecotox. and Environ. Saf.* 9: 26-39.
- Van Urk, G. & F.C.M. Kerkum (1986). Misvormingen bij muggelarven uit Nederlandse oppervlaktewateren. *H₂O* 19: 624-627.
- Wallace, I.D., B. Wallace & G.N. Philipson (1990). A key to the case bearing caddis larvae of Britain and Ireland. *FBA Sc. Publ.* nr 51.
- Wegener, J.W.M., Y.-L. Chan, A. van der Horst, G.H.J. Hopman-Ubeels, K.A. Oudhoff, C.P. Swart & M. van Velzen (1999). Bepaling van microverontreinigingen in monsters uit bioaccumulatietesten met sediment uit de Zuidrand. Instituut voor Milieuvraagstukken. Vrije Universiteit Amsterdam, Rapport nr. W-99/04.
- Wegener, J.W.M., C.P. Swart & M. van Velzen (2000). Bepaling van microverontreinigingen in waterplanten en schelpdieren. Instituut voor Milieuvraagstukken. Vrije Universiteit Amsterdam, Rapport nr. W-00/11.

Bijlagen

Bijlage I	Begrippen Nader Onderzoek
Bijlage II	Technische Rapportages onder verantwoordelijkheid van werkgroep BEO
Bijlage III	Locaties en monsterpunten in de Amer
Bijlage IV	Sediment-toplaagkwaliteit in locaties in de Amer
Bijlage V	Resultaten inventarisatie bodemmacrofauna in de Amer
Bijlage VI	Resultaten bioassays met sediment uit de Amer
Bijlage VII	Gehalten in biota
Bijlage VIII	Risicogrenzen uitgedrukt als MTRbodem voor doorvergiftiging
Bijlage IX	Toxic Units

Bijlage I Begrippen Nader Onderzoek

<i>Geval van ernstige verontreiniging:</i>	Er is een geval van ernstige verontreiniging wanneer 1) in minimaal 25 m ³ de concentratie van één of meer van de aanwezige stoffen hoger is dan de desbetreffende interventiewaarden, of 2) er ernstige risico's en/of effecten ten aanzien van volksgezondheid en/of ecosysteem (milieu) optreden die terug te voeren zijn op de aanwezigheid van verontreinigende stoffen in de bodem.
<i>Urgentie:</i>	Er is saneringsurgentie wanneer er sprake is van aantasting van gebruiksfuncties op grond van risico's voor volksgezondheid en/of ecosysteem (milieu) in de huidige situatie en in de toekomst en indien voldoende is aangetoond dat een saneringsingreep meerwaarde heeft.
<i>Prioriteits-/risicovolgorde:</i>	Plaats in een rangvolgorde om locaties daadwerkelijk te saneren, gebaseerd (in het geval van deze studie) op de mate van risico voor het ecosysteem. Andere risicopaden (humaan, verspreiding) en niet-milieuhygiënische overwegingen kunnen hier in latere instantie aan worden toegevoegd, eventueel gebruik maken van een multi-criteria-analyse (MCA). Prioriteit past in het landelijk beoordelingskader; risicovolgorde geldt binnen het bestudeerde deelgebied.
<i>Saneringseffect:</i>	De extra risicoreductie (per m ²) die wordt behaald door een sanering uit te voeren, t.o.v. eventuele autonome risicoreductie.
<i>Triade:</i>	Onderzoekssystematiek waarbij op basis van geïntegreerde informatie uit veldonderzoek, bioassays en chemische analyses een uitspraak wordt gedaan over de risico's van waterbodemonverontreiniging voor het (bodem)ecosysteem.
<i>MCA:</i>	Multi-criteria-analyse: beslisondersteunende systematiek die verschillende parameters in een hiërarchische structuur verwerkt tot een numerieke score.

Bijlage II Technische rapportages onder verantwoordelijkheid van werkgroep BEO

.....

Titel	Status
Verslag van het veldwerk macro-fauna bemonstering Amer 19 maart / 02 april 1997	Rapport Meetdienst N.D.B. project 142.13.01.7 (1997)
Extra Macro-Fauna bemonstering Amer en Spijkerboor, Nieuwe Merwede september 1997	Rapport Meetdienst N.D.B. project 142.14.04.7 (1997)
Bio-assays Zuidrand BER gebied mei 1998	Rapport Meetdienst N.D.B. project 142.14.02.8 (1998)
Bioassays met sedimentmonsters uit de Amer; Nader onderzoek, 1997	Rapport AquaSense nr. 97.0912-3 (1997)
Macrofauna Amer; 1997	Rapport AquaSense nr. 98.1123 (1998)
Bioaccumulatietesten met sedimentmonsters uit de Zuidrand Zomer 1998	Rapport AquaSense nr. 98.1260 (1998)
Bepaling van microverontreinigingen in monsters uit bioaccumulatietesten met sedimenten uit de Zuidrand.	Rapport Instituut voor Milieuvraagstukken, nr. W-99/04. Wegener <i>et al.</i> , 1999
Dioxines, planaire PCB's en organotinverbindingen in sediment uit de Nieuwe Merwede en de Amer	Rapport Instituut voor Milieuvraagstukken, nr. W-97/24. van Hattum, 1997
Biomonitoring van microverontreinigingen in voedselketens in het Haringvliet en de Amer - Nader Onderzoek HV-AM	Rapport Instituut voor Milieuvraagstukken, nr. E-98/08. van Hattum <i>et al.</i> , 1998

Bijlage III Locaties en monsterpunten in de Amer

Locatie	Monster- punt	Omschrijving sediment ¹⁾	Diepte (m) t.o.v. NAP	Typering	% water K _s	Fractie < 63 µm (%)	% org. stof ²⁾	K _s	r ²	Vervui- lings graad (klasse)	Type bodem voor NaOz ³⁾
1		Oostelijk deel - ondiep (slib)									
	AM04	zandhoudend slib	-0,3	ondiep	19,3	15	1,6	0,61	0,33	2	stabiel slib
	AM05	slap slib	-1,4	ondiep	37,9	42	6,4	1,61	0,07	4	stabiel slib
	AM10	zandhoudend slib	-1,0	ondiep	21,3	28	3,6	0,54	0,06	4	stabiel slib
2		Oostelijk deel - diep (zand)									
a	AM01	fijn zand	-7,0	diep	18,4	1,7	< 1,0	1,20	0,24	0	zand
	AM03	grof zand	-7,0	diep	21,4	1,5	< 1,0	0,39	0,01	2	zand
	AM15*	matig grof zand	-9,2	diep	25,4	5,7	< 1,0	-10,97	0,95	2	zand
b	AM06	fijn zand	-1,6	ondiep	58,0	7,5	1,0	-1,97	0,66	2	zand
3		Oostelijk midden deel - ondiep (slib)									
	AM11	slap slib (iets zandhoudend)	0,0	ondiep	20,1	56	8,1	0,24	0,01	4	stabiel slib
	AM12	(grof) zandhoudend slib ⁴⁾	0,0	ondiep	54,2	37	8,1	-1,00	0,32	4	instabiel slib
	AM14	slap slib (iets zandhoudend)	-0,9	ondiep	44,1	58	8,3	-9,22	0,43	4	stabiel slib
4		Oostelijk midden deel - diep (slib)									
	AM02	zandhoudend slib	-3,8	diep	43,8	34	4,3	-1,71	0,09	4	stabiel slib
	AM07	zandhoudend slib	-5,3	diep	18,3	14	1,2	-0,89	0,92	4	stabiel slib
	AM08	zandhoudend slib	-4,9	diep	23,5	20	2,2	-5,44	0,59	4	stabiel slib
	AM13	slap slib	-2,6	diep	20,0	74	10,7	-4,04	0,88	4	stabiel slib
5		Westelijk midden deel - ondiep (slib)									
	AM21	(slap) slib	-1,4	ondiep	57,0	47	5,3	-13,25	0,51	4	instabiel slib
	AM23	(slap) slib	-0,7	ondiep	62,2	54	8,5	-5,50	0,52	4	instabiel slib
	AM24	zandhoudend slib 4)	-0,3	ondiep	27,2	15	3,1	-9,58	0,88	2	stabiel slib
	AM25	slap slib 4)	-1,5	ondiep	66,5	52	11,4	2,14	0,17	4	instabiel slib
6		Westelijk midden deel - diep (slib)									
	AM09	slap slib	-5,1	diep	24,1	37	5,3	-2,30	0,78	4	stabiel slib
	AM16	(grof) zandhoudend slib	-10,5	diep	19,0	26	3,6	-0,10	0,03	4	stabiel slib
	AM19	slap slib	-4,6	diep	60,7	78	9,1	-4,30	0,61	4	instabiel slib
	AM22	slap slib (zandhoudend)	-2,5	diep	59,6	71	10,9	-12,95	0,57	2	instabiel slib
7		Westelijk deel - ondiep (slib)									
	AM26	zandhoudend slib	-0,1	ondiep	24,4	14	4,5	-1,92	0,31	4	stabiel slib
	AM27	zandhoudend slib	-0,9	ondiep	27,3	14	2,6	-11,25	0,97	2	stabiel slib
	AM28	matig zandhoudend slib	-1,2	ondiep	33,9	29	4,7	-1,09	0,51	4	stabiel slib
8		Westelijk deel - diep (slib)									
	AM17	slap slib	-7,3	diep	69,9	75	10,7	-4,58	0,30	4	instabiel slib
	AM18	slap slib	-6,4	diep	25,4	61	7,8	-10,97	0,95	4	stabiel slib
	AM20	slap slib	-5,4	diep	66,7	73	10,7	-3,25	0,38	2	instabiel slib
	AM29	slap slib	-13,8	diep	68,4	73	11,0	-3,49	0,91	4	consoli- derend slib
9		Locatie Hollandsch Diep									
	AM30	slap slib (zandhoudend)	-0,7	ondiep	33,8	28	7,2	1,97	0,21	4	stabiel slib
	AM31	(slap) slib	-0,8	ondiep	41,2	42	9,1	-2,17	0,12	4	stabiel slib

* Monsterpunt ligt in het middendeel van de Amer

1) Beschrijving door Meetdienst tijdens bemonstering

2) Berekend op basis van: org stof = org. koolstof * 1.724

3) Type bodem voor NaOz:

veen: Organisch stof > 20%

zand: fractie < 63µm minder dan 10%

(stabiel) slib: fractie < 63µm groter dan 10% en vochtgehalte < 50%

consoliderend slib: slib met vochtgehalte >50%, negatieve K_s (< -1) en correlatiecoëfficiënt > 0,70

instabiel slib: vochtgehalte >50% maar niet consoliderend

4) Bemonsterd achter vooroeververdediging

Locatie	Monster- punt	Omschrijving sediment ¹⁾	Diepte (m) t.o.v. NAP	Typering	% water K _s	Fractie < 63 µm (%)	% org. stof ²⁾	K _s	r ²	Vervui- lings graad (klasse)	Type bodem voor NaOz ³⁾
10	Havens										
	AM32	slap slib	-4,9	diep	68,4	72	11,0	-1,65	0,57	4	instabiel slib
	AM33	slap slib	-3,6	diep	67,8	74	9,7	-1,89	0,56	4	instabiel slib
	AM34	slap slib (matig zandhoudend)	-2,6	diep	52,3	47	8,3	-2,91	0,35	4	instabiel slib
	AM35	slap slib (iets zandhoudend)	-3,4	diep	64,1	62	11,0	-1,99	0,23	4	instabiel slib

* Monsterpunt ligt in het middendeel van de Amer

1) Beschrijving door Meetdienst tijdens bemonstering

2) Berekend op basis van: org stof = org. koolstof * 1.724

3) Type bodem voor NaOz:

veen: Organisch stof > 20%

zand: fractie < 63µm minder dan 10%

(stabiel) slib: fractie < 63µm groter dan 10% en vochtgehalte < 50%

consoliderend slib: slib met vochtgehalte >50%, negatieve K_s (< -1) en correlatiecoëfficiënt > 0,70

instabiel slib: vochtgehalte >50% maar niet consoliderend

4) Bemonsterd achter vooroeerverdediging

Bijlage IV Sediment-toplaagkwaliteit in locaties in de Amer

Locatie	Monster-punt	Zware metalen	PCB's	OCB's	PAK's	Overig	Vervuilingsgraad (Klasse)	Type bodem voor NaOz ¹⁾
1	AM4	2	2	< 2n	2	2 (EOX, min olie)	2	stabiel slib
	AM5	4	2	< 1n	2	4 (min olie)	4	stabiel slib
	AM10	2	2	2	2	4 (min olie)	4	stabiel slib
2 a	AM1	1 ²⁾	n	< n	n	< n (EOX)	0	zand
	AM3	0	2	< 1n	0	< n (EOX)	2	zand
	AM15	1	2	< n	2	2 (EOX,min olie)	2	zand
b	AM6	1	n	< n	2	2 (EOX)	2	zand
3	AM11	4	2	2	2	3 (min olie)	4	stabiel slib
	AM12	4	2	2	3	2 (EOX,min olie)	4	instabiel slib
	AM14	4	2	2	3	2 (EOX,min olie)	4	stabiel slib
4	AM2	4	2	2	3	4 (min olie)	4	stabiel slib
	AM7	4	3	< 2n	3	4 (min olie)	4	stabiel slib
	AM8	2	2	< n	2	4 (min olie)	4	stabiel slib
	AM13	4	2	2	2	2 (EOX,min olie)	4	stabiel slib
5	AM21	4	2	2	3	2 (EOX,min olie)	4	instabiel slib
	AM23	4	2	2	2	4 (min olie)	4	instabiel slib
	AM24	2	2	2	2	2 (EOX,min olie)	2	stabiel slib
	AM25	4	2	2	2	4 (min olie)	4	instabiel slib
6	AM9	2	2	< 1n	3	4 (min olie)	4	stabiel slib
	AM16	2	2	2	2	4 (min olie)	4	stabiel slib
	AM19	3	2	2	2	4 (min olie)	4	instabiel slib
	AM22	3 ²⁾	2	2	2	2 (EOX,min olie)	2	instabiel slib
7	AM26	4	3	3	3	3 (EOX)	4	stabiel slib
	AM27	2	2	2	2	3(min olie) ²⁾	2	stabiel slib
	AM28	4	< n	< n	3	3(min olie)	4	stabiel slib
8	AM17	4	2	2	2	4 (min olie)	4	instabiel slib
	AM18	2	2	2	2	4 (min olie)	4	stabiel slib
	AM20	2	2	2	2	3 (min olie) ²⁾	2	instabiel slib
	AM29	3	2	2	2	4 (min olie)	4	consoliderend slib
9	AM30	4	2	3	3	2 (EOX,min olie)	4	stabiel slib
	AM31	4	3	3	3	4 (min olie)	4	stabiel slib
10	AM32	3	2	2	2	4 (min olie)	4	instabiel slib
	AM33	4	2	2	3	2 (EOX,min olie)	4	instabiel slib
	AM34	4	2	2	3	2 (EOX,min olie)	4	instabiel slib
	AM35	4	2	2	3	4 (min olie)	4	instabiel slib

Toetsresultaat WABOOS

n=detectielimiet ligt dermate hoog dat de concentratie voor sommige stoffen <klasse 3 of <klasse 2 worden beoordeeld

1)

Type bodem voor NaOz:

veen: Organisch stof > 20%

zand: fractie < 63µm minder dan 10%

(stabiel) slib: fractie < 63µm groter dan 10% en vochtgehalte < 50%

consoliderend slib: slib met vochtgehalte >50%, negatieve Ks (< -1) en correlatie coëfficiënt >0.70

instabiel slib: vochtgehalte >50% maar niet consoliderend

2)

valt in een hogere klasse dan de eindbeoordeling door de toepassing van een toetsingsregel

Bijlage V-a Resultaten inventarisatie bodemmacrofauna in de Amer

Dichtheden per monsterpunt (aantallen / m²) gepresenteerd als gemiddelde met standaarddeviatie

Taxon	locatie monsterpunt	1		1		1		1		2		2		2		2		2	
		gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev
Ablabesmyia		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anisus vortex		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anodonta anatina		0	0	6	10	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anodonta cygnea		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aspsectrotanypus trifascipennis		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bithynia leachi		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bithynia tentaculata	11	19	0	0	6	10	6	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Branchiura sowerbyi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bryophaenocladus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae	0	0	0	0	6	10	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironomus commutatus	11	19	0	0	0	0	4	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironomus plumosus agg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cladotanytarsus mancus gr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corbicula	0	0	11	10	11	19	7	6	33	33	33	33	6	10	117	58	47	48	0
Corbicula fluminalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corbicula fluminea	0	0	6	10	22	10	9	12	33	44	206	100	261	108	33	0	133	118	0
Corophium	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corophium curvispinum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corophium multisetosum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cryptochironomus	17	17	0	0	0	0	6	10	6	10	6	10	6	10	17	17	8	6	0
Cyrrus flavidus	6	10	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dero digitata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dicrotendipes notatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dreissena polymorpha	0	0	0	0	6	10	2	3	0	0	11	19	161	211	0	0	43	79	0
Ecnomus tenellus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Einfeldia carbonaria	533	394	0	0	0	0	178	308	0	0	22	19	6	10	17	0	11	10	0
Eiseniella tetraedra	0	0	0	0	6	10	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Erpobdella	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Erpobdella octoculata	0	0	6	10	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Esolus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gammarus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	10	17	17	6	10	8	7	0
Gammarus tigrinus	0	0	0	0	6	10	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Glossiphonia complanata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Glyptotendipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gymnometriocnemus terrestris gr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Halipilus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Harnischia	0	0	6	10	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Helobdella stagnalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	0	0	0	0	1	3	0
Ilyodrilus templetoni	6	10	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	6	10	1	3	0
Limnesia maculata	0	0	0	0	6	10	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnodrilus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnodrilus claparedeianus	83	58	133	88	44	35	87	45	39	19	106	35	78	42	67	17	72	28	0
Limnodrilus hoffmeisteri	33	33	306	125	61	59	133	150	72	59	328	222	50	58	133	73	146	126	0
Limnodrilus udekemianus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lithoglyphus naticoides	11	19	22	25	50	73	28	20	6	10	0	0	6	10	44	35	14	21	0
Lumbriculidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Macropelopia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Musculium lacustre	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Naididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nais communis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nais elinguis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nais pardalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Orthetrum	6	10	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paranais	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paranais frici	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paratendipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Piona	6	10	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pisidium amnicum	28	10	6	10	6	10	13	13	0	0	6	10	6	10	0	0	3	3	0
Pisidium casertanum	344	160	356	162	322	186	341	17	294	208	194	140	261	113	872	199	406	314	0
Pisidium casertanum plicatum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	0	0	1	3	0
Pisidium casertanum ponderosum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pisidium henslowanum	67	101	44	42	33	29	48	17	22	19	17	17	6	10	161	86	51	73	0
Pisidium moitessierianum	17	17	78	51	44	38	46	31	61	10	6	10	0	0	228	107	74	106	0
Pisidium nitidum	111	100	139	63	17	29	89	64	56	69	39	38	161	51	272	77	132	108	0
Pisidium subtruncatum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pisidium supinum	117	93	106	129	28	19	83	48	122	155	239	251	261	129	428	92	263	126	0
Polypedium bicrenatum	39	42	0	0	0	0	13	22	0	0	0	0	0	0	11	19	3	6	0
Polypedium nubeculosum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polypedium nubeculosum agg	117	76	0	0	0	0	39	67	0	0	6	10	0	0	0	0	1	3	0
Polypedium nubeculosum gr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polypedium scalaenum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	0	0	0	0	1	3	0
Potamopyrgus antipodarum	22	38	144	136	67	115	78	62	11	19	0	0	6	10	206	113	56	100	0
Potamothrux hammoniensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potamothrux moldaviensis	117	93	172	144	50	87	113	61	50	17	294	208	56	51	61	19	115	120	0
Proasellus meridianus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Procladius	122	140	122	54	117	83	120	3	6	10	0	0	6	10	17	29	7	7	0
Procladius olivacea	6	10	28	48	0	0	11	15	0	0	0	0	0	0	6	10	1	3	0
Psammoryctides barbatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	0	0	0	0	1	3	0
Psectrocladius sordidellus/limbatellus gr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psectrotanypus varius	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Quistadrilus multisetosus	0	0	6	10	0	0	2	3	6	10	0	0	0	0	22	38	7	11	0
Rhynchelmis limosella	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Smittia aquatilis gr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Specaria josinae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sphaerium	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sphaerium corneum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	1	3	0	0
Sphaerium solidum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	19	17	29	0	0	7	8	0
Stylaria lacustris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tanypus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tubifex newaensis	0	0	0	0															

Bijlage V-a vervolg

Taxon	locatie monsterpunt	3 11		3 12		3 14		3 TOT		4 2		4 7		4 8		4 13		4 TOT	
		gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev
Ablabesmyia		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anisus vortex		0	0	4	7	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anodonta anatina		0	0	0	0	11	10	4	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anodonta cygnea		0	0	0	0	6	10	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Apsectrotanypus trifascipennis		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bitthynia leachi		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bitthynia tentaculata		0	0	0	0	6	10	2	3	0	0	0	0	0	0	6	10	1	3
Branchiura sowerbyi	114	57	82	63	0	0	0	65	59	7	13	0	0	0	0	0	0	2	4
Bryophaenocladus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae		4	7	4	7	0	0	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironomus commutatus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironomus plumosus agg	24	24	0	0	0	0	0	8	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cladotanytarsus mancus gr	82	75	1387	775	0	0	0	490	778	0	0	0	0	0	0	6	10	1	3
Corbicula	12	0	0	0	17	17	10	9	50	33	22	19	72	69	0	0	36	32	0
Corbicula fluminalis		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corbicula fluminea	73	74	0	0	11	10	28	40	0	0	6	10	11	19	6	10	6	5	0
Corophium		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corophium curvispinum		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corophium multisetosum		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cryptochironomus	318	185	212	28	0	0	0	177	162	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cyrrus flavidus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dero digitata		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dicrotendipes notatus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dreissena polymorpha		0	0	0	0	11	10	4	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ecnomus tenellus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Einfeldia carbonaria	2554	923	6822	1725	0	0	0	3125	3447	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eiseniella tetraedra		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Erpobdella		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Erpobdella octoculata		0	0	8	14	0	0	3	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Esolus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gammarus	4	7	0	0	11	10	5	6	0	0	6	10	17	29	6	10	7	7	0
Gammarus tigrinus		0	0	0	0	6	10	2	3	0	0	0	0	6	10	0	0	1	3
Glossiphonia complanata		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Glyptotendipes		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gymnometrioctenemus terrestris gr		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Halilipus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Harnischia		0	0	0	0	6	10	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Helobdella stagnalis	4	7	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	33	58	0	0	8	17	0
Ilyodrilus templetoni	98	130	4	7	0	0	34	55	0	0	6	10	0	0	11	19	4	5	0
Limnesia maculata		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	1	3	0
Limnodrilus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnodrilus claparedeianus	131	150	261	104	50	58	147	107	244	38	89	113	39	38	39	10	103	97	0
Limnodrilus hoffmeisteri	318	234	147	32	100	33	188	115	407	145	200	148	50	17	267	240	231	148	0
Limnodrilus udekemianus		0	0	8	14	0	0	3	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lithoglyphus naticoides		0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	17	0	28	35	0	0	13	12
Lumbriculidae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Macropelopia		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Musculium lacustre	4	7	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	6	10	1	3	0
Naididae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nais communis		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nais elinguis		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nais pardalis		0	0	29	25	0	0	10	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Orthetrum		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paranais		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paranais frici		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paratendipes		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Piona		0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pisidium amnicum	4	7	0	0	0	0	1	2	0	0	6	10	0	0	6	10	3	3	0
Pisidium casertanum	351	92	196	132	50	0	199	150	600	169	0	0	144	63	17	17	190	281	0
Pisidium casertanum plicatum		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pisidium casertanum ponderosum		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pisidium henslowanum		0	0	24	32	6	10	10	13	6	10	0	0	28	35	6	10	10	12
Pisidium molitessierianum	20	14	0	0	0	0	0	7	12	200	44	0	0	17	17	0	0	54	98
Pisidium nitidum	4	7	8	14	22	25	11	10	78	51	6	10	39	19	0	0	31	36	0
Pisidium subtruncatum		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pisidium supinum	33	31	45	67	22	25	33	11	461	69	6	10	94	25	6	10	142	217	0
Polypedium bicrenatum	294	98	375	123	0	0	223	197	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polypedium nubeculosum		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polypedium nubeculosum agg	473	204	375	157	0	0	283	250	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polypedium nubeculosum gr		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polypedium scalaenum		0	0	0	0	0	0	0	6	10	0	0	0	0	0	0	1	3	0
Potamopyrgus antipodarum	4	7	0	0	17	17	7	9	6	10	0	0	11	10	0	0	4	5	0
Potamothenix hammoniensis		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potamothenix moldaviensis	228	75	8	7	61	79	99	115	341	134	161	146	244	126	6	10	188	142	0
Proasellus meridianus		0	0	4	7	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Procladius	473	287	0	0	117	33	197	247	0	0	0	0	167	145	50	17	54	79	0
Procladius olivacea		0	0	0	0	0	0	0	11	10	0	0	0	0	0	0	3	6	0
Psammoryctides barbatus		0	0	12	12	0	0	4	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psectrocladius sordidellus/limbatellus gr		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psectrotanypus varius		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Quistadrilus multisetosus	167	120	0	0	11	10	59	94	0	0	0	0	33	33	22	25	14	17	0
Rhynchelmis limosella		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Smittia aquatilis gr		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Specaria josinae	16	28	0	0	0	0	5	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sphaerium		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sphaerium corneum		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sphaerium solidum		0	0	0	0	0	0	0	6	10	0	0	0	0	0	0	1	3	0
Stylaria lacustris		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tanypus		8	14	0	0	0	0	3	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tubifex newaensis		0	0	8	14	0	0	3	5	0	0	6	10	0					

Bijlage V-a vervolg

Taxon	locatie monsterpunt	5 21		5 23		5 24		5 25		5 TOT		6 9		6 16		6 19		6 22		6 TOT	
		gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev
Ablabesmyia		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	1	3
Anisus vortex		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anodonta anatina		0	0	0	0	0	0	6	10	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anodonta cygnea		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Apsectrotanytus trifascipennis		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bithynia leachi		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bithynia tentaculata		0	0	0	0	0	0	6	10	1	3	0	0	6	10	0	0	0	0	1	3
Branchiura sowerbyi		0	0	0	0	0	0	15	26	4	7	6	10	0	0	0	0	11	19	4	5
Bryophaenocladus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	0	0	1	3
Ceratopogonidae		0	0	0	0	0	0	6	10	1	3	6	10	0	0	0	0	0	0	1	3
Chironomus commutatus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironomus plumosus agg		0	0	0	0	37	53	0	0	9	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cladotanytarsus mancus gr		0	0	0	0	3721	1151	0	0	930	1860	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corbicula		44	35	50	33	0	0	0	0	24	27	28	35	11	10	100	104	11	19	38	42
Corbicula fluminalis		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corbicula fluminea		6	10	6	10	0	0	6	10	4	3	72	75	28	25	11	10	0	0	28	32
Corophium		0	0	0	6	10	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corophium curvispinum		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corophium multisetosum		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cryptochironomus		6	10	0	0	196	85	11	19	53	95	6	10	6	10	0	0	0	0	3	3
Cynus flavidus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dero digitata		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	1	3
Dicrotendipes notatus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dreissena polymorpha		0	0	0	0	0	0	100	145	25	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ecnomus tenellus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Einfeldia carbonaria		0	0	6	10	1942	270	0	0	487	970	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eiseniella tetraedra		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Erpobdella		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	0	0	0	0	1	3
Erpobdella octoculata		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Esolus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gammarus		0	0	22	38	0	0	17	29	10	11	39	25	17	17	6	10	0	0	15	17
Gammarus tigrinus		0	0	0	0	0	0	6	10	1	3	0	0	0	0	0	0	6	10	1	3
Glossiphonia complanata		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Glyptotendipes		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	0	0	1	3
Gymnometriocnemus terrestris gr		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Halipilus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	1	3
Harnischia		0	0	0	0	16	28	0	0	4	8	6	10	0	0	0	0	0	0	1	3
Helobdella stagnalis		0	0	0	0	0	0	11	10	3	6	0	0	6	10	6	10	0	0	3	3
Ilyodrilus templetoni		6	10	0	0	8	14	0	0	3	4	0	0	0	0	0	0	6	10	1	3
Limnesia maculata		0	0	0	0	4	7	0	0	1	2	6	10	0	0	0	0	0	0	1	3
Limnodrilus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnodrilus clapredeianus		11	19	11	10	71	5	28	35	30	28	28	19	100	83	109	117	22	10	65	46
Limnodrilus hoffmeisteri		278	77	89	92	194	70	185	156	187	77	133	93	222	92	274	97	78	25	177	88
Limnodrilus udekemianus		0	0	0	0	0	0	6	10	1	3	0	0	0	0	7	13	0	0	2	4
Lithoglyphus naticoides		28	35	0	0	0	0	33	33	15	18	39	35	50	17	17	17	6	10	28	20
Lumbriculidae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	0	0	1	3
Macropelopia		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	1	3
Musculium lacustre		6	10	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Naididae		0	0	0	0	4	7	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nais communis		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	0	0	1	3
Nais elinguis		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	1	3
Nais pardalis		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Orthetrum		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paranais		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paranais frici		6	10	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	17	29	111	25	32	53
Paratendipes		6	10	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Piona		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psidium amnicum		0	0	0	0	4	7	0	0	1	2	31	14	17	17	0	0	0	0	12	15
Psidium casertanum		470	208	206	42	233	96	128	135	259	148	457	85	600	300	394	168	200	50	413	166
Psidium casertanum plicatum		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	29	0	0	0	0	4	8
Psidium casertanum ponderosum		0	0	6	10	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psidium henslowanum		37	6	106	86	102	136	244	125	122	87	65	98	111	19	28	25	33	44	59	38
Psidium mollesterianum		31	14	72	10	86	12	17	17	52	33	6	10	117	202	0	0	0	0	31	57
Psidium nitidum		204	152	44	35	428	100	44	63	180	182	319	170	78	95	78	51	39	35	128	128
Psidium subtruncatum		0	0	0	0	49	85	0	0	12	24	0	0	0	0	83	144	0	0	21	42
Psidium supinum		567	262	139	98	151	25	139	98	249	212	391	127	339	96	172	35	72	25	244	147
Polypedium bicrenatum		6	10	0	0	539	49	0	0	136	268	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polypedium nubeculosum		0	0	0	0	16	28	0	0	4	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polypedium nubeculosum agg		0	0	0	0	310	204	0	0	78	155	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polypedium nubeculosum gr		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polypedium scalaeum		0	0	0	0	33	28	0	0	8	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potamopyrgus antipodarum		0	0	0	0	16	28	0	0	4	8	6	10	0	0	22	10	11	19	10	9
Potamotheix hammoniensis		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potamotheix moldaviensis		17	0	11	19	150	136	91	114	67	66	294	129	33	44	46	22	28	48	100	130
Proasellus meridianus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Procladius		167	29	11	10	0	0	39	42	54	77	217	17	94	67	722	406	161	19	299	287
Prodiamesa olivacea		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	6	10	0	0	0	0	3	3
Psammoryctides barbatus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psectrocladius sordidellus/limbatellus gr		0	0	0	0	16	28	0	0	4	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psectrotanytus varius		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Quistadrilus multisetosus		33	44	22	25	49	42	7	13	28	18	39	25	83	60	137	49	128	35	97	45
Rhynchelmis limosella		0	0	0	0	0															

Bijlage V-a vervolg

Taxon	locatie monsterpunt	7 26		7 27		7 28		7 TOT		8 17		8 18		8 20		8 29		8 TOT	
		gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev
Ablabesmyia		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anisus vortex		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anodonta anatina		0	0	6	10	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anodonta cygnea		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Apsectrotanytus trifascipennis		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	0	0	1	3
Bithynia leachi		0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	0	0	0	0	0	0	1	3
Bithynia tentaculata		0	0	28	48	0	0	9	16	0	0	6	10	0	0	0	0	1	3
Branchiura sowyerbyi		6	10	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bryophaenocladus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae		0	0	0	0	17	17	6	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironomus commutatus		6	10	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironomus plumosus agg		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cladotanytarsus mancus gr		11	19	0	0	0	0	4	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corbicula		0	0	6	10	6	10	4	3	56	69	33	33	0	0	100	100	47	42
Corbicula fluminalis		0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	11	19	0	0	39	67	14	17
Corbicula fluminea		6	10	111	87	17	0	44	58	6	10	22	38	0	0	22	25	13	11
Corophium		0	0	22	25	50	87	24	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corophium curvispinum		0	0	11	19	6	10	6	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corophium multisetosum		0	0	0	0	11	19	4	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cryptochironomus		178	102	0	0	0	0	59	103	6	10	0	0	6	10	6	10	4	3
Cynus flavus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dero digitata		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	0	0	0	0	1	3
Dicrotendipes notatus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	0	0	0	0	1	3
Dreissena polymorpha		0	0	194	208	156	123	117	103	6	10	11	19	11	19	33	44	15	12
Ecmonus tenellus		0	0	22	10	33	33	19	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Einfeldia carbonaria		6	10	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eiseniella tetraedra		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Erpobdella		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Erpobdella octoculata		0	0	6	10	22	10	9	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Esolus		0	0	6	10	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gammarus		0	0	11	10	44	25	19	23	0	0	0	0	0	0	11	19	3	6
Gammarus tigrinus		6	10	6	10	11	10	7	3	0	0	0	0	6	10	33	44	10	16
Glossiphonia complanata		0	0	0	0	6	10	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Glyptotendipes		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gymnometriocnemus terrestris gr		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Halipilus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Harnischia		6	10	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Helobdella stagnalis		0	0	0	0	6	10	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ilyodrilus templetoni		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	0	0	1	3
Limnesia maculata		0	0	0	0	0	0	0	0	11	19	6	10	0	0	0	0	4	5
Limnodrilus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnodrilus clapedeianus		111	79	161	92	383	203	219	145	233	101	122	69	294	158	413	108	266	121
Limnodrilus hoffmeisteri		722	358	167	60	367	58	419	281	183	50	117	29	161	100	193	73	163	34
Limnodrilus udekemianus		0	0	11	19	6	10	6	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lithoglyphus naticoides		0	0	6	10	0	0	2	3	0	0	17	29	0	0	22	19	10	11
Lumbriculidae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Macropelopia		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Musculium lacustre		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Naididae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nais communis		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nais elinguis		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nais pardalis		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Orthetrum		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paranais		0	0	0	0	7	13	2	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paranais frici		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paratendipes		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Piona		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pisidium amnicum		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pisidium casertanum		539	113	167	109	72	25	259	247	422	310	383	50	106	51	394	359	326	148
Pisidium casertanum plicatum		11	10	6	10	0	0	6	6	17	29	0	0	11	19	67	17	24	30
Pisidium casertanum ponderosum		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	39	67	10	19
Pisidium henslowanum		6	10	194	54	44	51	81	100	39	35	28	25	0	0	28	35	24	17
Pisidium moitessierianum		17	17	6	10	0	0	7	8	11	10	11	19	0	0	250	117	68	121
Pisidium nitidum		22	10	6	10	33	33	20	14	172	100	111	35	44	10	200	50	132	69
Pisidium subtruncatum		0	0	0	0	0	0	0	0	28	48	0	0	0	0	106	183	33	50
Pisidium supinum		150	120	239	246	67	76	152	86	322	210	183	76	17	29	133	73	164	127
Polypedium bicrenatum		22	19	0	0	6	10	9	12	0	0	0	0	6	10	0	0	1	3
Polypedium nubeculosum		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polypedium nubeculosum agg		67	33	0	0	0	0	22	38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polypedium nubeculosum gr		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polypedium scalaenum		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potamopyrgus antipodarum		0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	0	0	0	0	17	29	6	8
Potamotheirus hammoniensis		11	19	0	0	111	192	41	61	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potamotheirus moldaviensis		61	51	461	167	67	115	196	229	11	10	83	33	33	44	0	0	32	37
Proasellus meridianus		6	10	6	10	0	0	4	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Procladius		0	0	28	19	0	0	9	16	44	25	94	42	11	10	6	10	39	41
Procladius olivacea		6	10	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psammoryctes barbatus		0	0	6	10	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psectrocladius sordidellus/limbatellus gr		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psectrotanytus varius		0	0	17	0	6	10	7	8	100	29	150	17	22	10	102	43	94	53
Quistadrilus multisetosus		0	0	0	0	6	10	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhynchelmis limosella		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Smittia aquatilis gr		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Specaria josinae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sphaerium		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sphaerium corneum		0	0	0	0	11	19	4	6	0	0	0	0	6	10	0	0	1	3
Sphaerium solidum		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stylaria lacustris		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tanytus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tubifex newaensis		17	17	0	0	37	34	18	19	0	0	6							

Bijlage V-a vervolg

Taxon	locatie monsterpunt	9 30		9 31		9 TOT		10 32		10 33		10 34		10 35		10 TOT	
		gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev	gem.	stdev
Ablabesmyia		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anisus vortex		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anodonta anatina		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anodonta cygnea		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Apsectrotanytus trifascipennis		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bithynia leachi		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bithynia tentaculata		8	14	0	0	4	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Branchiura sowerbyi		0	0	0	0	0	0	0	0	33	29	28	10	61	32	30	25
Bryophaenocladus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae		4	7	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironomus commutatus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironomus plumosus agg		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cladotanytarsus mancus gr		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corbicula		29	31	20	14	24	6	0	0	0	0	0	0	6	10	1	3
Corbicula fluminalis		8	14	0	0	4	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corbicula fluminea		33	46	16	7	24	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corophium		4	7	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corophium curvispinum		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	1	3
Corophium multisetosum		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cryptochironomus		4	7	8	14	6	3	0	0	0	0	0	0	11	19	3	6
Cynus flavidus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dero digitata		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dicrotendipes notatus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dreissena polymorpha		12	12	0	0	6	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ecnomus tenellus		4	7	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Einfeldia carbonaria		8	14	0	0	4	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eiseniella tetraedra		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Erpobdella		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Erpobdella octoculata		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	1	3
Esolus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gammarus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gammarus tigrinus		0	0	0	0	0	0	28	35	0	0	0	0	0	0	7	14
Glossiphonia complanata		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Glyptotendipes		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gymnometriocnemus terrestris gr		0	0	0	0	0	0	6	10	0	0	0	0	0	0	1	3
Haliplus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Harnischia		4	7	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Helobdella stagnalis		0	0	4	7	2	3	0	0	0	0	0	0	11	19	3	6
Ilyodrilus templetoni		0	0	0	0	0	0	0	0	22	38	0	0	27	6	12	14
Limnesia maculata		0	0	12	0	6	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnodrilus		4	7	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnodrilus clapedeianus		37	44	49	32	43	9	44	25	100	73	44	48	173	63	90	61
Limnodrilus hoffmeisteri		94	62	20	19	57	52	183	120	156	139	311	117	648	171	325	226
Limnodrilus udekemianus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lithoglyphus naticoides		65	31	45	7	55	14	0	0	0	0	11	19	17	0	7	8
Lumbriculidae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Macropelopia		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Musculium lacustre		0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	0	0	0	0	0	0
Naididae		0	0	0	0	0	0	6	10	0	0	0	0	0	0	0	0
Nais communis		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nais elinguis		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nais pardalis		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Orthetrum		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paranais		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paranais frici		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paratendipes		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Piona		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pisidium amnicum		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	11	10	4	5
Pisidium casertanum		114	95	102	70	108	9	128	84	33	17	17	29	83	17	65	50
Pisidium casertanum plicatum		0	0	0	0	0	0	6	10	0	0	0	0	0	0	0	0
Pisidium casertanum ponderosum		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pisidium henslowanum		73	80	143	80	108	49	17	17	33	33	11	19	289	96	88	135
Pisidium molitessierianum		33	31	37	24	35	3	0	0	6	10	22	25	6	10	8	10
Pisidium nitidum		61	42	122	32	92	43	6	10	17	0	11	10	0	0	8	7
Pisidium subtruncatum		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pisidium supinum		343	118	600	92	471	182	39	35	6	10	0	0	17	29	15	17
Polypedium bicrenatum		12	12	0	0	6	9	6	10	0	0	0	0	0	0	1	3
Polypedium nubeculosum		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polypedium nubeculosum agg		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polypedium nubeculosum gr		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	0	0	1	3
Polypedium scalanum		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potamopyrgus antipodarum		4	7	0	0	2	3	0	0	6	10	0	0	0	0	1	3
Potamothenis moldaviensis		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potamothenis hammoniensis		24	12	216	116	120	136	61	38	117	101	94	63	338	39	153	126
Proasellus meridianus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Procladius		4	7	8	7	6	3	211	162	0	0	11	19	6	10	57	103
Procladius olivacea		0	0	0	0	0	0	6	10	6	10	6	10	11	10	7	3
Psammocystides barbatus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psectrocladius sordidellus/limbatellus gr		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psectrotanytus varius		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Quistadrilus multisetosus		12	12	16	14	14	3	22	25	11	19	0	0	209	54	61	99
Rhynchelmis limosella		0	0	0	0	0	0	6	10	0	0	0	0	0	0	1	3
Rhynchelmis aquatilis gr		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Specaria josinae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sphaerium		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sphaerium corneum		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sphaerium solidum		8	14	4	7	6	3	0	0	0	0	0	0	6	10	1	3
Stylaria lacustris		0	0	0	0	0	0	6	10	0	0	0	0	0	0	1	3
Tanytus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tubifex newaensis		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tubifex tubifex		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tubificidae met haarborstels		37	12	4	7	20	23	44	77	22	19	6	10	63	61	34	25
Tubificidae zonder haarborstels		698	96	534	110	616	115	444	251	539	392	250	257	1801	779	759	705
Uncinails uncinata		37	24	4	7	20	23	6	10	0	0	0	0	0	0	1	3
Unio pictorum		0	0	4	7	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Unio tumidus		0	0	4	7	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Valvata piscinalis		106	75	339	58	222	164	11	19	39	25	56	48	61	35	42	22
Viviparus viviparus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Xenochironomus xenolabis		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Totaal aantal individuen/m²		1885	628	2313	261	2099	303	1283	542	1150	801	889	337	3864	6		

Bijlage V-b Resultaten inventarisatie bodemmacrofauna in de Amer

Samenvattende parameters voor aantal soorten, dichtheden en biomassa, weergegeven als gemiddelde waarde per monsterpunt en als gemiddelde waarde + standaard deviatie per locatie

	Locatie Monsterpunt	1	1	1	1		2	2	2	2	2	
		4	5	10	gem.	stdev	1	3	15	6	gem.	stdev
Dichtheid <i>Bivalvia</i>	n/m ²	683	761	489	644	140	633	761	1156	2117	1167	671
Dichtheid <i>Chironomidae</i>	n/m ²	844	156	122	374	408	11	39	17	67	33	25
Dichtheid <i>Coleoptera</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Crustacea</i>	n/m ²	0	0	6	2	3	0	11	17	6	8	7
Dichtheid <i>Diptera</i> (exl. <i>Chironomidae</i>)	n/m ²	0	0	6	2	3	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Gastropoda</i>	n/m ²	228	228	450	302	128	28	494	794	422	435	316
Dichtheid <i>Hirudinea</i>	n/m ²	0	6	0	2	3	0	6	0	0	1	3
Dichtheid <i>Hydrachnellae</i>	n/m ²	6	0	6	4	3	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Odonata</i>	n/m ²	6	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Oligochaeta</i>	n/m ²	1217	1289	500	1002	436	1033	1606	794	1417	1213	367
Dichtheid <i>Trichoptera</i>	n/m ²	6	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Tubificidae</i>	n/m ²	1211	1289	500	1000	435	1033	1606	794	1417	1213	367
Biomassa <i>Mollusca</i>	mg AVDG/m ²	6578	33610	7101	15763	15458	2201	20291	66862	6877	24058	29548
Biomassa <i>Bivalvia</i>	mg AVDG/m ²	1951	32332	1719	12001	17608	1889	9355	11011	3930	6546	4334
Biomassa <i>Gastropoda</i>	mg AVDG/m ²	4627	1278	5382	3762	2184	312	10936	55851	2947	17512	25956
Biomassa <i>Chironomidae</i>	mg AVDG/m ²	227	41	170	146	95	4	3	2	10	5	4
Aantal soorten <i>Chironomidae</i>		7	3	1	4	3	2	4	3	5	4	1
Dichtheid <i>Chironomidae</i>	n/m ²	844	156	122	374	408	11	39	17	67	33	25
Biomassa <i>Chironomidae</i>	mg AVDG/m ²	227	41	170	146	95	4	3	2	10	5	4
Aantal <i>Chironomus commutatus</i>		2	0	0	2		0	0	0	0	0	
Aantal met mentumafwijking		0	0	0	0		0	0	0	0	0	
Aantal <i>Chironomus plumosus</i> agg		0	0	0	0		0	0	0	0	0	
Aantal met mentumafwijking		0	0	0	0		0	0	0	0	0	
Aantal soorten <i>Oligochaeta</i>		6	5	5	5	1	5	4	3	5	4	1
Dichtheid <i>Oligochaeta</i>	n/m ²	1217	1289	500	1002	436	1033	1606	794	1417	1213	367
Dichtheid <i>Tubificidae</i>	n/m ²	1211	1289	500	1000	435	1033	1606	794	1417	1213	367
Biomassa <i>Oligochaeta</i>	mg AVDG/m ²	487	1021	297	602	375	323	835	361	480	500	233
Biomassa <i>Tubificidae</i>	mg AVDG/m ²	487	1021	297	602	375	323	835	361	480	500	233
Biomassa <i>Chironomidae</i> + <i>Oligochaeta</i>	mg AVDG/m ²	714	1062	467	748	299	327	838	363	490	505	233
Aantal soorten <i>Bivalvia</i>		6	9	8	8	2	8	9	11	7	9	2
Aantal soorten <i>Sphaerium</i> + <i>Pisidium</i>		6	6	6	6	0	5	7	7	6	6	1
Biomassa <i>Bivalvia</i>	mg AVDG/m ²	1951	32332	1719	12001	17608	1889	9355	11011	3930	6546	4334
Biomassa <i>Dreissena</i>	mg AVDG/m ²	0	0	0	0	0	0	121	1048	0	292	507
Biomassa <i>Corbicula</i>	mg AVDG/m ²	0	15	512	176	292	655	4946	7953	268	3456	3672
Biomassa <i>Sphaerium</i> -soorten	mg AVDG/m ²	0	0	0	0	0	0	146	306	42	124	136
Biomassa <i>Pisidium</i> -soorten	mg AVDG/m ²	1951	1416	1164	1511	402	1308	1214	1285	3440	1812	1086
Biomassa <i>Sphaerium</i> + <i>Pisidium</i> -soorten	mg AVDG/m ²	1951	1416	1164	1511	402	1308	1360	1591	3482	1935	1038
Biomassa <i>Anodonta</i> + <i>Unio</i>	mg AVDG/m ²	0	30882	0	10294	17830	97	0	361	0	115	171
Aantal soorten <i>Gastropoda</i>		4	3	4	4	1	3	1	4	3	3	1
Dichtheid <i>Gastropoda</i>	n/m ²	228	228	450	302	128	28	494	794	422	435	316
Biomassa <i>Gastropoda</i>	mg AVDG/m ²	4627	1278	5382	3762	2184	312	10936	55851	2947	17512	25956
Aantal bijzondere soorten: <i>Eph.</i> + <i>Trich.</i> + <i>Plec.</i>		1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Dichtheid bijzondere soorten	n/m ²	6	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0
d. <i>Chir.</i> /(d. <i>Chir.</i> + <i>Olig.</i> + <i>Bivalvia</i>)	%	0,31	0,08	0,11	0,17	0,12	0,01	0,02	0,01	0,02	0,01	0,01
d. <i>Olig.</i> /(d. <i>Chir.</i> + <i>Olig.</i> + <i>Bivalvia</i>)	%	0,44	0,54	0,41	0,46	0,07	0,64	0,67	0,41	0,40	0,53	0,15
d. <i>Bivalvia</i> /(d. <i>Chir.</i> + <i>Olig.</i> + <i>Bivalvia</i>)	%	0,25	0,38	0,47	0,37	0,11	0,35	0,31	0,58	0,58	0,46	0,15
d. <i>Chiron.</i> /(d. <i>Chiron.</i> + <i>Procladius</i>)		0,04	0,00	0,00	0,01	0,02	0,00		0,00	0,00	0,00	0,00
d. <i>Chir.</i> /(d. <i>Chir.</i> + <i>Tubificidae</i>)		0,41	0,14	0,22	0,26	0,14	0,01	0,03	0,02	0,05	0,03	0,02
<i>Chir.</i> /totaal	%	28	6	8	14	12	1	1	1	2	1	1
<i>Bivalvia</i> /totaal	%	23	31	31	28	5	37	26	42	53	39	11

Bijlage V-b Vervolg

	Locatie Monsterpunt	3	3	3	3		4	4	4	4	4	
		11 gem.	12 gem.	14 gem.	gem.	stdev	2 gem.	7 gem.	8 gem.	13 gem.	gem.	stdev
Dichtheid <i>Bivalvia</i>	n/m ²	502	273	156	310	176	1400	50	406	44	475	639
Dichtheid <i>Chironomidae</i>	n/m ²	4227	9172	122	4507	4531	17	0	167	56	60	75
Dichtheid <i>Coleoptera</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Crustacea</i>	n/m ²	4	4	17	8	7	0	6	22	6	8	10
Dichtheid <i>Diptera</i> (excl. <i>Chironomidae</i>)	n/m ²	4	4	0	3	2	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Gastropoda</i>	n/m ²	82	82	122	95	23	67	17	89	78	63	32
Dichtheid <i>Hirudinea</i>	n/m ²	4	8	0	4	4	0	0	33	0	8	17
Dichtheid <i>Hydrachnellae</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	6	1	3
Dichtheid <i>Odonata</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Oligochaeta</i>	n/m ²	5838	706	450	2331	3040	3407	783	1067	583	1460	1313
Dichtheid <i>Trichoptera</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Tubificidae</i>	n/m ²	5806	677	450	2311	3029	3407	783	1067	583	1460	1313
Biomassa <i>Mollusca</i>	mg AVDG/m ²	27893	2763	48397	26351	22856	3381	420	2691	772	1816	1444
Biomassa <i>Bivalvia</i>	mg AVDG/m ²	27045	1198	46675	24973	22809	3042	282	930	130	1096	1343
Biomassa <i>Gastropoda</i>	mg AVDG/m ²	848	1564	1723	1378	466	340	138	1762	642	720	725
Biomassa <i>Chironomidae</i>	mg AVDG/m ²	876	2225	20	1040	1112	9	0	19	14	10	8
Aantal soorten <i>Chironomidae</i>		8	5	2	5	3	2	0	1	2	1	1
Dichtheid <i>Chironomidae</i>	n/m ²	4227	9172	122	4507	4531	17	0	167	56	60	75
Biomassa <i>Chironomidae</i>	mg AVDG/m ²	876	2225	20	1040	1112	9	0	19	14	10	8
Aantal <i>Chironomus commutatus</i>		0	0	0	0		0	0	0	0	0	
Aantal met mentumafwijking		0	0	0	0		0	0	0	0	0	
Aantal <i>Chironomus plumosus agg</i>		6	0	0	6		0	0	0	0	0	
Aantal met mentumafwijking		0	0	0	0		0	0	0	0	0	
Aantal soorten <i>Oligochaeta</i>		8	9	4	7	3	4	5	4	5	5	1
Dichtheid <i>Oligochaeta</i>	n/m ²	5838	706	450	2331	3040	3407	783	1067	583	1460	1313
Dichtheid <i>Tubificidae</i>	n/m ²	5806	677	450	2311	3029	3407	783	1067	583	1460	1313
Biomassa <i>Oligochaeta</i>	mg AVDG/m ²	2513	2020	430	1654	1088	1695	589	679	546	877	548
Biomassa <i>Tubificidae</i>	mg AVDG/m ²	2513	2020	430	1654	1088	1695	589	679	546	877	548
Biomassa <i>Chironomidae</i> + <i>Oligochaeta</i>	mg AVDG/m ²	3389	4245	450	2695	1990	1704	589	698	560	888	547
Aantal soorten <i>Bivalvia</i>		7	4	8	6	2	7	5	6	6	6	1
Aantal soorten <i>Sphaerium</i> + <i>Pisidium</i>		5	4	4	4	1	6	3	5	4	5	1
Biomassa <i>Bivalvia</i>	mg AVDG/m ²	27045	1198	46675	24973	22809	3042	282	930	130	1096	1343
Biomassa <i>Dreissena</i>	mg AVDG/m ²	0	0	3	1	2	0	0	0	0	0	0
Biomassa <i>Corbicula</i>	mg AVDG/m ²	166	0	2629	932	1473	126	48	200	69	111	68
Biomassa <i>Sphaerium</i> -soorten	mg AVDG/m ²	0	0	0	0	0	261	0	0	0	65	131
Biomassa <i>Pisidium</i> -soorten	mg AVDG/m ²	1345	1198	209	917	618	2686	88	768	77	905	1231
Biomassa <i>Sphaerium</i> + <i>Pisidium</i> -soorten	mg AVDG/m ²	1345	1198	209	917	618	2947	88	768	77	970	1357
Biomassa <i>Anodonta</i> + <i>Unio</i>	mg AVDG/m ²	0	0	44711	14904	25814	0	136	0	0	34	68
Aantal soorten <i>Gastropoda</i>		2	2	4	3	1	3	1	3	2	2	1
Dichtheid <i>Gastropoda</i>	n/m ²	82	82	122	95	23	67	17	89	78	63	32
Biomassa <i>Gastropoda</i>	mg AVDG/m ²	848	1564	1723	1378	466	340	138	1762	642	720	725
Aantal bijzondere soorten: <i>Eph.</i> + <i>Trich.</i> + <i>Plec.</i>		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dichtheid bijzondere soorten	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
d. <i>Chir.</i> /(d. <i>Chir.</i> + <i>Olig.</i> + <i>Bivalvia</i>)	%	0,41	0,90	0,18	0,50	0,37	0,00	0,00	0,09	0,12	0,05	0,06
d. <i>Olig.</i> /(d. <i>Chir.</i> + <i>Olig.</i> + <i>Bivalvia</i>)	%	0,54	0,08	0,60	0,41	0,29	0,70	0,86	0,64	0,82	0,75	0,10
d. <i>Bivalvia</i> /(d. <i>Chir.</i> + <i>Olig.</i> + <i>Bivalvia</i>)	%	0,05	0,02	0,22	0,10	0,11	0,30	0,14	0,26	0,07	0,19	0,11
d. <i>Chiron.</i> /(d. <i>Chiron.</i> + <i>Procladius</i>)		0,07		0,00	0,04	0,05			0,00	0,00	0,00	0,00
d. <i>Chir.</i> /(d. <i>Chir.</i> + <i>Tubificidae</i>)		0,43	0,93	0,23	0,53	0,36	0,00	0,00	0,12	0,12	0,06	0,07
<i>Chir.</i> /totaal	%	40	89	14	48	38	0	0	9	7	4	5
<i>Bivalvia</i> /totaal	%	5	3	18	8	8	29	6	23	6	16	12

Bijlage V-b Vervolg

	Locatie Monsterpunt	5 21 gem.	5 23 gem.	5 24 gem.	5 25 gem.	gem.	stdev	6 9 gem.	6 16 gem.	6 19 gem.	6 22 gem.	6 gem.	stdev
Dichtheid <i>Bivalvia</i>	n/m ²	1365	628	1061	728	945	335	1369	1328	867	356	980	474
Dichtheid <i>Chironomidae</i>	n/m ²	183	17	6826	50	1769	3372	233	106	733	178	313	285
Dichtheid <i>Coleoptera</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	1	3
Dichtheid <i>Crustacea</i>	n/m ²	0	28	0	22	13	15	39	17	6	6	17	16
Dichtheid <i>Diptera</i> (exl. <i>Chironomidae</i>)	n/m ²	0	0	0	6	1	3	6	0	0	0	1	3
Dichtheid <i>Gastropoda</i>	n/m ²	50	17	184	67	79	73	83	822	89	39	258	377
Dichtheid <i>Hirudinea</i>	n/m ²	0	0	0	11	3	6	0	11	6	0	4	5
Dichtheid <i>Hydrachnellae</i>	n/m ²	0	0	4	0	1	2	11	0	0	0	3	6
Dichtheid <i>Odonata</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Oligochaeta</i>	n/m ²	1428	356	3029	1348	1540	1106	1028	989	1880	1550	1362	430
Dichtheid <i>Trichoptera</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Tubificidae</i>	n/m ²	1422	356	3002	1348	1532	1094	1028	989	1852	1394	1316	401
Biomassa <i>Mollusca</i>	mg AVDG/m ²	3451	1200	4365	9365	4595	3447	6018	12361	2955	965	5575	4979
Biomassa <i>Bivalvia</i>	mg AVDG/m ²	2898	1048	2141	8701	3697	3421	4720	3055	2205	660	2660	1694
Biomassa <i>Gastropoda</i>	mg AVDG/m ²	553	152	2223	665	898	910	1297	9306	749	305	2914	4280
Biomassa <i>Chironomidae</i>	mg AVDG/m ²	39	9	1013	14	269	497	44	15	106	39	51	39
Aantal soorten <i>Chironomidae</i>		4	2	10	2	5	4	4	3	3	4	4	1
Dichtheid <i>Chironomidae</i>	n/m ²	183	17	6826	50	1769	3372	233	106	733	178	313	285
Biomassa <i>Chironomidae</i>	mg AVDG/m ²	39	9	1013	14	269	497	44	15	106	39	51	39
Aantal <i>Chironomus commutatus</i>		0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	
Aantal met mentumafwijking		0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	
Aantal <i>Chironomus plumosus agg</i>		0	0	9	0	9		0	0	0	0	0	
Aantal met mentumafwijking		0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	
Aantal soorten <i>Oligochaeta</i>		6	4	7	7	6	1	5	5	8	11	7	3
Dichtheid <i>Oligochaeta</i>	n/m ²	1428	356	3029	1348	1540	1106	1028	989	1880	1550	1362	430
Dichtheid <i>Tubificidae</i>	n/m ²	1422	356	3002	1348	1532	1094	1028	989	1852	1394	1316	401
Biomassa <i>Oligochaeta</i>	mg AVDG/m ²	562	200	1278	1059	775	486	741	800	902	424	717	206
Biomassa <i>Tubificidae</i>	mg AVDG/m ²	562	200	1278	1059	775	486	741	800	902	424	717	206
Biomassa <i>Chironomidae</i> + <i>Oligochaeta</i>	mg AVDG/m ²	601	209	2291	1072	1043	903	785	816	1009	464	768	226
Aantal soorten <i>Bivalvia</i>		7	7	8	11	8	2	7	9	6	5	7	2
Aantal soorten <i>Sphaerium</i> + <i>Pisidium</i>		5	6	8	7	7	1	6	8	5	4	6	2
Biomassa <i>Bivalvia</i>	mg AVDG/m ²	2898	1048	2141	8701	3697	3421	4720	3055	2205	660	2660	1694
Biomassa <i>Dreissena</i>	mg AVDG/m ²	0	0	0	262	65	131	0	0	0	0	0	0
Biomassa <i>Corbicula</i>	mg AVDG/m ²	115	79	0	1761	489	850	1664	290	239	29	555	747
Biomassa <i>Sphaerium</i> -soorten	mg AVDG/m ²	0	0	18	881	225	438	0	85	0	0	21	43
Biomassa <i>Pisidium</i> -soorten	mg AVDG/m ²	2795	943	2056	1228	1755	838	3524	2705	1967	641	2209	1224
Biomassa <i>Sphaerium</i> + <i>Pisidium</i> -soorten	mg AVDG/m ²	2795	943	2074	2109	1980	767	3524	2790	1967	641	2230	1236
Biomassa <i>Anodonta</i> + <i>Unio</i>	mg AVDG/m ²	0	0	0	5223	1306	2611	0	0	0	0	0	0
Aantal soorten <i>Gastropoda</i>		2	1	2	3	2	1	3	3	3	3	3	0
Dichtheid <i>Gastropoda</i>	n/m ²	50	17	184	67	79	73	83	822	89	39	258	377
Biomassa <i>Gastropoda</i>	mg AVDG/m ²	553	152	2223	665	898	910	1297	9306	749	305	2914	4280
Aantal bijzondere soorten: <i>Eph.</i> + <i>Trich.</i> + <i>Plec.</i>		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dichtheid bijzondere soorten	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
d. <i>Chir.</i> /(d. <i>Chir.</i> + <i>Olig.</i> + <i>Bivalvia</i>)	%	0,06	0,02	0,62	0,03	0,18	0,29	0,09	0,04	0,21	0,09	0,11	0,07
d. <i>Olig.</i> /(d. <i>Chir.</i> + <i>Olig.</i> + <i>Bivalvia</i>)	%	0,48	0,31	0,28	0,51	0,39	0,12	0,39	0,42	0,53	0,74	0,52	0,16
d. <i>Bivalvia</i> /(d. <i>Chir.</i> + <i>Olig.</i> + <i>Bivalvia</i>)	%	0,45	0,67	0,10	0,46	0,42	0,24	0,52	0,54	0,27	0,17	0,37	0,19
d. <i>Chiron.</i> /(d. <i>Chiron.</i> + <i>Procladius</i>)		0,00	0,00	1,00	0,00	0,25	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
d. <i>Chir.</i> /(d. <i>Chir.</i> + <i>Tubificidae</i>)		0,12	0,13	0,69	0,05	0,25	0,30	0,19	0,09	0,29	0,11	0,17	0,09
<i>Chir.</i> /totaal	%	6	2	61	2	18	29	8	3	20	8	10	7
<i>Bivalvia</i> /totaal	%	45	60	10	33	37	21	49	41	24	17	33	15

Bijlage V-b Vervolg

	Locatie Monsterpunt	7	7	7	7		8	8	8	8	8
		26 gem.	27 gem.	28 gem.	gem.	stdev	17 gem.	18 gem.	20 gem.	29 gem.	gem. stdev
Dichtheid <i>Bivalvia</i>	n/m ²	750	983	411	715	288	1094	806	194	1417	878 519
Dichtheid <i>Chironomidae</i>	n/m ²	300	28	6	111	164	50	106	28	11	49 41
Dichtheid <i>Coleoptera</i>	n/m ²	0	6	0	2	3	0	0	0	0	0 0
Dichtheid <i>Crustacea</i>	n/m ²	11	56	122	63	56	0	0	6	44	13 21
Dichtheid <i>Diptera</i> (excl. <i>Chironomidae</i>)	n/m ²	0	0	17	6	10	0	0	0	0	0 0
Dichtheid <i>Gastropoda</i>	n/m ²	100	183	72	119	58	406	106	78	961	388 410
Dichtheid <i>Hirudinea</i>	n/m ²	0	6	33	13	18	0	0	0	0	0 0
Dichtheid <i>Hydrachnellae</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	11	6	0	0	4 5
Dichtheid <i>Odonata</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 0
Dichtheid <i>Oligochaeta</i>	n/m ²	1656	1678	2574	1969	524	1689	1511	1106	2768	1769 710
Dichtheid <i>Trichoptera</i>	n/m ²	0	22	33	19	17	0	0	0	0	0 0
Dichtheid <i>Tubificidae</i>	n/m ²	1656	1678	2561	1965	517	1689	1506	1106	2768	1767 711
Biomassa <i>Mollusca</i>	mg AVDG/m ²	3905	138779	17154	53279	74340	5753	2700	1472	7076	4250 2605
Biomassa <i>Bivalvia</i>	mg AVDG/m ²	2395	136713	9432	49514	75599	3362	2132	1055	3331	2470 1103
Biomassa <i>Gastropoda</i>	mg AVDG/m ²	1510	2066	7721	3766	3437	2391	569	417	3745	1780 1587
Biomassa <i>Chironomidae</i>	mg AVDG/m ²	71	6	0	26	39	12	17	6	7	11 5
Aantal soorten <i>Chironomidae</i>		8	1	1	3	4	2	3	4	2	3 1
Dichtheid <i>Chironomidae</i>	n/m ²	300	28	6	111	164	50	106	28	11	49 41
Biomassa <i>Chironomidae</i>	mg AVDG/m ²	71	6	0	26	39	12	17	6	7	11 5
Aantal <i>Chironomus commutatus</i>		1	0	0	1		0	0	0	0	0
Aantal met mentumafwijking		0	0	0	0		0	0	0	0	0
Aantal <i>Chironomus plumosus agg</i>		0	0	0	0		0	0	0	0	0
Aantal met mentumafwijking		0	0	0	0		0	0	0	0	0
Aantal soorten <i>Oligochaeta</i>		6	6	9	7	2	4	5	5	3	4 1
Dichtheid <i>Oligochaeta</i>	n/m ²	1656	1678	2574	1969	524	1689	1511	1106	2768	1769 710
Dichtheid <i>Tubificidae</i>	n/m ²	1656	1678	2561	1965	517	1689	1506	1106	2768	1767 711
Biomassa <i>Oligochaeta</i>	mg AVDG/m ²	1011	1317	1875	1401	438	885	697	968	1127	919 179
Biomassa <i>Tubificidae</i>	mg AVDG/m ²	1011	1317	1874	1401	438	885	697	968	1127	919 179
Biomassa <i>Chironomidae</i> + <i>Oligochaeta</i>	mg AVDG/m ²	1082	1324	1875	1427	407	897	715	974	1134	930 174
Aantal soorten <i>Bivalvia</i>		7	11	8	9	2	12	9	6	12	10 3
Aantal soorten <i>Sphaerium</i> + <i>Pisidium</i>		6	6	5	6	1	7	5	5	8	6 2
Biomassa <i>Bivalvia</i>	mg AVDG/m ²	2395	136713	9432	49514	75599	3362	2132	1055	3331	2470 1103
Biomassa <i>Dreissena</i>	mg AVDG/m ²	0	356	1714	690	905	14	11	508	36	142 244
Biomassa <i>Corbicula</i>	mg AVDG/m ²	367	11942	1740	4683	6324	197	182	0	466	211 192
Biomassa <i>Sphaerium</i> -soorten	mg AVDG/m ²	0	0	504	168	291	0	0	42	0	10 21
Biomassa <i>Pisidium</i> -soorten	mg AVDG/m ²	2014	1340	385	1246	819	2344	1320	505	2505	1669 936
Biomassa <i>Sphaerium</i> + <i>Pisidium</i> -soorten	mg AVDG/m ²	2014	1340	889	1414	566	2344	1320	547	2505	1679 919
Biomassa <i>Anodonta</i> + <i>Unio</i>	mg AVDG/m ²	0	123410	5856	43089	69622	886	659	0	226	443 402
Aantal soorten <i>Gastropoda</i>		1	3	2	2	1	3	3	1	3	3 1
Dichtheid <i>Gastropoda</i>	n/m ²	100	183	72	119	58	406	106	78	961	388 410
Biomassa <i>Gastropoda</i>	mg AVDG/m ²	1510	2066	7721	3766	3437	2391	569	417	3745	1780 1587
Aantal bijzondere soorten: <i>Eph.</i> + <i>Trich.</i> + <i>Plec.</i>		0	1	1	1	1	0	0	0	0	0 0
Dichtheid bijzondere soorten	n/m ²	0	22	33	19	17	0	0	0	0	0 0
d. <i>Chir.</i> /(d. <i>Chir.</i> + <i>Olig.</i> + <i>Bivalvia</i>)	%	0,11	0,01	0,00	0,04	0,06	0,02	0,04	0,02	0,00	0,02 0,02
d. <i>Olig.</i> /(d. <i>Chir.</i> + <i>Olig.</i> + <i>Bivalvia</i>)	%	0,61	0,63	0,85	0,70	0,13	0,62	0,62	0,83	0,66	0,69 0,10
d. <i>Bivalvia</i> /(d. <i>Chir.</i> + <i>Olig.</i> + <i>Bivalvia</i>)	%	0,28	0,35	0,15	0,26	0,11	0,36	0,33	0,15	0,33	0,29 0,10
d. <i>Chiron.</i> /(d. <i>Chiron.</i> + <i>Procladius</i>)		1,00	0,00		0,50	0,71	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00 0,00
d. <i>Chir.</i> /(d. <i>Chir.</i> + <i>Tubificidae</i>)		0,15	0,02	0,00	0,06	0,08	0,03	0,06	0,02	0,00	0,03 0,03
<i>Chir.</i> /totaal	%	11	1	0	4	6	2	4	2	0	2 2
<i>Bivalvia</i> /totaal	%	27	33	13	24	11	34	32	14	27	27 9

Bijlage V-b Vervolg

	Locatie Monsterpunt	9 30 gem.	9 31 gem.	9 gem.	stdev	10 32 gem.	10 33 gem.	10 34 gem.	10 35 gem.	10 gem.	stdev
Dichtheid <i>Bivalvia</i>	n/m ²	714	1053	883	239	194	100	67	417	194	158
Dichtheid <i>Chironomidae</i>	n/m ²	33	16	24	12	228	6	22	28	71	105
Dichtheid <i>Coleoptera</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Crustacea</i>	n/m ²	4	0	2	3	28	0	0	6	8	13
Dichtheid <i>Diptera</i> (excl. <i>Chironomidae</i>)	n/m ²	4	0	2	3	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Gastropoda</i>	n/m ²	184	384	284	141	11	44	67	78	50	29
Dichtheid <i>Hirudinea</i>	n/m ²	0	4	2	3	0	0	0	17	4	8
Dichtheid <i>Hydrachnellae</i>	n/m ²	0	12	6	9	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Odonata</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Oligochaeta</i>	n/m ²	942	845	894	69	822	1000	733	3320	1469	1239
Dichtheid <i>Trichoptera</i>	n/m ²	4	0	2	3	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Tubificidae</i>	n/m ²	906	840	873	46	800	1000	733	3320	1463	1243
Biomassa <i>Mollusca</i>	mg AVDG/m ²	3156	19368	11262	11464	852	641	1944	2992	1607	1086
Biomassa <i>Bivalvia</i>	mg AVDG/m ²	1802	16565	9183	10439	541	275	173	1564	638	636
Biomassa <i>Gastropoda</i>	mg AVDG/m ²	1354	2803	2078	1025	311	366	1771	1428	969	742
Biomassa <i>Chironomidae</i>	mg AVDG/m ²	2	3	3	1	59	4	9	23	24	25
Aantal soorten <i>Chironomidae</i>		5	2	4	2	4	1	3	3	3	1
Dichtheid <i>Chironomidae</i>	n/m ²	33	16	24	12	228	6	22	28	71	105
Biomassa <i>Chironomidae</i>	mg AVDG/m ²	2	3	3	1	59	4	9	23	24	25
Aantal <i>Chironomus commutatus</i>		0	0	0		0	0	0	0	0	
Aantal met mentumafwijking		0	0	0		0	0	0	0	0	
Aantal <i>Chironomus plumosus</i> agg		0	0	0		0	0	0	0	0	
Aantal met mentumafwijking		0	0	0		0	0	0	0	0	
Aantal soorten <i>Oligochaeta</i>		5	5	5	0	8	6	4	6	6	2
Dichtheid <i>Oligochaeta</i>	n/m ²	942	845	894	69	822	1000	733	3320	1469	1239
Dichtheid <i>Tubificidae</i>	n/m ²	906	840	873	46	800	1000	733	3320	1463	1243
Biomassa <i>Oligochaeta</i>	mg AVDG/m ²	491	655	573	115	865	1109	1550	4448	1993	1661
Biomassa <i>Tubificidae</i>	mg AVDG/m ²	491	655	573	115	863	1109	1550	4448	1992	1661
Biomassa <i>Chironomidae</i> + <i>Oligochaeta</i>	mg AVDG/m ²	493	658	576	116	924	1112	1559	4471	2017	1658
Aantal soorten <i>Bivalvia</i>		9	9	9	0	5	6	5	7	6	1
Aantal soorten <i>Sphaerium</i> + <i>Pisidium</i>		6	6	6	0	5	5	5	6	5	1
Biomassa <i>Bivalvia</i>	mg AVDG/m ²	1802	16565	9183	10439	541	275	173	1564	638	636
Biomassa <i>Dreissena</i>	mg AVDG/m ²	192	0	96	136	0	0	0	0	0	0
Biomassa <i>Corbicula</i>	mg AVDG/m ²	867	59	463	572	0	0	0	19	5	10
Biomassa <i>Sphaerium</i> -soorten	mg AVDG/m ²	92	41	67	36	0	0	0	226	57	113
Biomassa <i>Pisidium</i> -soorten	mg AVDG/m ²	1084	1831	1458	528	541	255	173	1325	573	525
Biomassa <i>Sphaerium</i> + <i>Pisidium</i> -soorten	mg AVDG/m ²	1177	1873	1525	492	541	255	173	1551	630	634
Biomassa <i>Anodonta</i> + <i>Unio</i>	mg AVDG/m ²	0	14593	7296	10318	0	0	0	0	0	0
Aantal soorten <i>Gastropoda</i>		4	2	3	1	1	2	2	2	2	1
Dichtheid <i>Gastropoda</i>	n/m ²	184	384	284	141	11	44	67	78	50	29
Biomassa <i>Gastropoda</i>	mg AVDG/m ²	1354	2803	2078	1025	311	366	1771	1428	969	742
Aantal bijzondere soorten: <i>Eph.</i> + <i>Trich.</i> + <i>Plec.</i>		1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Dichtheid bijzondere soorten	n/m ²	4	0	2	3	0	0	0	0	0	0
d. <i>Chir.</i> /(d. <i>Chir.</i> + <i>Olig.</i> + <i>Bivalvia</i>)	%	0,02	0,01	0,02	0,01	0,17	0,00	0,05	0,01	0,06	0,08
d. <i>Olig.</i> /(d. <i>Chir.</i> + <i>Olig.</i> + <i>Bivalvia</i>)	%	0,57	0,44	0,50	0,09	0,66	0,89	0,89	0,88	0,83	0,11
d. <i>Bivalvia</i> /(d. <i>Chir.</i> + <i>Olig.</i> + <i>Bivalvia</i>)	%	0,41	0,55	0,48	0,10	0,17	0,11	0,07	0,13	0,12	0,04
d. <i>Chiron.</i> /(d. <i>Chiron.</i> + <i>Procladius</i>)		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00		0,00	0,00	0,00	0,00
d. <i>Chir.</i> /(d. <i>Chir.</i> + <i>Tubificidae</i>)		0,04	0,02	0,03	0,01	0,20	0,00	0,05	0,01	0,06	0,09
<i>Chir.</i> /totaal	%	2	1	1	1	18	0	3	1	5	8
<i>Bivalvia</i> /totaal	%	38	46	42	5	15	9	8	11	11	3

Standaardwaarden (klassegrenzen) voor classificatie van parameters uit veldinventarisaties in het benedenrivierengebied, gegeven in opeenvolgende klassen (oordeel "+", ernstig effect / "±", matig effect / "-", geen effect). Waarden afkomstig uit Den Besten [1997].

Parameter	Type sediment ¹⁾ stabiel of consoliderend slib ondiep	stabiel of consoliderend slib diep	instabiel slib in gebieden met veel dynamiek (diep/ondiep)	matig consoliderend slib in gebieden met weinig dynamiek (diep/ondiep)	zand in ondiepe delen	zand in diepe delen
Aantal soorten Chironomiden	0-4 / 5-10 / ≥11	0-4 / 5-10 / ≥11	0-2 / 3-5 / ≥6	0-2 / 3-7 / ≥8	0-4 / 5-7 / ≥8	0-2 / 3-6 / ≥7
Aantal soorten Oligochaeten	0-4 / 5-9 / ≥10	0-4 / 5-9 / ≥10	0-2 / 3-5 / ≥6	0-2 / 3-7 / ≥8	0-2 / 3-4 / ≥5	0-2 / 3-4 / ≥5
Aantal soorten Bivalven	0-3 / 4-8 / ≥9	0-3 / 4-6 / ≥7	0-2 / 3-5 / ≥6	0-2 / 3-5 / ≥6	0-3 / 4-8 / ≥9	0-3 / 4-6 / ≥7
Som aantal soorten Haften, Steenvliegen en Kokerjuffers	0 / 1-2 / ≥3	niet toepasbaar	niet toepasbaar	0 / 1-2 / ≥3 (alleen toepasbaar voor ondiepe zones)	0 / 1-2 / ≥3	niet toe-pas-baar
Dichtheid Chironomiden	<500 / 500-1500 / ≥1500	<500 / 500-1500 / ≥1500	<100 / 100-500 / ≥500	<100 / 100-1500 / ≥1500	<100 / 100-500 / ≥500	<100 / 100-500 / ≥500
Dichtheid Oligochaeten	<300 / 300-1000 / ≥1000	<300 / 300-1000 / ≥1000	<300 / 300-1000 / ≥1000	<300 / 300-1000 / ≥1000	<200 / 200-1000 / ≥1000	<200 / 200-1000 / ≥1000
Dichtheid Bivalven	<200 / 200-800 / ≥800	<200 / 200-800 / ≥800	<5 / 5-100 / ≥100	<5 / 5-100 / ≥100	<200 / 200-1000 / ≥1000	<200 / 200-1000 / ≥1000
Populatie-aandeel Chironomiden (%)	<10 / 10-75 / ≥75	<10 / 10-75 / ≥75	<10 / 10-75 / ≥75	<10 / 10-75 / ≥75	-----	-----
Populatie-aandeel Bivalven (%)	-----	-----	-----	-----	<15 / 15-30 / ≥30	<15 / 15-30 / ≥30
Verhouding Chironomus/ (Chironomus+ Procladius) (CCP index; waarde tussen 0 en 1)	<0,3 / 0,3-0,8 / ≥0,8	<0,3 / 0,3-0,8 / ≥0,8	<0,3 / 0,3-0,8 / ≥0,8	<0,3 / 0,3-0,8 / ≥0,8	-----	-----
Verhouding Chironomiden/ (Chironomiden+Tubificiden) (CCT index; waarde tussen 0 en 1)	<0,1 / 0,1-0,5 / ≥0,5	<0,1 / 0,1-0,5 / ≥0,5	<0,1 / 0,1-0,2 / ≥0,2	<0,1 / 0,1-0,2 / ≥0,2	<0,2 / 0,2-0,6 / ≥0,6	<0,2 / 0,2-0,6 / ≥0,6
Percentage kaakafwijkingen muggelarven (%) goed/matig/slecht	<10 / 10-20 / ≥20	<10 / 10-20 / ≥20	<10 / 10-20 / ≥20	<10 / 10-20 / ≥20	<10 / 10-20 / ≥20	<10 / 10-20 / ≥20

- ¹⁾ indeling sedimenten:
- A - zand: als fractie (< 63 mm) minder dan 10%.
- slib (riverslib): korrelfractie <63 mm gelijk aan of meer dan 10%.
- B verdere onderverdeling slib in stabiel/instabiel slib: stabiel als watergehalte >50%, of die sedimenten die meer dan 50% water bevatten maar een Ks hebben van <-1 met bijbehorende regressiecoëfficiënt van ≥0.7 (het sediment is dan consoliderend, en dus ook stabiel te noemen); overige slibrijke sedimenten met watergehalte >50% en een Ks hoger dan -1 (dus minder negatief, of zelfs positief), en/of een regressieconstante van <0.7 worden als instabiel gekarakteriseerd.
- C grof zand kan bv. worden gekarakteriseerd aan de hand van de fractie >210 mm: meer dan 50%.
- D ondiep <2m waterdiepte; diep >2m.

Bijlage V-d Resultaten macrofauna-inventarisatie in de Amer

Samenvattende parameters inclusief beoordeling in effect klassen

	Locatie Monsterpunt	1 4	1 5	1 10	1 gem.	stedv	2 1	2 3	2 15	2 6	2 gem.	stdev	3 11	3 12	3 14	3 gem	stdev
Aantal soorten <i>Chironomidae</i>																	
Dichtheid <i>Chironomidae</i>		7	3	1	4	3	2	4	3	5	4	1	8	5	2	5	3
		844	156	122	374	408	11	39	17	67	33	25	4227	9172	122	4507	4531
Aantal soorten <i>Oligochaeta</i>																	
Dichtheid <i>Oligochaeta</i>		6	5	5	5	1	5	4	3	5	4	1	8	9	4	7	3
		1217	1289	500	1002	436	1033	1606	794	1417	1213	367	5838	706	450	2331	3040
Aantal soorten <i>Bivalvia</i>																	
Dichtheid <i>Bivalvia</i>		6	9	8	8	2	8	9	11	7	9	2	7	4	8	6	2
		683	761	489	644	140	633	761	1156	2117	1167	671	502	273	156	310	176
Aantal soorten <i>Eph. + Trich. + Plec.</i>																	
		1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Populatieaandeel <i>chironomiden</i> (%)																	
Populatieaandeel <i>oligochaeten</i> (%)		28	6	8	14	12	1	1	1	2	1	1	40	89	14	48	38
Populatieaandeel <i>bivalven</i> (%)		41	53	32	42	11	61	55	29	35	45	15	55	7	52	38	27
		23	31	31	28	5	37	26	42	53	39	11	5	3	18	8	8
CCP: Verhouding <i>Chironomus</i> / (<i>Chironomus</i> + <i>Procladius</i>) ¹⁾		0,04	0,00	0,00	0,03		0,00		0,00	0,00	0,00		0,07		0,00	0,04	
CCT: Verhouding <i>Chironomiden</i> / (<i>Chironomiden</i> + <i>Tubificidae</i>)		0,41	0,14	0,22	0,26	0,14	0,01	0,03	0,02	0,05	0,03	0,02	0,43	0,93	0,23	0,53	0,36
Totaal aantal (werkelijk geteld) <i>Chironomus</i> aantal met mentumafwijking																	

Beoordeling	Locatie Monsterpunt	1 4	1 5	1 10	1 gem.	2 1	2 3	2 15	2 6	2 gem ³⁾	3 11	3 12	3 14	3 gem ³⁾
Karakterisatie sediment		stab slib ondiep	stab slib ondiep	stab slib ondiep		grof zand diep	grof zand diep	grof zand diep	zand ondiep		stab slib ondiep	instab slib ondiep achter v.v.	stab slib ondiep	
Aantal soorten <i>Chironomidae</i>		±	+	+	+	±	-	±	±	±	±	±	+	±
Dichtheid <i>Chironomidae</i>		±	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+	±
Aantal soorten <i>Oligochaeta</i>		±	±	±	±	-	±	±	-	-	±	-	+	±
Dichtheid <i>Oligochaeta</i>		-	-	±	-	-	-	-	-	-	-	±	±	±
Aantal soorten <i>Bivalvia</i>		±	-	±	±	±	±	-	±	±	±	±	±	±
Dichtheid <i>Bivalvia</i>		±	±	±	±	+	±	±	-	±	±	-	+	±
Aantal soorten <i>Eph. + Trich. + Plec.</i>		±	+	+	+				+	+	+	+	+	+
Populatieaandeel <i>chironomiden</i>		±	+	+	±						±	-	±	±
Populatieaandeel <i>bivalven</i>						-	±	-	-	-				
CCP: Verhouding <i>Chironomus</i> / (<i>Chironomus</i> + <i>Procladius</i>) ¹⁾		+	+	+	+						+		+	+
CCT: Verhouding <i>Chironomiden</i> / (<i>Chironomiden</i> + <i>Tubificidae</i>)		±	±	±	±	+	+	+	+	+	±	-	±	±

Kaakafwijkingen (%)¹⁾

- 1) Locatiegemiddelde is gebaseerd op een gewogen waarde.
- 2) verhouding onbetrouwbaar door lage aantallen. Oordeel niet meegenomen in het eindoordeel
- 3) Gemiddelde oordeel is gebaseerd op het oordeel per afzonderlijk monsterpunt i.v.m. verschillende sedimentkarakteristieken.
achter v.v.: achter vooroeververdediging

	Locatie Monsterpunt	4 2	4 7	4 8	4 13	4 gem.	stdev	5 21	5 23	5 24	5 25	5 gem.	stedv	6 9	6 16	6 19	6 22	6 gem.	stedv
Aantal soorten <i>Chironomidae</i>		2	0	1	2	1	1	4	2	10	2	5	4	4	3	3	4	4	1
Dichtheid <i>Chironomidae</i>		17	0	167	56	60	75	183	17	6826	50	1769	3372	233	106	733	178	313	285
Aantal soorten <i>Oligochaeta</i>		4	5	4	5	5	1	6	4	7	7	6	1	5	5	8	11	7	3
Dichtheid <i>Oligochaeta</i>		3407	783	1067	583	1460	1313	1428	356	3029	1348	1540	1106	1028	989	1880	1550	1362	430
Aantal soorten <i>Bivalvia</i>		7	5	6	6	6	1	7	7	8	11	8	2	7	9	6	5	7	2
Dichtheid <i>Bivalvia</i>		1400	50	406	44	475	639	1365	628	1061	728	945	335	1369	1328	867	356	980	474
Aantal soorten <i>Eph. + Trich. + Plec.</i>		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Populatieaandeel <i>chironomiden</i> (%)		0	0	9	7	4	5	6	2	61	2	18	29	8	3	20	8	10	7
Populatieaandeel <i>oligochaeten</i> (%)		70	92	60	76	74	13	47	34	27	60	42	15	37	30	53	73	48	19
Populatieaandeel <i>bivalven</i> (%)		29	6	23	6	16	12	45	60	10	33	37	21	49	41	24	17	33	15
CCP: Verhouding <i>Chironomus</i> / (<i>Chironomus</i> + <i>Procladius</i>) ¹⁾		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	1,00	0,00	0,19	29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09
CCT: Verhouding <i>Chironomiden</i> / (<i>Chironomiden</i> + <i>Tubificidae</i>)				0,12	0,12	0,06		0,12	0,13	0,69	0,05	0,25	0,30	0,19	0,09	0,29	0,11	0,17	
Totaal aantal (werkelijk geteld) <i>Chironomus</i> aantal met mentumafwijking																			

Beoordeling	Locatie Monsterpunt	4 2	4 7	4 8	4 13	4 gem	5 21	5 23	5 24	5 25	gem ³⁾	6 9	6 16	6 19	6 22	6 gem ³⁾
Karakterisatie sediment		stab slib diep	stab slib diep	stab slib diep	stab slib diep		instab slib ondiep	instab slib ondiep	stab slib ondiep achter v.v.	instab slib ondiep achter v.v.		stab slib diep	stab slib diep	instab slib diep	instab slib diep	
Aantal soorten <i>Chironomidae</i>		+	+	+	+	+	±	+	-	+	±	+	+	±	±	+
Dichtheid <i>Chironomidae</i>		+	+	+	+	+	±	+	-	+	±	+	+	-	±	±
Aantal soorten <i>Oligochaeta</i>		+	±	+	±	±	-	±	±	±	±	±	±	-	-	±
Dichtheid <i>Oligochaeta</i>		-	±	-	±	-	-	±	-	-	-	-	±	-	-	-
Aantal soorten <i>Bivalvia</i>		-	±	±	±	±	-	-	-	-	-	-	-	-	±	-
Dichtheid <i>Bivalvia</i>		-	+	±	+	±	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aantal soorten <i>Eph. + Trich. + Plec.</i>								+	+	+						
Populatieaandeel <i>chironomiden</i>		+	+	+	+	+	+	+	±	+	+	+	+	±	+	+
Populatieaandeel <i>bivalven</i>																
CCP: Verhouding <i>Chironomus</i> / (<i>Chironomus</i> + <i>Procladius</i>) ¹⁾				+	+2)	+	+	+2)	-	+2)	±	+	+	+	+	+
CCT: Verhouding <i>Chironomiden</i> / (<i>Chironomiden</i> + <i>Tubificidae</i>)		+	+	±	±	+	±	±	-	+	±	±	+	-	±	±
Kaakafwijkingen (%) ¹⁾																

1) Locatiegemiddelde is gebaseerd op een gewogen waarde.

2) verhouding onbetrouwbaar door lage aantallen. Oordeel niet meegenomen in het eindoordeel

3) Gemiddelde oordeel is gebaseerd op het oordeel per afzonderlijk monsterpunt i.v.m. verschillende sedimentkarakteristieken.
achter v.v.: achter vooroververdediging

	Locatie Monsterpunt	7 26	7 27	7 28	7 gem.	stedv	8 17	8 18	8 20	8 29	8 gem.	stdev	9 30	9 31	9 gem	stdev
Aantal soorten <i>Chironomidae</i>		8	1	1	3	4	2	3	4	2	3	1	5	2	4	2
Dichtheid <i>Chironomidae</i>		300	28	6	111	164	50	106	28	11	49	41	33	16	24	12
Aantal soorten <i>Oligochaeta</i>		6	6	9	7	2	4	5	5	3	4	1	5	5	5	0
Dichtheid <i>Oligochaeta</i>		1656	1678	2574	1969	524	1689	1511	1106	2768	1769	710	942	845	894	69
Aantal soorten <i>Bivalvia</i>		7	11	8	9	2	12	9	6	12	10	3	9	9	9	0
Dichtheid <i>Bivalvia</i>		750	983	411	715	288	1094	806	194	1417	878	519	714	1053	883	239
Aantal soorten <i>Eph. + Trich. + Plec.</i>		0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
Populatieaandeel <i>chironomiden</i> (%)		11	1	0	4	6	2	4	2	0	2	2	2	1	1	1
Populatieaandeel <i>oligochaeten</i> (%)		59	57	79	65	12	52	60	78	53	61	12	50	37	43	10
Populatieaandeel <i>bivalven</i> (%)		27	33	13	24	11	34	32	14	27	27	9	38	46	42	5
CCP: Verhouding <i>Chironomus</i> / (<i>Chironomus</i> + <i>Procladius</i>) ¹⁾		1,00	0,00		0,17		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00		0,00	0,00	0,00	
CCT: Verhouding <i>Chironomiden</i> / (<i>Chironomiden</i> + <i>Tubificidae</i>)		0,15	0,02	0,00	0,06	0,08	0,03	0,06	0,02	0,00	0,03	0,03	0,04	0,02	0,03	0,01
Totaal aantal (werkelijk geteld) <i>Chironomus</i> aantal met mentumafwijking																

Beoordeling	Locatie Monsterpunt	7 26	7 27	7 28	7 gem	8 17	8 18	8 20	8 29	8 gem ³⁾	9 30	9 31	9 gem
Karakterisatie sediment		stab slib ondiep	stab slib ondiep	stab slib ondiep		instab slib diep	stab slib diep	instab slib diep	consol slib diep		stab slib ondiep	stab slib ondiep	
Aantal soorten <i>Chironomidae</i>		±	+	+	+	+	+	±	+	+	±	+	+
Dichtheid <i>Chironomidae</i>		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Aantal soorten <i>Oligochaeta</i>		±	±	±	±	±	±	±	+	±	±	±	±
Dichtheid <i>Oligochaeta</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-	±	±	±
Aantal soorten <i>Bivalvia</i>		±	-	±	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dichtheid <i>Bivalvia</i>		±	-	±	±	-	-	-	-	-	±	-	-
Aantal soorten <i>Eph. + Trich. + Plec.</i>		+	±	±	±						±	+	±
Populatieaandeel <i>chironomiden</i>		±	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Populatieaandeel <i>bivalven</i>													
CCP: Verhouding <i>Chironomus</i> / (<i>Chironomus</i> + <i>Procladius</i>) ¹⁾		-	+2)		-	+2)	+	+2)	+2)	+	+2)	+2)	+
CCT: Verhouding <i>Chironomiden</i> / (<i>Chironomiden</i> + <i>Tubificidae</i>)		±	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Kaakafwijkingen (%) ¹⁾													

1) Locatiegemiddelde is gebaseerd op een gewogen waarde.

2) verhouding onbetrouwbaar door lage aantallen. Oordeel niet meegenomen in het eindoordeel

3) Gemiddelde oordeel is gebaseerd op het oordeel per afzonderlijk monsterpunt i.v.m. verschillende sedimentkarakteristieken.
achter v.v.: achter vooroeververdediging

	Locatie Monsterpunt	10 32	10 33	10 34	10 35	10 gem.	stdev
Aantal soorten <i>Chironomidae</i>		4	1	3	3	3	1
Dichtheid <i>Chironomidae</i>		228	6	22	28	71	105
Aantal soorten <i>Oligochaeta</i>		8	6	4	6	6	2
Dichtheid <i>Oligochaeta</i>		822	1000	733	3320	1469	1239
Aantal soorten <i>Bivalvia</i>		5	6	5	7	6	1
Dichtheid <i>Bivalvia</i>		194	100	67	417	194	158
Aantal soorten <i>Eph. + Trich. + Plec.</i>		0	0	0	0	0	0
Populatieaandeel <i>chironomiden</i> (%)		18	0	3	1	5	8
Populatieaandeel <i>oligochaeten</i> (%)		64	87	83	86	80	11
Populatieaandeel <i>bivalven</i> (%)		15	9	8	11	11	3
CCP: Verhouding <i>Chironomus</i> / (<i>Chironomus</i> + <i>Procladius</i>) ¹⁾		0,00		0,00	0,00	0,00	
CCT: Verhouding <i>Chironomiden</i> / (<i>Chironomiden</i> + <i>Tubificidae</i>)		0,20	0,00	0,05	0,01	0,06	0,09
Totaal aantal (werkelijk geteld) <i>Chironomus</i> aantal met mentumafwijking							
Beoordeling							
	Locatie Monsterpunt	10 32	10 33	10 34	10 35	10 gem	
Karakterisatie sediment		instab slib diep	instab slib diep	instab slib diep	instab slib diep		
Aantal soorten <i>Chironomidae</i>							
Dichtheid <i>Chironomidae</i>		±	+	±	±	±	
		±	+	+	+	+	
Aantal soorten <i>Oligochaeta</i>							
Dichtheid <i>Oligochaeta</i>		-	-	±	-	-	
		±	-	±	±	±	
Aantal soorten <i>Bivalvia</i>							
Dichtheid <i>Bivalvia</i>		±	-	±	-	-	
		-	-	±	-	-	
Aantal soorten <i>Eph. + Trich. + Plec.</i>							
Populatieaandeel <i>chironomiden</i>							
Populatieaandeel <i>bivalven</i>		±	+	+	+	+	
CCP: Verhouding <i>Chironomus</i> / (<i>Chironomus</i> + <i>Procladius</i>) ¹⁾		+		+ ²⁾	+ ²⁾	+	
CCT: Verhouding <i>Chironomiden</i> / (<i>Chironomiden</i> + <i>Tubificidae</i>)		-	+	+	+	+	
Kaakafwijkingen (%) ¹⁾							

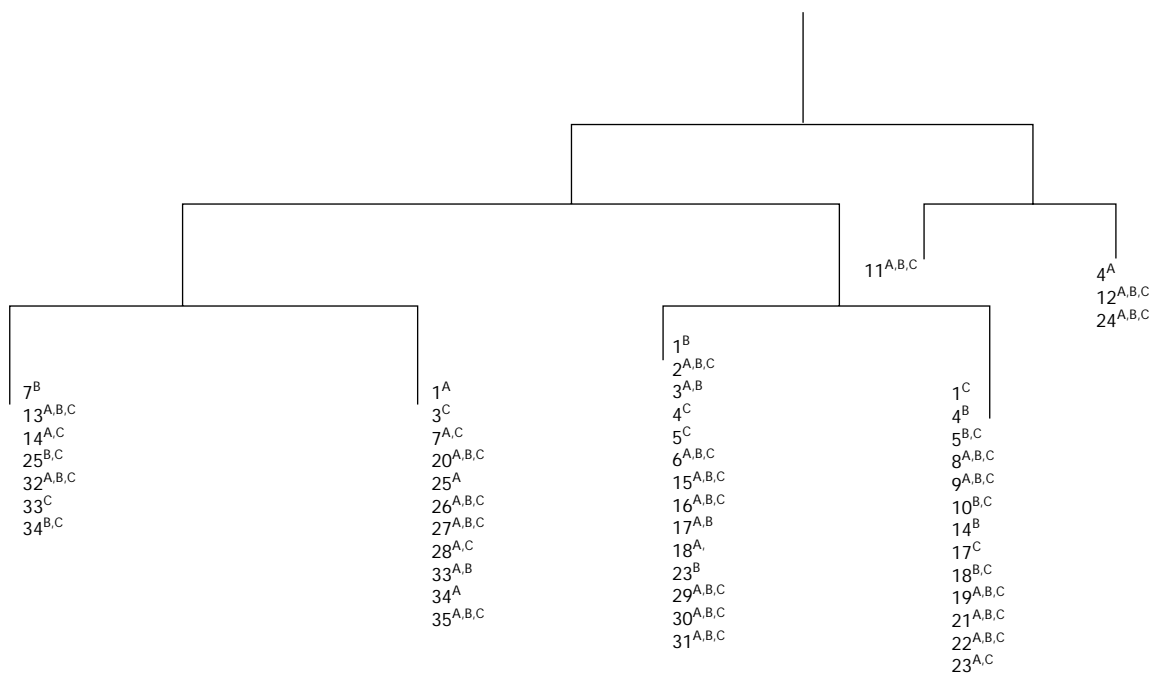
1) Locatiegemiddelde is gebaseerd op een gewogen waarde.

2) verhouding onbetrouwbaar door lage aantallen. Oordeel niet meegenomen in het eindoordeel

3) Gemiddelde oordeel is gebaseerd op het oordeel per afzonderlijk monsterpunt i.v.m. verschillende sedimentkarakteristieken.
achter v.v.: achter vooroeververdediging

Bijlage V-e Resultaten Twinspan-analyse van macrofauna inventarisatie

.....



Locatie	Type sediment: slib of zand	Monster- punt	<i>Daphnia magna</i>			<i>Chironomus riparius</i>						Microtox		Eind- oordeel bio- assays ¹⁾	
			Sterfte in onverdund binnen 48 uur	NOEC voor sterfte	NOEC voor effect op reproductie	Oordeel <i>Daphnia</i> ²⁾	% uitkomst eipakket	Sterfte vanaf L ₂	% vertraagde ontwikkeling	Droog- gewicht	Oordeel <i>Chironomus</i> ²⁾	TI Microtox	Oordeel Microtox		
1	slib	AM04	0	nb/100	100	-	100	0	8	0,50	-	< 2	-		
	slib	AM05	0	nb/56	100	(±) ⁴⁾	90	0	16	0,48	-	< 2	-		
	slib	AM10	0	nb/100	100	-	100	7	14	0,59	-	< 2	-		
		Gemiddeld				-					-		-		
2	a	zand	AM01	10	100	100	-	100	3	17	0,43	-	< 2	-	
	zand	AM03	30	56	56	±	90	4	16	0,44	-	< 2	-		
	zand	AM15	0	100	100	-	100	16	30	0,60	±	< 2	-		
	b	zand	AM06	0	100	nb/100	-	90	0	10	0,54	-	< 2	-	
		Gemiddeld				-					-		-	-	
3	slib	AM11	0	nb/100	100	-	90	5	11	0,54	-	4,5	±		
	slib	AM12	0	100	nb/10	+	100	4	36	0,29	+	6,9	±		
	slib	AM14	0	nb/56	100	(±) ⁴⁾	80	4	21	0,49	-	< 2	-		
		Gemiddeld				±					±		±		
4	slib	AM02	10	100	100	-	100	9	18	0,36	+	< 2	-		
	slib	AM07	0	100	100	-	90	7	22	0,51	-	< 2	-		
	slib	AM08	0	100	100	-	90	8	17	0,56	-	< 2	-		
	slib	AM13	0	100	100	-	90	3	10	0,60	-	< 2	-		
		Gemiddeld				-					±		-	±	
5	slib	AM21	40	nb/56	nb/10	(+) ⁴⁾	100	18	40	0,68	±	< 2	-		
	slib	AM23	0	100	32	±	100	12	19	0,37	-	< 2	-		
	slib	AM24	0	nb/100	100	-	100	0	13	0,45	-	3,1	±		
	slib	AM25	20	<10	<10	(+) ⁴⁾	100	13	26	0,52	-	7,4	±		
		Gemiddeld				±					-		±	±	
6	slib	AM09	0	32	nb/32	±	100	8	11	0,56	-	< 2	-		
	slib	AM16	0	100	100	-	90	0	16	0,56	-	4,4	±		
	slib	AM19	0	56	100	(±) ⁴⁾	50	6	19	0,69	±	< 2	-		
	slib	AM22	0	100	100	-	100	16	24	0,69	±	< 2	-		
		Gemiddeld				-					±		-	±	

) Eindoordeel bioassays = gevoeligste oordeel.

2) Afleiden van het gemiddeld oordeel geschiedt door binnen een test horizontaal het oordeel te baseren op de gevoeligste parameter en vervolgens verticaal het gemiddelde van de monsterpunten te bepalen.

3) nb = niet bepaald / niet bepaalbaar.

4) Effecten (deels) veroorzaakt door drijvers en/of overschrijdingen van de randvoorwaarden. Beoordeling niet meegenomen in het eindoordeel.

Locatie	Type sediment: slib of zand	Monster-punt	<i>Daphnia magna</i>			<i>Chironomus riparius</i>					Microtox		Eind-oordeel bio-assays ¹⁾	
			Sterfte in onverdund binnen 48 uur	NOEC voor sterfte	NOEC voor effect op reproductie	Oordeel <i>Daphnia</i> ²⁾	% uitkomst eipakket	Sterfte vanaf L ₂	% vertraagde ontwikkeling	Droog-gewicht	Oordeel <i>Chironomus</i> ²⁾	TI Microtox		Oordeel Microtox
7	slib	AM26	0	100	56	(±) ⁴⁾	90	0	31	0,33	-	15,8	+	±
	slib	AM27	0	nb/100	nb/100	-	100	4	17	0,42	-	< 2	-	
	slib	AM28	0	nb/100	nb/100	-	100	4	14	0,35	-	8,2	±	
		Gemiddeld				-					-		±	
8	slib	AM17	90	56	56	+	90	0	5	0,43	-	< 2	-	±
	slib	AM18	0	56	100	±	90	8	17	0,60	-	< 2	-	
	slib	AM20	100	56	56	(±) ⁴⁾	90	5	15	0,42	-	< 2	-	
	slib	AM29	0	56	56	±	30	8	25	0,51	+	< 2	-	
		Gemiddeld				±					±		-	
9	slib	AM30	10	nb/100	100	-	100	6	13	0,38	-	2,8	±	±
	slib	AM31	0	100	100	-	100	8	19	0,36	-	9,3	±	
		Gemiddeld				-					-		±	
10	slib	AM32	30	56	32	+	100	10	34	0,31	+	5,2	±	±
	slib	AM33	10	56	56	(±) ⁴⁾	90	2	25	0,40	-	7,8	±	
	slib	AM34	10	nb/<10	<10	(+) ⁴⁾	100	7	28	0,54	-	7,3	±	
	slib	AM35	0	nb/100	100	-	90	3	24	0,32	±	3,6	±	
		Gemiddeld												

1) Eindoordeel bioassays = gevoeligste oordeel.

2) Afleiden van het gemiddeld oordeel geschiedt door binnen een test horizontaal het oordeel te baseren op de gevoeligste parameter en vervolgens verticaal het gemiddelde van de monsterpunten te bepalen.

3) nb = niet bepaald / niet bepaalbaar.

4) Effecten (deels) veroorzaakt door drijvers en/of overschrijdingen van de randvoorwaarden. Beoordeling niet meegenomen in het eindoordeel.

Bijlage VI-B Classificatie Bioassay-resultaten

Overschrijding van criterium 1 of 2 resulteert in classificatie in resp. toxiciteitsklassen "matig" en "ernstig" effect. Wanneer geen criterium wordt overschreden wordt de bioassay-respons geclassificeerd als "geen effect".

Watervlo	parameters (gelijkwaardig, dwz: slechtste score bepaalt klasse)			
	NOEC-sterfte (in % verdunning poriewater)	Sterfte in hoogste concentratie	NOEC-reproductie	Remming reproductie in hoogste test concentratie
matig effect	10% < NOEC < 100%	-----	10% < NOEC < 100%	10% < remming < 50%
ernstig effect	NOEC ≤ 10%	sterfte ≥ 50% binnen 48h	NOEC ≤ 10%	remming ≥ 50%
Muggelarf	parameters (gelijkwaardig, dwz: slechtste score bepaalt klasse)			
	Sterfte eieren voor het inzetten van de larven	Sterfte larven	Remming van de ontwikkeling	Effect op gewichts- toename
matig effect	sterfte > 25%	10% < sterfte < 50%	10% < remming < 50%	10% < effect < 25%
ernstig effect	sterfte ≥ 50%	sterfte ≥ 50%	remming ≥ 50%	effect ≥ 25%
Microtox	parameter: 1/EC20			
matig effect	2 < 1/EC20 < 10			
ernstig effect	1/EC20 ≥ 10			

Bijlage VII-a Gehalten van contaminanten in benthos¹⁾

Stof	Corbicula uit Amer			Dreissena uit IJsselmeer ^{2) 3)}	Oligochaeten uit Amer	Oligochaeten uit Markermeer	
	Oost A	Midden B	West C	Enkele meting	locatie 6	MM-Dijk ⁴⁾	MM-BvK ⁴⁾
<i>Zware metalen (mg/kg_{ds})</i>							
Cadmium	2,0	1,6	1,5	1,0 (0,43)	0,13	0,07	0,33
Kwik	< 0,19	< 0,23	< 0,08	0,07 (0,14)	0,15	0,10	0,07
Koper	82	45	87	17 (13)	41,9	13,0	10,0
Nikkel	< 3,7	4,8	3,5	57	9,2	4,6	< 2,5
Lood	5,3	7,8	8,6	3,2 (1,5)	49	12	4,4
Zink	361	361	411	175	233	211	179
Chroom	2,2	4,1	4,1	2,7 (1,9)	1,1	5,8	< 0,4
<i>PCB's (µg/kg_{vet})</i>							
PCB 28	44	10	30		91		
PCB 52	954	463	888		321		
PCB 101	2371	1735	2030		694		
PCB 118	1445	896	1167		409		
PCB 138	5452	4047	4313		1068		
PCB 153	2998	2081	2182		1393		
PCB 180	1063	549	685		820		
Σ _{7standaard} -PCB's	14327	9781	11294	283 (576)	4794	1606	278
<i>PAK's (µg/kg_{vet})</i>							
Naftaleen	< 327	< 318	< 304		< 223		
Acenafteleen	< 436	< 434	< 406		< 218		
Acenafteen	< 327	< 318	< 304		< 302		
Fluoreen	< 169	< 165	< 155		352		
Benzo(a)anthraceen	2998	3180	2791	< 168	3734		
Benzo(ghi)peryleen	600	752	533		1127		
Benzo(a)pyreen	763	983	761	54	1869		
Fenantreen	< 900	< 867	< 812	< 2340	2210		
Anthraceen	52	104	81	< 238	669		
Benzo(k)fluorantheen	709	896	685	62	1195		
Chryseen	2726	2891	2537	< 266	4568		
Fluorantheen	2344	3180	2791	< 2040	6056		
Benzo(b)fluorantheen	2072	2342	2004	140	2929		
Indeno(123cd)pyreen	354	636	355		1556		
Pyreen	5724	6071	6089	< 1242	7659		
Dibenzo(ah)anthraceen	114	< 95	96		212		
Σ 16 PAK's	18457	21035	18722	256	33355	825	3967
<i>Organochloorbestrijdingsmiddelen (µg/kg_{vet})</i>							
Dieldrin	55	52	46	22	15		
Endrin	< 150	< 211	< 173		< 60		
pp-DDT	2	1	24	< 24	< 0,5		
op-DDT	< 4	< 5	< 4	< 16	< 1,4		
pp-DDE	300	260	226	20 (32)	74	468	< 21
op-DDE	< 1	< 1	< 1		< 27		
pp-DDD	172	182	223	< 38	76,00	< 38	< 28
op-DDD	41	38	53	< 30	43,50		
alfa-HCH	< 14	< 14	< 13	24 (10)	< 5		
beta-HCH	< 79	< 110	< 89		< 21		
gamma-HCH (lindaan)	273	289	254	26 (55)	38	35	32
Heptachloor	< 3	< 3	< 3		< 12		
cis-Heptachl.epoxide	65	69	58		< 7,3		
trans-Heptachl.epoxide	< 3	< 3	< 3		< 0,5		
Hexachloorbenzeen	101	119	< 1	< 6 (10)	197,50	< 15	< 11
QCB	6	4	< 2	< 4		13	12
Octachloorstyreen	20	14	11	< 4		< 14	< 11
<i>Organochloorbestrijdingsmiddelen (µg/kg_{vet})</i>							
Drooggewicht (%)	19	16	19	5,0	18	11	14
Vet (%)	3,7	3,5	3,9	0,5	2,1	1,1	1,1

1) weke delen van zoetwatermosselen (Corbicula) of oligochaeten (bioaccumulatie-experiment)

2) Gegevens afkomstig uit Den Besten, 1997

3) Gegevens tussen haakjes ontleend aan Van der Valk et al [1989, via Den Besten, 1997]. Het lage drooggewicht % en het lage vetgehalte zijn waarschijnlijk veroorzaakt doordat veel aanhangend vocht bij het referentiemateriaal is terechtgekomen; het vetgehalte is op drooggewichtbasis 10%.

4) MM-Dijk = Markermeer, in de hoek bij de dijk Lelystad-Enkhuizen
MM-BvK = Markermeer, Blocq van Kuffeler

Bijlage VII-b Gehalten van contaminanten in vissen uit Amer

Stof	Vissen uit Amer							Vissen uit Oude Venen ¹⁾		
	blankvoorn 10-14 cm	blankvoorn 14-38 cm	brasem 14-27 cm	brasem > 28 cm	snoekbaars < 10 cm	snoekbaars 11-33 cm	paling 20-35 cm	Range min-max	blankvoorn Range min-max	Mediaan
Zware metalen (mg/kg ds.)										
Cadmium	< 0,07	< 0,07	< 0,06	0,17	0,09	< 0,08	0,16	< 0,06 - 0,17	< 0,02	< 0,02
Kwik	< 0,32	< 0,32	< 0,29	0,61	< 0,07	< 0,34	< 0,3	< 0,07 - 0,61	0,08 - 0,13	0,09
Zink	96	88	38	56	51	37	81	37 - 96		
PCB's (µg/kg vet)										
PCB 28	159	126	223	205	189	286	46	46 - 286		
PCB 52	621	537	840	828	1356	2322	617	537 - 2322		
PCB 101	393	1688	2400	3219	7409	7021	1823	393 - 7409		
PCB 118	621	629	994	1380	2680	2970	1024	621 - 2970		
PCB 138	1719	3376	4457	7129	17341	12961	6029	1719 - 17341		
PCB 153	953	1841	2571	4369	10404	7561	3645	953 - 10404		
PCB 180	518	982	1268	2989	6148	3564	2243	518 - 6148		
Σ standaard-PCB's	4984	9179	12753	20119	45527	36685	15427	4984 - 45527	172 - 299	199
Σ non-ortho-PCB's	15	15	21	29	17	27	2	2 - 29		< 2,2
Σ mono-ortho-PCB's	4363	8550	11759	18740	42847	33715	14404	4363 - 42847		90
Σ TEQ non- & mono-ortho-PCB's	0,39	0,45	0,60	1,15	1,05	1,29	0,35	0,35 - 1,29	0,02 - 0,03	0,024
TCDD		0,034					0,031	0,031-0,034		
Σ TEQ dioxinen & dibenzofuranen		0,082					0,052	0,052 - 0,082		
Organochloorbestrijdingsmiddelen (µg/kg vet)										
Dieldrin	56	40	46	37	50	70	63	37 - 70		
Endrin	< 1	< 1	< 1	< 1	< 2	< 1	< 1	< 1		
pp-DDT	< 1	1	< 1	< 1	< 2	26	53	< 1 - 53		
op-DDT	< 4	< 4	< 6	51	115	76	< 4	< 4 - 115		
pp-DDE	290	261	411	575	1245	756	463	261 - 1245	< 10 - 60	< 10
op-DDE	< 1	< 1	< 1	< 1	< 2	< 1	< 1	< 1		
pp-DDD	207	153	343	230	315	486	421	153 - 486	< 10	< 10
op-DDD	41	37	51	< 6	73	70	< 5	< 5 - 73	< 10	< 10
alfa-HCH	< 10	< 15	< 17	< 11	< 79	< 27	< 14	< 79	< 2 - 15	7
beta-HCH	< 23	< 25	< 29	< 25	< 36	23	< 22	< 22 - 23	196 - 989	369
gamma-HCH (lindaan)	207	307	343	161	158	270	280	158 - 343	14 - 26	16
Heptachloor	27	26	46	32	28	39	< 3	< 3 - 46		
cis-Heptachl.epoxide	< 1	< 1	< 1	< 1	< 2	14	7	< 1 - 14		
trans-Heptachl.epoxide	< 2	< 2	< 2	< 2	< 16	< 5	< 1	< 16		
HCB	311	322	377	460	347	405	365	311 - 460	< 4 - 310	111
OCB	20	23	29	34	11	15	22	11 - 34	< 1 - 55	22
Octachloorstyreen	27	26	39	67	129	103	45	26 - 129	< 10 - 673	123
Drooggewicht (%)	27	26	24	24	17	22	28	17 - 28	15 - 16	15
Vet (% op natgewicht)	4,8	6,5	5,8	4,4	0,6	1,9	7,1	0,6 - 6,5	0,6 - 1,0	0,8

< Waarden lager dan de aangegeven detectielimiet
¹⁾ Voor Oude Venen is gemeten in blankvoorn (n=3), lengteklassen: <10 / 10-14 / >14 cm.

Bijlage VII-c Gehalten van contaminanten in waterplanten uit Amer

Stof	Waterplanten uit Amer				Waterplanten uit Oude Venen ¹⁾		
	Schedefonteinkruid <i>Potamogeton pectinatus</i> Vak I zuid, Amer-uitloop Locatie 9	Rivierfonteinkruid <i>Potamogeton nodosus</i> vak H zuid, Amer-uitloop Locatie 7	Rivierfonteinkruid <i>Potamogeton nodosus</i> vak D noord, middelste deel Locatie 3	Zittende Zannichella <i>Zannichellia palustris palustris</i> vak D zuid, middelste deel Locatie 3	Range <i>min - max</i>	Mediaan	Gemiddelde
<i>Zware metalen (mg/kg_{ds})</i>							
Cadmium	1,72	1,08	2,21	2,98	1,08 - 2,98	1,97	0,19
Kwik	0,19	< 0,07	< 0,07	0,09	< 0,07 - 0,19	0,13	< 0,04
Koper	39	42	39	268	39 - 268	41	1,3
Nikkel	21	9	16	32	9 - 32	19	1,6
Lood	31	20	15	43	15 - 43	26	2,8
Zink	284	249	374	494	249 - 494	329	17
Chroom	23	12	7	19	7 - 23	16	1,0
<i>PCB's (µg/kg_{vet})</i>							
PCB 28	168	< 67	67	206	< 67 - 206	118	
PCB 52	416	320	253	521	253 - 521	368	
PCB 101	604	527	466	944	466 - 944	566	
PCB 118	316	200	173	401	173 - 401	258	
PCB 138	940	738	733	1627	733 - 1627	839	
PCB 153	651	527	666	1302	527 - 1302	659	
PCB 180	443	292	333	900	292 - 900	388	
Σ7standaard-PCB's	3538	2538	2690	5900	2538 - 5900	3114	2490
<i>PAK's (µg/kg_{vet})</i>							
Naftaleen	< 3894	< 2109	< 1965	< 6291			
Acenafteleen	< 5036	< 2742	< 2564	< 8134			
Acenafteen	< 3827	< 2074	< 1931	< 6182			
Fluoreen	< 1947	< 1055	< 999	< 3145			
Benzo(a)anthraceen	4364	1476	1632	3254	1476 - 4364	2443	
Benzo(ghi)peryleen	7386	1371	1732	4555	1371 - 7386	3144	
Benzo(a)pyreen	3693	1160	1865	3579	1160 - 3693	2722	
Fenantreen	< 10743	< 5625	< 5328	< 17353			
Anthraceen	1074	< 316	333	< 976	< 316 - 1074	655	
Benzo(k)fluorantheen	2417	< 1230	1365	< 3688	< 1230 - 2417	1891	
Chryseen	3827	1687	2397	4121	1687 - 4121	3112	
Fluorantheen	10743	< 4570	< 3996	< 13015	< 3996 - 10743	< 7657	
Benzo(b)fluorantheen	5976	2180	3263	7917	2180 - 7917	4620	
Indeno(123cd)pyreen	< 3357	< 1828	2298	5531	< 1828 - 5531	2828	
Pyreen	7386	< 2426	2930	< 7158	< 2426 - 7386	5044	
Dibenzo(ah)antracene	< 1141	< 633	< 566	< 1844			
Σ 16 PAK's	46865	7874	17815	28958	7874 - 46865	23387	11905
<i>Organochloorbestrijdingsmiddelen (µg/kg_{vet})</i>							
Dieldrin	< 40	67	< 20	< 65	< 20 - 67	< 65	< 87
Endrin	< 13	< 7	< 7	< 22			
pp-DDT	20	< 7	20	33	< 7 - 33	20	
op-DDT	< 60	< 32	< 30	< 98			
pp-DDE	154	120	110	184	110 - 184	137	< 180
op-DDE	< 13	< 7	< 7	< 22			
pp-DDD	< 671	< 295	< 333	< 1085			< 87
op-DDD	< 74	< 39	< 37	< 108			< 87
alfa-HCH	< 336	< 176	< 166	< 542			< 76
beta-HCH	< 1679	< 668	< 699	< 2278			< 2645
gamma-HCH (lindaan)	< 3357	< 1406	< 1665	< 5423			< 137
Heptachloor	316	28	37	87	28 - 316	62	
cis-Heptachl.epoxide	< 13	< 7	< 7	< 22			
trans-Heptachl.epoxide	< 67	< 7	< 33	< 108			
HCB	349	112	103	195	103 - 349	154	< 125
OCB	< 20	18	< 10	< 33	< 10 - 18	< 19	< 14
Octachloorstyreen	< 13	32	37	76	< 13 - 76	35	< 87
Drooggewicht (%)	8	11	13	14	8 - 14	12	9
Vet (% op natgewicht)	0,2	0,3	0,3	0,1	0,1 - 0,3	0,3	0,3

< Waarden lager dan de aangegeven detectielimiet

1) Voor Oude Venen is gemeten in 3 monsters van schedefonteinkruid (2 wortel, 1 blad).

Soort	Gebied	Locatie	% drooggew.	% vet	Zware metalen mg/kg versgewicht						
					Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Cr	Ni
Schelpdieren											
Corbicula	Amer	Oost	19	3,7	< 0.04	0,37	1,0	15,3	67	0,4	< 0.7
Corbicula	Amer	Midden	16	3,5	< 0.04	0,26	1,2	7,2	58	0,7	0.8
Corbicula	Amer	West	19	3,9	< 0.02	0,29	1,6	16,6	78	0,8	0,7
Dreissena	IJsselmeer	IJsselm. 1)	5	0,5	< 0.01	0,05	0,2	1,3	9	0,1	2,9
Oligochaeten											
Oligochaeten	Amer	Locatie 6 (duplo I)	19	2,1	0.03 ²⁾	0.01 ²⁾	5,9	9,9	42	0.2 ²⁾	1,6
Oligochaeten	Amer	Locatie 6 (duplo II)	17	1,8	0.02 ²⁾	0,04	11,4	5,4	41	0,2	1,7
Oligochaeten	Markermeer	MM-dijk Enkhuizen ¹⁾	11	1,1	0,01	0,01	1,3	1,4	23	0,6	0,5
Oligochaeten	Markermeer	MM-Blocq v Kuffeler ¹⁾	14	1,1	0,01	0,05	0,6	1,4	24	< 0.06	< 0.34
Oligochaeten	Drontermeer		16	2,3	0,02	< 0.01	1,3	4,8	32	< 0.05	< 0.22
Vissen											
Blankvoorn 10-14 cm	Amer		27	4,8	< 0.09	< 0.019		26			
Blankvoorn 14-38 cm	Amer		26	6,5	< 0.08	< 0.019		23			
Brasem 14-27 cm	Amer		24	5,8	< 0.07	< 0.015		9			
Brasem > 28 cm	Amer		24	4,4	0,15	0,04		13			
Snoekbaars < 10 cm	Amer		17	0,6	< 0.01	0,01		9			
Snoekbaars 11-33 cm	Amer		22	1,9	< 0.07	< 0.016		8			
Paling 20-35 cm	Amer		28	7,1	< 0.09	0,05		23			
Waterplanten											
P. pectinatus	Amer	Locatie 9	8	0,2	0,02	0,14	2,5	3,1	23	1,8	1,7
P. nodosus	Amer	Locatie 7	11	0,3	< 0.007	0,11	2,1	4,5	26	1,3	0,9
P. nodosus	Amer	Locatie 3	13	0,3	< 0.009	0,30	2,0	5,3	50	1,0	2,2
Z. palustris	Amer	Locatie 3	14	0,1	0,01	0,40	5,8	36,0	67	2,6	4,3

1) Gegevens afkomstig uit Den besten, 1997

20 Gehaltes tussen aantoonbaarheidsgrens en onderste bepalingsgrens die daarmee een grotere onzekerheidsmarge hebben

<d.l. Waarden onder de detectielimiet

Soort	Gebied	Locatie	Organochloor bestrijdingsmiddelen (OCB's) µg/kg versgewicht									
			HCB	QCB	Heptachloor	Octachloorst.	op-DDE	pp-DDE	op-DDD	pp-DDD	op-DDT	pp-DDT
Schelpdieren												
Corbicula	Amer	Oost	3,70	0,23	< 0,10	0,72	< 0,03	11,0	1,5	6,3	< 0,15	0,09
Corbicula	Amer	Midden	4,10	0,14	< 0,10	0,50	< 0,03	9,0	1,3	6,3	< 0,16	0,04
Corbicula	Amer	West	<0,04	< 0,06	< 0,11	0,42	< 0,04	8,9	2,1	8,8	< 0,17	0,95
Dreissena	IJsselmeer	IJsselm. 1)	< 0,03	< 0,02	< 0,04	< 0,02	< 0,08	0,1	< 0,15	< 0,19	< 0,08	< 0,12
Oligochaeten												
Oligochaeten	Amer	Locatie 6 (duplo I)										
Oligochaeten	Amer	Locatie 6 (duplo II)	5		< 0,01	< 0,01	< 0,14	2	1	2	< 0,02	< 0,01
Oligochaeten	Markermeer	MM-dijk Enkhuizen ¹⁾	3		< 0,43	< 0,01	< 0,86	1	1	1	< 0,03	< 0,01
Oligochaeten	Markermeer	MM-Blocq v Kuffeler ¹⁾	< 0,17	0,15	< 0,22	< 0,16	< 0,45	5,29	< 0,58	< 1,84	< 1,99	< 1,98
Oligochaeten	Drontermeer		< 0,12	0,13	< 0,16	< 0,12	< 0,32	< 0,23	< 0,41	< 0,12	< 0,14	< 0,14
			< 0,1		< d.l.		< d.l.	1	< 0,1	1	< d.l.	< d.l.
Vissen												
Blankvoorn 10-14 cm	Amer											
Blankvoorn 14-38 cm	Amer		15	0,98	1,30	1,30	< 0,04	14	2,0	10	< 0,20	< 0,04
Brasem 14-27 cm	Amer		21	1,50	1,70	1,70	< 0,06	17	2,4	10	< 0,27	0,07
Brasem > 28 cm	Amer		22	1,70	2,70	2,30	< 0,07	24	3,0	20	< 0,32	< 0,07
Snoekbaars < 10 cm	Amer		20	1,50	1,40	2,90	< 0,04	25	< 0,24	10	2,20	< 0,04
Snoekbaars 11-33 cm	Amer		2,2	0,07	0,18	0,82	< 0,01	8	0,5	2	0,73	< 0,01
Paling 20-35 cm	Amer		7,5	0,28	0,72	1,90	< 0,02	14	1,3	9	1,40	0,49
			26	1,60	< 0,19	3,20	< 0,06	33	< 0,35	30	< 0,29	3,80
Waterplanten												
P. pectinatus	Amer	Locatie 9										
P. nodosus	Amer	Locatie 7	0,52	< 0,03	0,47	< 0,02	< 0,02	0,23	< 0,11	< 1,00	< 0,09	0,03
P. nodosus	Amer	Locatie 3	0,32	0,05	0,08	0,09	< 0,02	0,34	< 0,11	< 0,84	< 0,09	< 0,02
Z. palustris	Amer	Locatie 3	0,31	< 0,03	0,11	0,11	< 0,02	0,33	< 0,11	< 1,00	< 0,09	0,06
			0,18	< 0,03	0,08	0,07	< 0,02	0,17	< 0,10	< 1,00	< 0,09	0,03

1) Gegevens afkomstig uit Den besten, 1997

20 Gehaltes tussen aantoonbaarheidsgrens en onderste bepalingsgrens die daarmee een grotere onzekerheidsmarge hebben

<d.l. Waarden onder de detectielimiet

Soort	Gebied	Locatie	Organochloor bestrijdingsmiddelen (OCB's) in µg/kg versgewicht						
			a-HCH	b-HCH	g-HCH	cis-HEPO	trans-HEPO	Dieldrin	endrin
Schelpdieren									
Corbicula	Amer	Oost	< 0,50	< 2,9	10,0	2,4	< 0,10	2,0	< 5,5
Corbicula	Amer	Midden	< 0,50	< 3,8	10,0	2,4	< 0,10	1,8	< 7,3
Corbicula	Amer	West	< 0,50	< 3,5	10,0	2,3	< 0,10	1,8	< 6,8
Dreissena	IJsselmeer	IJsselm. 1)	0,12	< 1,1	0,1	< 0,06	< 0,06	0,1	< 0,15
Oligochaeten									
Oligochaeten	Amer	Locatie 6 (duplo I)	< 0,06	< 0,41	0,572)	< 0,32	< 0,01	0,3	< 2,2
Oligochaeten	Amer	Locatie 6 (duplo II)	< 0,11	< 0,43	0,912)	< 0,01	< 0,01	0,3	< 0,43
Oligochaeten	Markermeer	MM-dijk Enkhuizen ¹⁾	< 0,48	< 3,8	< 0,59	< 1,3	< 2,19	< 1,03	2,47
Oligochaeten	Markermeer	MM-Blocq v Kuffeler ¹⁾	< 0,03	< 0,2	0,15	< 0,08	< 0,13	< 0,06	< 0,11
Oligochaeten	Drontermeer		< d.l.	< d.l.	< d.l.		< 0,1	< d.l.	
Vissen									
Blankvoorn 10-14 cm	Amer		< 0,50	< 1,10	10	< 0,04	< 0,10	2,70	< 0,04
Blankvoorn 14-38 cm	Amer		< 1,00	< 1,60	20	< 0,06	< 0,10	2,60	< 0,06
Brasem 14-27 cm	Amer		< 1,00	< 1,70	20	< 0,07	< 0,10	2,70	< 0,07
Brasem > 28 cm	Amer		< 0,50	< 1,10	7	< 0,04	< 0,10	1,60	< 0,04
Snoekbaars < 10 cm	Amer		< 0,50	< 0,23	1	< 0,01	< 0,10	0,32	< 0,01
Snoekbaars 11-33 cm	Amer		< 0,50	0,42	5	0,25	< 0,10	1,30	< 0,02
Paling 20-35 cm	Amer		< 1,00	< 1,60	20	0,52	< 0,10	4,50	< 0,06
Waterplanten									
P. pectinatus	Amer	Locatie 9	< 0,50	< 2,5	< 5	< 0,02	< 0,10	< 0,06	< 0,02
P. nodosus	Amer	Locatie 7	< 0,50	< 1,9	< 4	< 0,02	< 0,02	0,19	< 0,02
P. nodosus	Amer	Locatie 3	< 0,50	< 2,1	< 5	< 0,02	< 0,10	< 0,06	< 0,02
Z. palustris	Amer	Locatie 3	< 0,50	< 2,1	< 5	< 0,02	< 0,10	< 0,06	< 0,02

1) Gegevens afkomstig uit Den besten, 1997

20 Gehaltes tussen aantoonbaarheidsgrens en onderste bepalingsgrens die daarmee een grotere onzekerheidsmarge hebben

<d.l. Waarden onder de detectielimiet

Soort	Gebied	Locatie	PCB's en dioxines (µg/kg versgewicht)							TCDD
			PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 180	
Schelpdieren										
Corbicula	Amer	Oost	2	35	87	53	200	110	39	
Corbicula	Amer	Midden	0	16	60	31	140	72	19	
Corbicula	Amer	West	1	35	80	46	170	86	27	
Dreissena	IJsselmeer	IJsselm. ¹⁾					<1			
Oligochaeten										
Oligochaeten	Amer	Locatie 6 (duplo I)	2	8	14	8	21	27	16	
Oligochaeten	Amer	Locatie 6 (duplo II)	2	5	14	9	22	29	17	
Oligochaeten	Markermeer	MM-dijk Enkhuizen ¹⁾					7			
Oligochaeten	Markermeer	MM-Blocq v Kuffeler ¹⁾					2			
Oligochaeten	Drontermeer		1	3	4	4	6	4	1	
Vissen										
Blankvoorn 10-14 cm	Amer		8	30	19	30	83	46	25	
Blankvoorn 14-38 cm	Amer		8	35	110	41	220	120	64	0,002
Brasem 14-27 cm	Amer		13	49	140	58	260	150	74	
Brasem > 28 cm	Amer		9	36	140	60	310	190	130	
Snoekbaars < 10 cm	Amer		1	9	47	17	110	66	39	
Snoekbaars 11-33 cm	Amer		5	43	130	55	240	140	66	
Paling 20-35 cm	Amer		3	44	130	73	430	260	160	0,002
Waterplanten										
P. pectinatus	Amer	Locatie 9	0,3	0,6	0,9	0,5	1,4	1,0	0,7	
P. nodosus	Amer	Locatie 7	< 0,2	0,9	1,5	0,6	2,1	1,5	0,8	
P. nodosus	Amer	Locatie 3	0,2	0,8	1,4	0,5	2,2	2,0	1,0	
Z. palustris	Amer	Locatie 3	0,2	0,5	0,9	0,4	1,5	1,2	0,8	

1) Gegevens afkomstig uit Den besten, 1997

20 Gehaltes tussen aantoonbaarheidsgrens en onderste bepalingsgrens die daarmee een grotere onzekerheidsmarge hebben

<d.l. Waarden onder de detectielimiet

Soort	Gebied	Locatie	Σ 7-PCB's	ΣTEQ-mo-PCB's	Somparameters in µg/kg versgewicht			Σ16-PAK's
					ΣTEQ-no-PCB's	ΣTEQ-PCB's	ΣTEQ-Dioxins	
<i>Schelpdieren</i>								
Corbicula	Amer	Oost	526					677
Corbicula	Amer	Midden	338					728
Corbicula	Amer	West	445					738
Dreissena	IJsselmeer	IJsselm. 1)						
<i>Oligochaeten</i>								
Oligochaeten	Amer	Locatie 6 (duplo I)	96					691
Oligochaeten	Amer	Locatie 6 (duplo II)	98					609
Oligochaeten	Markermeer	MM-dijk Enkhuizen1)						
Oligochaeten	Markermeer	MM-Blocq v Kuffeler1)						
Oligochaeten	Drontermeer							
<i>Vissen</i>								
Blankvoorn 10-14 cm	Amer		241	0,006	0,013	0,019		
Blankvoorn 14-38 cm	Amer		598	0,008	0,021	0,029	0,003	
Brasem 14-27 cm	Amer		744	0,010	0,025	0,035		
Brasem > 28 cm	Amer		875	0,014	0,036	0,050		
Snoekbaars < 10 cm	Amer		289	0,002	0,005	0,007		
Snoekbaars 11-33 cm	Amer		679	0,008	0,016	0,024		
Paling 20-35 cm	Amer		1100	0,013	0,012	0,025	0,003	
<i>Waterplanten</i>								
P. pectinatus	Amer	Locatie 9	5,3					70
P. nodosus	Amer	Locatie 7	7,2					22
P. nodosus	Amer	Locatie 3	8,1					54
Z. palustris	Amer	Locatie 3	5,4					27

1) Gegevens afkomstig uit Den besten, 1997

20 Gehaltes tussen aantoonbaarheidsgrens en onderste bepalingsgrens die daarmee een grotere onzekerheidsmarge hebben

<d.l. Waarden onder de detectielimiet

Bijlage VII-e Criteria voor de beoordeling van risico's op doorvergiftiging

MTR's voor de beoordeling van de risico's van doorvergiftiging van vogels, berekend voor specifieke typen voedsel

Type voedsel	MTR gehanteerd op basis van gehalte in graan (Vd Plassche "et al 1994;" Beek 1995)	MTR voor kleine vis met laag vet% corr 0.35x	MTR voor matig vette vis corr 0.45x	MTR voor mossel corr 0.19x	MTR voor muggelarven of wormen corr 0.14x	MTR voor plant assimil. efficiency 40% i.p.v. 75% corr 0.06x
energie inhoud	13,7 kJ/g	4,8 kJ/g	6,2 kJ/g	2,6 kJ/g	1,9 kJ/g	1,5 kJ/g
Contaminant (mg/kg vers voedsel)						
pp-DDT	0,21	0,074	0,095	0,040	0,029	0,012
op-DDT	5	1,8	2,3	0,9	0,7	0,3
pp-DDE	0,15	0,053	0,068	0,028	0,021	0,009
pp-DDD	0,11	0,039	0,050	0,021	0,015	0,006
lindaan	0,16	0,056	0,072	0,030	0,022	0,009
beta-HCH	63	22,1	29	12	8,7	3,7
aldrin	0,005	0,002	0,002	0,0009	0,0007	0,0003
dieldrin	0,29	0,102	0,131	0,055	0,040	0,017
cadmium	0,041	0,014	0,019	0,008	0,006	0,002
methyl-Hg	0,093	0,033	0,042	0,018	0,013	0,005
Hg	0,4	0,140	0,181	0,076	0,055	0,023
HCB	0,5	0,175	0,226	0,095	0,069	0,029
PCB-153	2	0,701	0,905	0,380	0,277	0,117
TCDD (ng/kg)	-	1,5	2,0	0,839	0,613	0,258
PCB-153*	-	0,005	0,006	0,005	0,004	0,0017
endosulfan	8,1	2,8	3,7	1,5	1,1	0,5
endrin	0,13	0,046	0,059	0,025	0,018	0,008
heptachloor	0,9	0,315	0,407	0,171	0,125	0,053
heptachloorepoxide	0,002	0,001	0,001	0,0004	0,0003	0,0001
pentachloorfenol	25	8,8	11	4,7	3,5	1,5

* : PCB-153 als gidsstof voor PCB's met dioxine-achtige werking

Bijlage VIII Risicogrenzen uitgedrukt als MTR_{bodem} voor doorvergiftiging

MTR-waarden voor concentraties in de bodem rekening houdend met doorvergiftigingsrisico's

Stof	Kritisch niveau
.....
Cadmium (mg/kg)	1,2 ¹⁾
Kwik (mg/kg)	0,24 ²⁾
PCB-153 (als indicator voor PCB's met dioxine-achtige werking; mg/kg)	0,0009 ³⁾

1) Waarden deels gebaseerd op gegevens uit RIVM rapport 601501009

2) Recent opgesteld door Den Besten

3) Waarden gebaseerd op gegevens uit RIVM rapport 601501006, waar een norm voor PCB-118 wordt voorgesteld (0,3 µg/kg). Deze is vervolgens omgerekend in een norm voor PCB-153 op basis van de gem. verhouding tussen 118 en 153 zoals die in de Amer is vastgesteld.

Bijlage IX-a Lijst met NOEC-waarden

Lijst met NOEC-waarden (laagste gerapporteerde) voor de berekening van Toxic Units.
Bron: Mulder [1994], Den Besten [1997]

Stof	NOEC Bioassay met <i>Daphnia</i> (mg/kg sediment)	NOEC Bioassay met <i>Chironomus</i> (mg/kg sediment)	NOEC Microtox-test (mg/kg sediment)
As	4200	238	6533
Cd	6,9	32	22533
Cr	967	266	259067
Cu	196,7	320	867
Hg	8,2	11,5	657
Pb	3840	4228	25600
Ni	53,3	153 ¹⁾	3200
Zn	3080	5605	9093
PCB 28	> 19 ¹⁾		
PCB 52	> 39 ¹⁾		
PCB 101	> 40 ¹⁾		
PCB 118	> 360 ¹⁾	24,9 ¹⁾	
PCB 138	> 77 ¹⁾		
PCB 153	> 110 ¹⁾		
PCB 180	> 160 ¹⁾		
Fluorantheen	22,48	32,4	125 ²⁾
Benzo(k)fluorantheen	7,5		
Benzo(b)fluorantheen			105,9
Benzo(a)pyreen	18,4	7,4	59133 ²⁾
Benzo(ghi)peryleen	0,77		22,1
Indeno(123cd)pyreen			
Naftaleen	3,3	15,6	7,1 ²⁾
Antraceen	8,28	3,1	28,6 ²⁾
Pyreen	15,2	9,5	350 ²⁾
Dibenzo(ah)antraceen	1,17		11,2
Chryseen	37,2		4349 ²⁾
Fenantreen	21,3	49,6	3 ²⁾
Benzo(a)antraceen	28,5		773 ²⁾
α-HCH	17,8		
β-HCH	138,3		
γ-HCH (lindaan)	4,6	0,037	275
Heptachloor	15,6	2,49	
Heptachloorepoxide	42,1	7,0	17630
Aldrin	2359	0,217	11793307
Dieldrin	1587	4,96	592309
Endrin	0,387	0,016	
DDD	22,3	121	
DDE	0,12	596	
DDT	1,94	11	68548
HCB	6,1	18,9	849,9
α-endosulfan	2,5	0,488	
Hexachloorbutadieën	17,2		13,8
Pentachloorbenzeen	37,5	2	
Chloordaan	178		167142
Pentachloorfenol	2,73	19,05	51,5

¹⁾ Waarde afkomstig uit Den Besten, 1997

²⁾ Waarde recent vastgesteld maar nog niet gepubliceerd

Bijlage IX-b Som Toxic Units in de toplaag van het sediment

Locatie	Monster-punt	Bioassay: Daphnia			Bioassay: Chironomus			Bioassay: Microtox		
		TU's-metalen	TU's-OCB's	TU's-PAK's	TU's-metalen	TU's-OCB's	TU's-PAK's	TU's-metalen	TU's-OCB's	TU's-PAK's
1	AM04	0,94	0,00	0,67	0,17	0,00	0,11	0,00	0,00	0,15
	AM05	2,78	0,00	1,46	1,25	0,00	0,36	0,00	0,00	0,27
	AM10	1,56	0,00	1,41	0,63	0,00	0,29	0,00	0,00	0,23
	Gem ± std	1,76 ± 0,94	0,00 ± 0,00	1,18 ± 0,44	0,68 ± 0,54	0,00 ± 0,00	0,25 ± 0,13	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,22 ± 0,06
2 a	AM01 ¹⁾	0,41	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	AM03 ¹⁾	0,21	0,00	0,44	0,00	0,00	0,57	0,00	0,00	0,00
	AM15	0,51	0,00	1,74	0,11	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00
	AM06	0,89	0,00	0,88	0,15	0,00	0,26	0,00	0,00	0,16
b	Gem ± std	0,51 ± 0,29	0,00 ± 0,00	0,77 ± 0,74	0,10 ± 0,07	0,00 ± 0,00	0,31 ± 0,24	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,04 ± 0,08
3	AM11	3,32	0,00	1,30	1,51	0,00	0,36	0,22	0,00	0,19
	AM12	2,54	0,00	2,68	1,32	0,00	0,88	0,10	0,00	0,68
	AM14	4,59	0,00	2,88	2,07	0,00	0,76	0,30	0,00	0,34
	Gem ± std	3,48 ± 1,03	0,00 ± 0,00	2,29 ± 0,86	1,63 ± 0,39	0,00 ± 0,00	0,67 ± 0,27	0,21 ± 0,10	0,00 ± 0,00	0,40 ± 0,25
4	AM02	2,75	0,00	1,71	1,17	0,00	0,53	0,00	0,00	0,33
	AM07	2,94	0,15	3,58	1,27	0,00	1,21	0,11	0,00	0,78
	AM08	1,35	0,00	1,59	0,54	0,00	0,35	0,00	0,00	0,31
	AM13	2,79	0,00	2,48	1,15	0,00	0,42	0,11	0,00	0,22
	Gem ± std	2,46 ± 0,74	0,04 ± 0,08	2,34 ± 0,92	1,03 ± 0,33	0,00 ± 0,00	0,63 ± 0,40	0,06 ± 0,06	0,00 ± 0,00	0,41 ± 0,25
5	AM21	2,96	0,00	2,23	1,22	0,00	0,57	0,10	0,00	0,33
	AM23	2,74	0,00	1,23	1,12	0,00	0,43	0,00	0,00	0,32
	AM24	1,52	0,00	1,22	0,62	0,00	0,48	0,00	0,00	0,50
	AM25	3,25	0,00	0,93	1,55	0,00	0,27	0,24	0,00	0,36
	Gem ± std	2,62 ± 0,76	0,00 ± 0,00	1,40 ± 0,57	1,13 ± 0,39	0,00 ± 0,00	0,44 ± 0,13	0,09 ± 0,11	0,00 ± 0,00	0,38 ± 0,08
6	AM09	1,79	0,00	2,59	0,83	0,00	0,64	0,00	0,00	0,41
	AM16	1,98	0,00	1,32	0,86	0,00	0,37	0,00	0,00	0,17
	AM19	2,42	0,00	1,18	1,05	0,00	0,32	0,11	0,00	0,26
	AM22	2,62	0,00	1,61	1,08	0,00	0,25	0,00	0,00	0,21
	Gem ± std	2,20 ± 0,38	0,00 ± 0,00	1,68 ± 0,64	0,96 ± 0,13	0,00 ± 0,00	0,40 ± 0,17	0,03 ± 0,06	0,00 ± 0,00	0,26 ± 0,11
7	AM26	5,27	0,00	3,93	3,24	0,00	2,46	0,33	0,00	1,29
	AM27	1,23	0,00	1,24	0,30	0,00	0,30	0,00	0,00	0,30
	AM28	1,69	0,00	2,84	1,04	0,00	1,23	0,12	0,00	1,15
	Gem ± std	2,73 ± 2,21	0,00 ± 0,00	2,67 ± 1,35	1,53 ± 1,53	0,00 ± 0,00	1,33 ± 1,08	0,15 ± 0,17	0,00 ± 0,00	0,91 ± 0,54
8	AM17	2,75	0,00	1,01	1,32	0,00	0,32	0,11	0,00	0,15
	AM18	2,29	0,00	1,09	0,98	0,00	0,31	0,00	0,00	0,26
	AM20	1,80	0,00	0,52	0,84	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18
	AM29	1,95	0,00	1,18	0,97	0,00	0,12	0,00	0,00	0,24
	Gem ± std	2,20 ± 0,42	0,00 ± 0,00	0,95 ± 0,29	1,03 ± 0,21	0,00 ± 0,00	0,19 ± 0,16	0,03 ± 0,06	0,00 ± 0,00	0,21 ± 0,05
9	AM30	2,61	0,00	4,88	1,39	0,00	1,48	0,00	0,00	1,41
	AM31	4,85	0,11	1,89	3,31	0,00	0,74	0,32	0,00	0,94
	Gem	3,73	0,06	3,39	2,35	0,00	1,11	0,16	0,00	1,18
10	AM32	2,57	0,00	1,13	1,10	0,00	0,29	0,10	0,00	0,27
	AM33	4,60	0,00	2,98	1,99	0,00	0,63	0,32	0,00	0,59
	AM34	3,25	0,00	4,30	1,48	0,00	1,16	0,12	0,00	0,82
	AM35	3,51	0,00	2,40	1,81	0,00	0,61	0,13	0,00	0,63
	Gem ± std	3,48 ± 0,84	0,00 ± 0,00	2,70 ± 1,32	1,60 ± 0,39	0,00 ± 0,00	0,67 ± 0,36	0,17 ± 0,10	0,00 ± 0,00	0,58 ± 0,23

¹⁾ Organisch-stofgehalte ligt onder de detectiegrens. Gerekend met een gehalte van 0,25% (= 1/2 van de detectiegrens)

Colofon

Auteurs:

J.F. Postma, C.M. Keijzers en
P.J. den Besten

Opdrachtgever:

Rijkswaterstaat, directie
Zuid-Holland

Toeleverende diensten c.q. bedrijven:

- * Rijkswaterstaat, Directie
Zuid-Holland
- * Rijkswaterstaat, RIZA
- * AquaSense
- * Instituut voor Milieuvraag-
stukken, VU
- * Bureau Waardenburg

Leden van de werkgroep

Biotisch Effectonderzoek

(BEO) Amer (1997-2001):

Mw M. Ohm (RWS-ZH, APS)
J. Oosterbaan (RIZA, WSE)
Mw C.A. Schmidt (RIZA, WSC)
C. van de Guchte (RIZA, WSC)
P.J. den Besten (RIZA, WSC)
